



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO

ESCOLA POLITÉCNICA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE  
JANEIRO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

**UTILIZAÇÃO DE *WETLANDS* NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO  
DE ATERROS SANITÁRIOS**

Dissertação de Mestrado

*Maria Jullyana Glaucia de Barros*

Rio de Janeiro

2013



Universidade Federal do Rio de Janeiro  
Escola Politécnica & Escola de Química  
Programa de Engenharia Ambiental

MARIA JULLYANA GLAUCIA DE BARROS

UTILIZAÇÃO DE *WETLANDS* NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO  
DE ATERROS SANITÁRIOS

Rio de Janeiro  
2013

**MARIA JULLYANA GLAUCIA DE BARROS**

**UTILIZAÇÃO DE *WETLANDS* NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO  
DE ATERROS SANITÁRIOS**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Juacyara Carbonelli Campos, D Sc  
Co-orientadora: Fabiana Valéria da Fonseca Araújo, D Sc

Rio de Janeiro

2013

# UTILIZAÇÃO DE *WETLANDS* NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS



**MARIA JULLYANA GLAUCIA DE BARROS**

Orientadora: Juacyara Carbonelli Campos, D Sc  
Co-orientadora: Fabiana Valéria da Fonseca Araújo, D Sc

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Aprovada pela Banca:

---

Presidente, Prof. Juacyara Carbonelli Campos, D Sc, UFRJ

---

Prof.<sup>a</sup>Fabiana Valéria da Fonseca Araújo, D Sc, UFRJ

---

Prof. Cristina Nassar, D Sc, UFRJ

---

Prof. Iene Christie Figueiredo, D Sc, UFRJ

---

Ladmir José de Carvalho, D Sc, UFRJ

Rio de Janeiro  
2013

Barros, Maria Jullyana Glaucia de

Utilização de *wetlands* no tratamento de lixiviado de aterros sanitários/ Maria Jullyana Glaucia de Barros – Rio de Janeiro, 2012. UFRJ/Escola Politécnica 2013.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Escola Politécnica, Rio de Janeiro, 2013.

Orientadora: Juacyara Carbonelli Campos  
Co-Orientadora: Fabiana Valéria da Fonseca Araújo

1. Lixiviado. 2. *Wetland*. 3. *Typha latifolia*. 4. Evapotranspiração. – Teses. I. Campos, Juacyara C. (Orient.). II Araújo, Fabiana Fonseca Valéria. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Escola Politécnica e Escola de Química. III.Título.

Dedico esta conquista à minha mãe e minha irmã Mônica por terem me amado sem reservas e porque de alguma forma salvaram minha vida.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao nosso mestre em comum, Jesus Cristo, pela permissão de mais uma realização da minha jornada terrena;

A minha Orientadora Juacyara Carbonelli Campos e co-orientadora Fabiana Valéria da Fonseca Araújo pela orientação deste trabalho, pela imensa paciência, amizade, carinho e incentivo, serei grata o resto da vida.

A toda minha família pela torcida mesmo quando muitas vezes não entenderam bem os caminhos pelos quais resolvi percorrer.

Às queridíssimas (poderia aumentar esse superlativo?) amigas Mariana Mattos e Viviane Koppe Jensen por terem posto as mãos na terra junto comigo unicamente pela amizade e carinho. Agradeço em especial a Letícia Sobral Maia pela parceria, amizade e carinho de sempre.

Aos amigos labtareanos pelos momentos descontraídos e pelo apoio sempre que necessário.

Aos queridos amigos do Centro Experimental de Saneamento Ambiental: Eder, Marcelo, Paulinho e os seguranças, pelo carinho, coleguismo, amizade e simpatia dedicados a mim e às minhas plantinhas.

Aos professores Iene, Ladimir José de Carvalho e Cristina Nassar por participarem desse momento tão importante;

À Escola Politécnica da UFRJ pela oportunidade de tanto aprendizado e aos grandes mestres que compõem o corpo docente desde curso.

À Escola de Química pela acolhida. Por ter permitido a realização dos experimentos em suas instalações e pelo comprometimento para com os alunos;

À Comlurb pela coleta e fornecimento do lixiviado.

## RESUMO

BARROS, Maria Jullyana Glaucia de. Utilização de *wetlands* no tratamento de lixiviado de aterros sanitários Rio de Janeiro, 2013, Dissertação (Mestrado) – Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

O tratamento do lixiviado gerado em aterros sanitários é ainda pouco considerado como parte importante de um problema a ser atendido. Porém, é de conhecimento geral que este lixiviado quando não é devidamente tratado, pode causar sérios danos ao meio natural, como a contaminação de solo e mananciais. No Brasil, poucos aterros possuem tratamento adequado para o lixiviado, criando muitas oportunidades de estudo que visem à resolução desta problemática. Este trabalho apresenta um estudo sobre o uso de *wetlands* no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Foi realizado um mapeamento tecnológico a fim de rastrear o avanço da utilização de sistemas de *wetlands* para tratamento do lixiviado. Além disso, foram montados sistemas de *wetlands* em pequena escala para tratamento de lixiviado oriundo do Aterro de Gericinó (Rio de Janeiro). Os *wetlands* montados utilizaram *Typha latifolia* como plantas de estudo, por sua grande capacidade de metabolização da matéria orgânica (nas zonas de raízes), consumo de nutrientes e evapotranspiração. Os resultados obtidos mostram que os *wetlands* são sistemas promissores para o tratamento de lixiviado, pois apresentam uma boa eficiência de remoção para DQO, COT, cloreto e turbidez, sendo provavelmente filtrado pela ação do substrato, bem como pelas raízes das plantas.

PALAVRAS-CHAVE: Lixiviado, *Wetland*, *Typha latifolia*, evapotranspiração,

## ABSTRACT

BARROS, Maria Jullyana Glaucia de. Use of *wetland* treatment of leachate from landfills Rio de Janeiro, 2013, Master Degree - Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

The treatment of the leachate generated in landfills is still not considered as an important part of a problem to be answered. However, it is common knowledge that this leachate when not properly treated can cause severe damage to the natural environment, such as the contamination of soil and water sources. In Brazil, a small numbers of landfill has adequate treatment for landfill leachate, creating many opportunities for study aimed at resolving this problem. This paper presents a study on the use of *wetlands* to treat landfill leachate. We conducted a mapping technology to track the progress of the use of *wetlands* systems to treat the leachate. In addition, systems were mounted on a small scale wetlands to treat leachate coming from the landfill Gericinó (Rio de Janeiro). *Wetlands* assembled using *Typha latifolia* plants as study, for his great ability to metabolize organic matter (root zones), nutrient intake and evapotranspiration. The results show that the *wetland* systems are promising for the treatment of leachate, because they present a good removal efficiency for COD, TOC, chloride and turbidity, probably filtered by the action of the substrate as well as by plant roots.

KEY-WORDS: Leachate, *Wetland*, *Typha latifolia*, evapotranspiration

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO 1 -INTRODUÇÃO.....</b>	<b>16</b>
1.1 Justificativa.....	17
1.2 Objetivos gerais.....	18
1.3 Objetivos específicos.....	18
<b>CAPÍTULO 2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>19</b>
2. 1 – Lixiviado de Aterro sanitários.....	20
2. 1. 1 – Geração e composição do lixiviado.....	21
2.1.2 Tratamento do lixiviado.....	25
2.2 <i>Wetlands</i> .....	28
2.2.1 Características gerais dos <i>wetlands</i> .....	30
2.2.2 Vegetação utilizada nos <i>wetlands</i> .....	33
2.2.3 Operação dos <i>wetlands</i> .....	37
2.2.4 Tipos de substratos utilizados como barreiras e filtros nos sistemas de <i>wetlands</i> .....	40
2.2.5 Aplicação de <i>wetlands</i> ao tratamento de efluentes.....	41
<b>CAPÍTULO 3 - MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>57</b>
3.1 Efluente utilizado.....	47
3.1.1 Caracterização do lixiviado.....	48
3.2 Estudo de caso – sistema piloto.....	50
3.2.1 Localização do <i>wetland</i> em escala piloto.....	50
3.2.2 Plantas utilizadas.....	51
3.2.3 Efluente lixiviado utilizado.....	52
3.2.4 Caracterização do lixiviado.....	52
3.2.5 Cálculo de eficiência de remoção.....	54
3.2.6 Metodologia analítica.....	54
3.3.2 Avaliação estatística.....	55
<b>CAPÍTULO 4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>57</b>
4.1 Mapeamento tecnológico- 10 anos.....	56
4.1.2 Aspectos voltados para o tratamento de lixiviado.....	58
4.2 Estudo de caso – Resultados obtidos durante o experimento.....	70

4.2.1 Monitoramento da perda de líquido.....	70
4.2.2 Resultados de eficiência de remoção.....	71
4.2.3 Avaliação estatística dos resultados.....	79
<b>CAPÍTULO 5 - CONCLUSÕES .....</b>	<b>83</b>
5.1 Conclusões a respeito do mapeamento tecnológico.....	83
5.2 Conclusões a respeito do Estudo de Caso.....	84
<b>CAPÍTULO 6 – SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....</b>	<b>84</b>
<b>CAPÍTULO 7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>85</b>

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Desenho Esquemático do balanço hidrológico do líquido percolado em aterros de resíduos.....	21
<b>Figura 2.</b> Esquema explicativo da dinâmica dos poluentes em relação às plantas tratadoras de resíduos.....	34
<b>Figura 3.</b> Representação das transformações que ocorrem com o nitrogênio em sistemas naturais.....	37
<b>Figura 4.</b> Representação das macrófitas flutuantes.....	40
<b>Figura 5.</b> Sistema de <i>wetland</i> superficial.....	41
<b>Figura 6.</b> Classificação do fluxo hidráulico de <i>wetlands</i> construídos.....	42
<b>Figura 7:</b> Sistema de <i>wetlands</i> sub-superficial horizontal.....	42
<b>Figura 8.</b> Desenho esquemático de um sistema de plantas emergentes com fluxo vertical.....	43
<b>Figura 9.</b> Fluxo superficial de <i>wetlands</i> construídos. . . . .	44
<b>Figura 10.</b> Ilustração da configuração do sistema.....	58
<b>Figura 11.</b> <i>Wetlands</i> em escala piloto.....	60
<b>Figura 12.</b> Foto aérea do CESA.....	60
<b>Figura 13.</b> Foto da planta utilizada – <i>Typha latifolia</i> .....	62
<b>Figura14.</b> Esquema dos parâmetros apresentados em ferramenta estatística Box-plot.....	66
<b>Figura15.</b> Evolução das publicações para s aplicados aos mais diversos fins ao longo de 10 anos.....	56
<b>Figura16.</b> Aplicabilidade de <i>wetlands</i> construídos.....	57
<b>Figura17.</b> Evolução das publicações nacionais e internacionais em 10 anos.....	58
<b>Figura 18.</b> Objetivo do emprego de <i>wetlands</i> .....	59
<b>Figura 19.</b> Plantas utilizadas na bibliográfica pesquisada.....	61
<b>Figura 20.</b> Tipo de substrato observados em artigos.....	66

<b>Figura 21</b> Tipo de fluxo observado em artigo .....	68
<b>Figura 22:</b> Monitoramento da perda de líquido nos experimentos.....	71
<b>Figura 23.a:</b> Monitoramento da DQO na entrada e na saída dos <i>wetlands</i> .....	72
<b>Figura 23.b</b> Eficiência de remoção de DQO nos <i>wetlands</i> .....	73
<b>Figura 24.a:</b> Monitoramento da COT na entrada e na saída dos <i>wetlands</i> .....	74
<b>Figura 24.b:</b> Eficiência de remoção de COT nos <i>wetlands</i> .....	74
<b>Figura 25.a:</b> Monitoramento de nitrogênio amoniacal na entrada e na saída dos <i>wetlands</i> .....	80
<b>Figura 25.b:</b> Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal nos <i>wetlands</i> .....	76
<b>Figura 26.a:</b> Monitoramento de fósforo na entrada e na saída dos <i>wetlands</i> .....	77
<b>Figura 26.b:</b> Eficiência na remoção de fósforo nos <i>wetlands</i> .....	77
<b>Figura 27.a:</b> Monitoramento de cloreto na entrada e na saída dos <i>wetlands</i> .....	78
<b>Figura 27.b:</b> Eficiência de remoção de cloreto fósforo nos <i>wetlands</i> .....	78
<b>Figura 28:</b> Monitoramento de turbidez na entrada e na saída dos <i>wetlands</i> ....	79
<b>Figura 24.c:</b> Avaliação estatística para os parâmetros DQO e COT.....	80
<b>Figura 27.c:</b> Avaliação estatística para o parâmetro cloreto.....	81
<b>Figura 26.c:</b> Avaliação estatística para o parâmetro fósforo.....	81
<b>Figura 28.b:</b> Avaliação estatística para o parâmetro turbidez.....	82

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Etapas da degradação e decomposição e estabilização de matéria orgânica no aterro.....	22
<b>Tabela 2.</b> Caracterização de lixiviado de aterros brasileiros.....	23
<b>Tabela 3.</b> Classificação do lixiviado x idade deste. ....	25
<b>Tabela 4.</b> Íons presentes no lixiviado e suas possíveis origens.....	27
<b>Tabela 5:</b> O tratamento de lixiviado por <i>wetlands</i> construídos nos últimos 10 anos.....	54
<b>Tabela 6:</b> Condições das caixas no estudo de caso.....	60.
<b>Tabela 7:</b> Caracterização do lixiviado utilizado.....	63
<b>Tabela 8:</b> Parâmetros utilizados nos métodos de análise.....	65

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

RSU: Resíduos sólidos urbanos

ABRELPE: Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

EEA: Europe's environment: the second assessment.

DQO: Demanda Química de Oxigênio

COT: Carbono Orgânico Total

DBO<sub>5</sub>: Demanda Bioquímica de oxigênio

NBR: Norma brasileira

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas

## **CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO**

O lixiviado proveniente dos resíduos sólidos urbanos (RSU) é uma grande problemática ambiental. Sabe-se que apesar de existirem muitos aterros sanitários no Brasil (ABRELPE, 2011), uma grande quantidade de RSU ainda são dispostos em lixões a céu aberto, sem nenhum tipo de tratamento.

Com isto, este lixiviado não tem, na grande maioria das vezes, o tratamento adequado para que se evite o impacto ambiental proveniente desta fonte.

Um dos maiores desafios para os administradores públicos municipais e todas as variantes da Política Nacional dos Resíduos Sólidos que permeiam os estados na forma de leis, é não só encontrar grandes áreas (o Brasil tem grande extensão territorial) que comportem estes RSU, mas, sobretudo áreas que sejam adequadas a este fim. Áreas que possam servir de local para acondicionamento deste RSU e de instalação de possíveis e adequados tratamentos a este, para que se minimize o risco do impacto ambiental. (SOUSA et al, 2002). Na atualidade, o método mais simples e de baixo custo de disposição de RSU são os aterros sanitários (EEA, 1998).

A disposição dos resíduos em aterros vai gerar subprodutos, tais como o lixiviado e o biogás, os quais necessitam serem drenados, coletados, conduzidos e tratados de forma adequada, para que não sejam dispostos no meio ambiente trazendo prejuízos ao ar, solo, águas subterrâneas e superficiais.

A Política Nacional dos Resíduos Sólidos (2010) especificou que os municípios possuem um prazo para terminar com os lixões sem controle algum e com isso criarem aterros sanitários dentro de normas específicas que já preveem, dentre muitas melhorias para a população local e para o meio onde estes aterros seriam instalados, bem como o tratamento do lixiviado.

O lixiviado, também chamado de líquido percolado ou chorume é o resultado da ação de enzimas dos microrganismos, produto resultante da degradação de resíduos e da infiltração de água nos aterros. Esta água percola o solo e contamina os lençóis freáticos, corpos d'água próximos ao lixão e ao mesmo tempo atraem vetores de doenças. Em função da elevada concentração de matéria orgânica e da presença de muitos compostos inorgânicos, o lixiviado necessita de tratamento anterior ao seu lançamento no corpo receptor (PIRES, 2002).

O lixiviado proveniente da disposição de RSU é um material muito poluente e o tratamento deste material tem sido um grande desafio. Este efluente apresenta uma composição química quase impossível de se prever, pois é oriundo de diversas fontes (RSU de diferentes naturezas). Apresentam uma composição química muito variável: substâncias inorgânicas e orgânicas, resultantes da biodegradação aeróbica e anaeróbica e também alguns compostos químicos que em contato com a água, liberam substâncias que passam a fazer parte deste lixiviado (KJELDSEN et al 2002).

A presença nos resíduos urbanos de materiais orgânicos de difícil degradação e de constituintes químicos (metais pesados, químicos inorgânicos, orgânicos, etc) confere ao lixiviado uma característica recalcitrante, em termos de tratamento biológico, essa característica, associada a uma elevada Demanda Química de Oxigênio (DQO), dificulta o seu tratamento em sistemas convencionais. Como alternativa, pode-se tentar solucionar esses problemas com sistemas de tratamento não convencionais como a fitorremediação.

Neste contexto, os *wetlands* construídos podem ser empregados como uma tecnologia de processo natural alternativa em diversos momentos durante o tratamento do lixiviado proveniente de RSU, podendo ser utilizado tanto no tratamento primário, secundário ou mesmo no polimento dos mesmos. *Wetlands* construídos apresentam vantagens econômicas, dispensam uso de energia elétrica se for utilizada a gravidade da água nos sistemas, além de possuírem uma beleza natural, pois os sistemas podem ser construídos de modo paisagístico. Não há gasto com produtos químicos e baixa manutenção, pois os sistemas

duram muito tempo funcionando com perfeição, se bem operados (ORMOND, 2012). Promovem além da absorção de nutrientes pelas plantas e a degradação de material orgânico por microrganismos situados no solo e que se aderem às raízes, constituintes do efluente podem ser imobilizados pelas plantas (ROBINSON et al, 1991).

Entre as alternativas de tratamento de lixiviado utilizadas em países desenvolvidos, particularmente em países europeus (como Inglaterra, França, etc) sistemas de *wetlands* vem ganhando força, pois envolve a concepção de se utilizar mecanismos naturais como uma forma eficiente e relativamente barata de tratamento. No caso do Brasil, devido ao clima, a técnica deve ser adaptada a nossa realidade ambiental.

### **1.1 Objetivo geral**

O presente trabalho apresenta como objetivo principal avaliar o tratamento de lixiviado utilizando *wetlands* do Centro de Tratamento de Resíduos de Gericinó (situado no bairro de Bangu, Rio de Janeiro, RJ).

### **1.2 Objetivos específicos**

- Avaliar, com base em levantamento de artigos científicos, a utilização de sistemas de *wetlands* para tratamento de lixiviado no Brasil e no mundo, nos últimos 10 anos; através levantamento em artigos científicos, as principais características dos *wetlands* utilizados em tratamento de lixiviados (tipo de planta, escoamento, etc);
- Estudar a eficiência de um sistema real de *wetlands*, em planta piloto para o tratamento de lixiviado bruto de aterro sanitário;
- Analisar a eficiência de remoção dos seguintes parâmetros: DQO, COT, Amônia, Cloreto, Turbidez, Fósforo e evolução do pH em sistemas de *wetlands* para tratamento de lixiviado;

## **CAPÍTULO 2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

Esta revisão da literatura contextualiza a utilização de sistemas de *wetlands* como parte do tratamento de lixiviados de resíduos urbanos ou como o próprio tratamento. Discute-se a grande problemática para a sociedade atual como deve ser realizada a disposição final dos resíduos sólidos urbanos, bem como possíveis soluções para mitigar e tratar os seus subprodutos que são extremamente nocivos ao meio ambiente e à vida terrestre.

### **2.1 Lixiviado de Aterro Sanitário**

Um dos maiores problemas ambientais são os resíduos sólidos urbanos (RSU) e o grande desafio da nossa sociedade é o seu gerenciamento mais adequado para que haja o menor impacto possível e a mitigação de impactos já existentes (ZANTA e FERREIRA, 2003).

Segundo ABRELPE (2011) a geração de RSU no Brasil registrou em 2011 o crescimento de 1,8% em relação ao ano anterior, índice percentual que é superior à taxa de crescimento populacional urbano do Brasil neste período. A produção de toneladas de resíduo ao ano por habitante foi muito superior ao aumento populacional.

Ainda de acordo com ABELPRE (2011), comparando o total de resíduos gerados por habitante ao ano e a quantidade total coletada, deduz-se que 6,4 milhões de toneladas de RSU deixaram de ser coletadas em 2011, acreditando-se que tenham tido destino impróprio ou ainda que na coleta de dados tenha acontecido duplicidade nos valores informados pelos municípios e prestadoras de serviço com relação à quantidade de resíduos destinada ao município em questão e àquela enviada a outro município.

Um dos principais problemas relacionados ao gerenciamento de resíduos sólidos é o tratamento do lixiviado (popularmente conhecido como chorume) produzido diariamente em um aterro sanitário. A norma brasileira NBR 10004 da ABNT (2004) conceitua resíduos sólidos como resíduos nos estados sólidos ou semissólidos, que resultam de diversas

atividades de origem urbana ou agrícola. Foram incluídos nessa definição determinados líquidos provenientes do arraste desses sólidos, que pelas suas características tóxicas se tornam danosos à saúde pública o seu lançamento na rede de esgotos ou corpos d'água e exigem para isso soluções ambientais que sejam viáveis.

Em função da grande problemática que envolve os resíduos sólidos e de forma a se obter uma política correta de gerenciamento, a lei 12305/2010 que institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos, no artigo terceiro do oitavo inciso resolve que:

*“Disposição final ambientalmente adequada:  
Distribuição ordenada de rejeitos em aterros,  
observando normas operacionais específicas de modo  
a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança  
e a minimizar os impactos ambientais adversos”.*

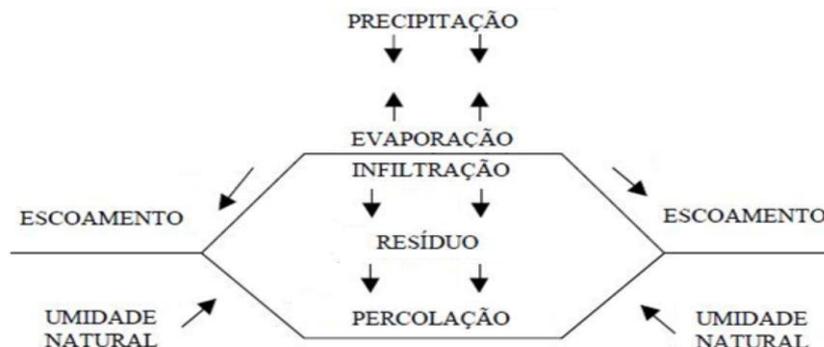
Porém, em muitos estados brasileiros, a disposição final do resíduo não é feita adequadamente, não sendo possível uma contabilização de forma efetiva. Atualmente, sabe-se que os aterros sanitários já são o destino final da maioria dos resíduos sólidos urbanos e existem em maior número quando comparados às outras formas de disposição (ABRELPE, 2011). Entretanto, ainda ocorre a disposição final de RSU em lixões e aterros controlados, o que ainda causa um grande impacto ambiental (SANTOS E DIAS et al, 2012).

Quando os resíduos urbanos são dispostos na forma de aterros sanitários, há controle e preocupação com os impactos gerados por estes, pois em projetos destes sistemas, há toda uma preocupação para que os resíduos e seus derivados não poluam o meio e nem o seu redor.

Um dos principais problemas relacionados ao gerenciamento de resíduos sólidos é o tratamento do lixiviado (popularmente conhecido como chorume) produzido diariamente em um aterro sanitário.

Segundo a NBR 8419 da ABNT (1992), a lixiviação (formação do lixiviado) é o deslocamento ou arraste, por meio líquido, de certas substâncias contidas nos resíduos sólidos urbanos, como ilustrado na

Figura 1, que mostra o balanço hidrológico existente em um aterro. O balanço hidrológico consiste no resultado da quantidade de água que entra e sai de certa porção do solo em um determinado intervalo de tempo.



**Figura 1: Balanço hidrológico da formação do líquido percolado em aterros de resíduos. Fonte: Adaptado de Farquhar (1988)**

*“Em geral, lixiviado ou chorume é definido como qualquer efluente líquido percolado contaminado devido a resíduo depositado e emitido por um aterro sanitário ou lixão por fontes externas, pela qual sua rota de exposição e toxicidade na maioria das vezes é desconhecida” (Foo & Hammed, 2009).”*

O lixiviado proveniente de aterros sanitários passa por diversas fases de degradação o que influencia diretamente no tratamento deste, bem como sua natureza.

A fase 1 ou degradação aeróbia, hidrólise ou ajuste inicial é uma fase curta, aeróbia de várias semanas, que é seguida por duas fases anaeróbias. A fase 2 é chamada de "fermentação, hidrólise ou transição" e a fase 3 é chamada de acetogênica ou acidificação, seguida da fase metanogênica, que pode continuar por centenas de anos. A duração exata das diferentes fases não depende da idade do aterro e também das características dos processos microbiológicos de cada aterro (SUNDBERG, 2008). As 5 fases de decomposição e estabilização de matéria orgânica no aterro sanitário conhecidas, que geram o lixiviado estão na Tabela 1 (POHLAND E HARPER 1986; ROEHERS, 2007;

**Tabela 1: Etapas da degradação decomposição e estabilização de matéria orgânica no aterro. Fonte: (POHLAND E HARPER 1986; ROEHERS, 2007; SOUZA, 2005).**

Etapas da degradação	Descrição
<b>Fase 1: Degradação aeróbia, hidrólise ou ajuste inicial</b>	A deposição do lixo e acúmulo de umidade geram condições aeróbias, essa fase pode durar dias ou semanas, dependendo da quantidade de oxigênio disponível. O resultado da metabolização do oxigênio gera produtos simples como: hidrocarbonetos, dióxidos de carbono, água e calor. A água e o ácido carbônico gerado nesse processo liberam gases ou geram ainda um lixiviado mais ácido. Nessa fase começa o processo de estabilização.
<b>Fase 2: Hidrólise, Fermentação ou transição</b>	Os microrganismos nessa fase são facultativos e sobrevivem a essa queda de oxigênio. O lixiviado gerado contém alto nível de nitrogênio amoniacal. Surge uma série de ácidos orgânicos: acético, Propiônico, butílico, láctico, fórmico e ácidos derivados destes.
<b>Fase 3: Acetogênica ou acidificação</b>	O ácido orgânico formado na fase anterior é convertido por microrganismos acetogênicos para ácido acético e derivados, dióxido de carbono e hidrogênio durante as condições anaeróbias. Liberação de nitrogênio e fósforo que são consumidos pela biomassa microbiana.
<b>Fase 4: Metanogênica</b>	Conversão dos ácidos produzidos anteriormente em metano e gás carbônico. Diminui a concentração de matéria orgânica e aumenta a produção de gás.
<b>Fase 5: Oxidação</b>	Ocorre quando há a estabilização do aterro, os nutrientes e substratos disponíveis tornam-se limitados e a atividade biológica é reduzida. Produção de gás diminui e os lixiviados permanecem com concentrações mais baixas. Degradação de forma mais lenta dos compostos orgânicos mais biorecalcitrantes.

**Tabela 2: Características típicas do lixiviado dos aterros brasileiros nas fases ácida e metanogênica. Fonte: Souto (2009)**

Variável	Fase ácida		Fase metanogênica	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
<b>pH</b>	4,4	8,4	5,9	9,2
<b>DBO (mg/L de O<sub>2</sub>)</b>	1	55.000	3	17.200
<b>DQO (mg/L de O<sub>2</sub>)</b>	90	100.000	20	35.000
<b>Nitrogênio Amoniacal Total (mg/L de N)</b>	0,07	2.000	0,03	3.000
<b>Fósforo Total (mg/L de P)</b>	nd	260	Nd	80
<b>Cloreto (mg/L)</b>	275	4.700	20	6.900

### 2.1.1 Geração e composição do lixiviado

O lixiviado é um efluente muito complexo devido à combinação de diversos fatores. Surge da mistura de resíduos sólidos vindos de diversas fontes, umidade, bactérias que degradam essa matéria orgânica e estão presentes nesse processo, bem como água de chuva e do próprio líquido proveniente da degradação de toda esta mistura. Com isso, fica difícil traçar uma natureza exata do perfil desse líquido. Pode-se prever a fase em que o aterro se encontra, se levarmos em consideração a sua vida útil.

A variabilidade dos fatores interferentes pode dar origem a um lixiviado com presença de substâncias xenobióticas<sup>1</sup>. O tratamento do lixiviado se tornou um dos maiores desafios ambientais, devido à natureza que cada aterro sanitário apresenta em sua composição (MORAIS, 2005).

<sup>1</sup> Substâncias xenobióticas são compostos químicos estranhos a um organismo ou sistema biológicos e substâncias presentes em concentrações muito mais elevadas que o nível normal

As elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal e DQO são fatores que ajudam a determinar a sua biodegradabilidade e toxicidade ambiental (WOJCIECHOWSKA et al, 2010).

Os valores apresentados na Tabela 2 mostram um levantamento da caracterização de lixiviados brasileiros realizado por Souto e Povinelli (2007). Ressaltam-se a grande faixa e a variabilidade dos valores de DQO, DBO<sub>5</sub>, sólidos totais, nitrogênio amoniacal, condutividade, dureza, alcalinidade e a baixa concentração de metais presentes.

**Tabela 3: Caracterização de lixiviado de aterros brasileiros. Fonte: SOUTO E POVINELLI (2007)**

<b>Variável</b>	<b>Faixa máxima</b>	<b>Faixa mais provável</b>	<b>FVMP* (%)</b>
<b>pH</b>	5,7-8,6	7,2-8,6	78
<b>Alcalinidade (mg/L CaCO<sub>3</sub>)</b>	750-11400	750-7100	69
<b>Dureza (mg/L CaCO<sub>3</sub>)</b>	95-3100	95-2100	81
<b>Condutividade (µS/cm)</b>	2950-2500	2950-17660	77
<b>DBO (mg/L O<sub>2</sub>)</b>	<20-30000	<20-8600	75
<b>DQO (mg/L O<sub>2</sub>)</b>	190-80000	190-22300	83
<b>Óleos e graxas (mg/L)</b>	10-480	10-170	63
<b>Fenóis (mg/L C<sub>6</sub>H<sub>5</sub>OH)</b>	0,9-9,9	0,9-4,0	58
<b>NTK (mg/L N)</b>	80-3100	Não há	-
<b>N- amoniacal (mg/L N)</b>	0,4-3000	0,4-1800	72
<b>N-orgânico (mg/L N)</b>	5-1200	400-1200	80
<b>N-nitrito (mg/L N)</b>	0-50	0-15	69
<b>N-nitrato (mg/L N)</b>	0-11	0-3,5	69
<b>P-total (mg/L mg/L )</b>	0,1-40	0,1-15	63
<b>Sulfeto (mg/L)</b>	0-35	0-10	78
<b>Sulfato (mg/L)</b>	0-5400	0-1800	77
<b>Cloreto (mg/L)</b>	500-5200	500-3000	72

<b>Sólidos totais (mg/L)</b>	3200-21900	3200-14400	79
<b>Sólidos totais fixos (mg/L)</b>	630-20000	630-5000	60
<b>Sólidos totais voláteis (mg/L)</b>	2100-14500	2100-8300	60
<b>Sólidos suspensos totais (mg/L)</b>	5-2800	5-700	74
<b>Sólidos suspensos voláteis (mg/L)</b>	5-530	5-200	62
<b>Ferro (mg/L)</b>	0,01-260	0,01-65	67
<b>Manganês (mg/L )</b>	0,04-2,6	0,04-2,0	79
<b>Cobre (mg/L )</b>	0,005-0,6	0,05-0,15	61
<b>Níquel (mg/L )</b>	0,03-1,1	0,03-0,5	71
<b>Cromo (mg/L)</b>	0,003-0,8	0,003-0,5	89
<b>Chumbo (mg/L )</b>	0,01-2,8	0,01-0,5	64
<b>Zinco (mg/L )</b>	0,01-8,0	0,01-1,5	70

**FVMP: Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis**

O volume gerado e as características do lixiviado produzido variam consideravelmente ao longo da vida do aterro, fazendo com que a natureza do lixiviado proveniente de um aterro com menos tempo de operação, seja bem diferente do oriundo de um aterro com mais tempo de operação e, conseqüentemente, com mais carga de resíduos (RENOU et al, 2008; FERREIRA, 2010).

Alguns aspectos a respeito da idade do aterro e a relação à qualidade do lixiviado podem ser observados na Tabela 3, os aterros analisados para montagem desta tabela, são aterros brasileiros, mas é

possível realizar um paralelo a respeito da qualidade do lixiviado associado a todos os processos químicos e físicos que sofrem, embora de origem diferente. Na Tabela 4, pode-se observar a classificação do lixiviado gerado em relação a idade do aterro, bem como suas características mais preponderantes, para uma possível escolha do melhor tipo de tratamento a ser empregado, como pH, cor, DBO, fósforo, nitrogênio total e turbidez. Foram destacados dois aterros de tempo de funcionamento intermediário. O aterro de Londrina tem nove anos de funcionamento e o aterro de João Pessoa, tem seis anos de funcionamento. O aterro antigo é representado pelo aterro controlado de Gramacho que funcionou durante 30 anos, desde o final da década de 70.

**Tabela 4: Classificação do lixiviado gerado e idade destes dos aterros ao qual pertencem (ADAPTADO DE PROSAB, 2007).**

<b>Lixiviado</b>	<b>Intermediário (Londrina- 9 anos)</b>	<b>Intermediário (João Pessoa -6 anos)</b>	<b>Antigo (Aterro Metropolitano de Gramacho - RJ 30 anos)</b>
<b>pH</b>	-	8,3 (8 - 8,6)	8,4 (7,7 – 9,1)
<b>Cor</b>	-	-	4129( 240-13400)
<b>DBO</b>	111 (42- 248)	3.638 (3.516 - 3.760)	361 (118 -857)
<b>DQO</b>	2151 (931 – 3308)	12.924 (3.244- 25.478)	2767 (804 – 4255)
<b>Fósforo</b>	2 (1-3)	23 (23 -23)	35 (14 -60)
<b>Nitrogênio total</b>	821 (498-1091)	-	1167 (420 – 3122)
<b>Turbidez</b>	-	-	208 (19 – 605)

Segundo Reichert et al. (2000), aterros mais jovens produzem lixiviados com concentrações mais elevadas de matéria orgânica, fazendo com que a DQO chegue a valores na ordem 30.000 mg/L e possuem maior grau de biodegradabilidade, fazendo com que um tratamento biológico ou tratamentos combinados, seja um caminho mais eficiente para tratá-los. Ainda segundo os autores, enquanto que em aterros mais velhos, a biodegradabilidade é bem baixa, com poluentes mais persistentes, fazendo com que um tratamento químico ou combinado seja um pouco mais eficiente para tratá-lo.

Além disso, segundo Ferreira et al (2006), o nitrogênio amoniacal do lixiviado de aterros sanitários, possui uma concentração elevada. Isto ocorre devido ao processo de degradação por microrganismos decompositores do nitrogênio encontrado na massa de resíduo, porém uma elevada concentração deste pode causar inibição de atividade biológica (inibição do tratamento biológico por ser tóxico às bactérias decompositoras), fazendo com que efluentes com altas concentrações de nitrogênio amoniacal, quando descartados em corpos d'água, sem um tratamento anterior, diminuam a quantidade de oxigênio dissolvido na água, causando o aumento de algas e toxicidade à biota aquática, dependendo do equilíbrio entre nitrogênio e fósforo (TAVARES, 2011).

As espécies inorgânicas que podem estar presentes no lixiviado dependem principalmente do resíduo aterrado.

### **2.1.2 Tratamento de Lixiviado**

O lixiviado gerado em aterros de resíduos sólidos urbanos em função da elevada concentração de matéria orgânica e de inorgânicos variados, constitui-se como um poluente extremamente agressivo ao ambiente, necessitando de tratamento anterior ao seu lançamento no corpo receptor (PIRES, 2003).

Segundo Maia (2012), este é, atualmente, um grande problema ambiental devido ao seu potencial de contaminação dos recursos hídricos, a sua destinação inadequada traz problemas de ordem sanitária,

econômica e estética, o que torna necessário tratá-lo antes do lançamento nos cursos d'água.

Um dos maiores desafios em projetos de aterros sanitários é o tratamento adequado do lixiviado produzido, devido à variabilidade da composição deste efluente. Segundo Mannarino et al (2006), na época da publicação, a maioria dos aterros tratava o lixiviado de maneira ineficiente ou ainda não possuía nenhum tipo de tratamento para o mesmo no Brasil. Sendo assim, é importante que se desenvolvam técnicas de tratamento que sejam eficientes na remoção da carga poluidora do lixiviado e que ao mesmo tempo sejam compatíveis com a realidade técnica e econômica dos municípios, onde estas serão empregadas.

Os processos mais utilizados atualmente para tratar lixiviados de aterro sanitários, são os processos biológicos, processos estes que utilizam micro-organismos , aeróbios ou anaeróbios, para degradar a matéria orgânica presente no lixiviado, em face ao baixo custo operacional. Este tipo de tratamento transforma os constituintes orgânicos em compostos estáveis, com uma remoção eficiente de DBO, DQO e nitrogênio amoniacal.

Segundo Castilhos Jr et al (2006), alguns parâmetros estudados vão influenciar diretamente na eficiência do tratamento biológico, tais como a disponibilidade de nutrientes, a existência de compostos que sejam tóxicos, a temperatura, o tempo de contato com o efluente a ser tratado e ocorrência de oxigênio dissolvido.

Quando um composto orgânico ou um efluente é considerado biodegradável, sabe-se que este poderá ser transformado e degradado por microrganismos ou outros mecanismos biológicos, o que resultará em mudanças nas características e propriedades químicas originais. A variabilidade na composição deste efluente ou mesmo sua quantidade não são compatíveis muitas vezes com a grande sensibilidade dos sistemas biológicos, que contam com microrganismos para que seja efetuada a degradação dos compostos orgânicos. Deste modo, é necessário que existam estudos que possam prever e absorver o impacto dessa variação natural que ocorre. (MORAIS; 2005).

Outra dificuldade relativa aos processos biológicos de tratamento está relacionada com os subprodutos, como a formação de lodos, biogás, etc. Devido à elevada capacidade de adsorção, a biomassa acaba agindo como sistema físico-químico de tratamento, concentrando substratos não degradados (TATSI *et al.*, 2003). Este é um inconveniente que envolve a necessidade de operações que complementem o tratamento para disposição final, principalmente quando existe a intenção de reutilizar o lodo (MORAIS, 2005).

O tratamento biológico tem se mostrado pouco eficiente para lixiviados oriundos de aterros mais antigos, pois esses apresentam altas concentrações de amônia, cloretos e de compostos recalcitrantes (VIANA *et al.*, 2007).

Para conhecer o efeito desse efluente sobre sistemas biológicos devem-se realizar ensaios de biodegradabilidade, com complementação de estudos de toxicidade e tratabilidade biológica. A caracterização completa do efluente gerado demandaria um grande número de análises e ainda assim a interação de todas as substâncias presentes no efluente não estaria determinada com segurança (SCOTT & OLLIS; 1995).

É necessário o ajuste de condições favoráveis ao desenvolvimento dos micro-organismos responsáveis pela degradação biológica da matéria orgânica, fazendo a adaptação biológica dos micro-organismos ao efluente a ser tratado. Chama-se de aclimação o processo que tem a finalidade de selecionar no consórcio de micro-organismos as espécies que se adaptarem ao substrato. (FERREIRA *et al.*, 2008). O processo pode durar dias, como no sistema aeróbio, meses e anos caso que ocorre em sistemas anaeróbios (CHEN *et al.*, 2005).

Os processos biológicos são eficientes no tratamento de lixiviados novos, com características menos recalcitrantes, possuindo, geralmente, maior concentração de matéria orgânica biodegradável. Já em aterros antigos, onde o lixiviado produzido apresenta baixa biodegradabilidade, esses processos normalmente são empregados combinados com outros processos de tratamento, de modo a aumentar a eficiência dos sistemas (RODRIGUES, 2004).

Já os métodos físico-químicos (Precipitação química, coagulação/floculação, adsorção com carvão ativado e reagente de Fenton) são sugeridos para tratamento de lixiviado provenientes de aterros mais antigos e com baixa biodegradabilidade, que necessitam de tratamento químico mais agressivo para redução do teor de matéria orgânica dissolvida (MARTTINEN *et al*, 2002).

A precipitação química tem sido largamente empregada tanto no tratamento de água quanto em diferentes tipos de efluentes, visando especialmente à remoção de compostos orgânicos não biodegradáveis, nitrogênio amoniacal e metais pesados. Esse método consiste na adição de produtos químicos que geram a remoção de substâncias dissolvidas e suspensas por sedimentação (METCALF; EDDY, 2003).

Já o processo de coagulação/floculação visa desestabilizar as partículas coloidais pela ação de um agente coagulante que é empregado antes do processo de floculação, que promove o agrupamento dessas partículas através de agitação, para facilitar o contato dos flocos uns com os outros, formando flocos maiores, mais suscetíveis à sedimentação (KURNIAWAN *et al*, 2006). Os principais fatores relacionados ao processo são: a natureza química do coagulante, o pH e as condições (velocidade e tempo de mistura) de coagulação e floculação.

O processo de adsorção com carvão ativado ocorre através da adsorção na superfície do carvão ativado que pode ser em pó (CAP) ou em grânulos (CAG), esta técnica vem sendo largamente empregada na remoção de poluentes orgânicos e inorgânicos dos lixiviados (KURNIAWAN *et al*, 2006). Esse processo pode ser reversível ou irreversível e está relacionado à área disponível do adsorvente, à relação entre massa do adsorvido e massa do adsorvente, pH, temperatura, forças iônicas e natureza química do adsorvente e do adsorvido.

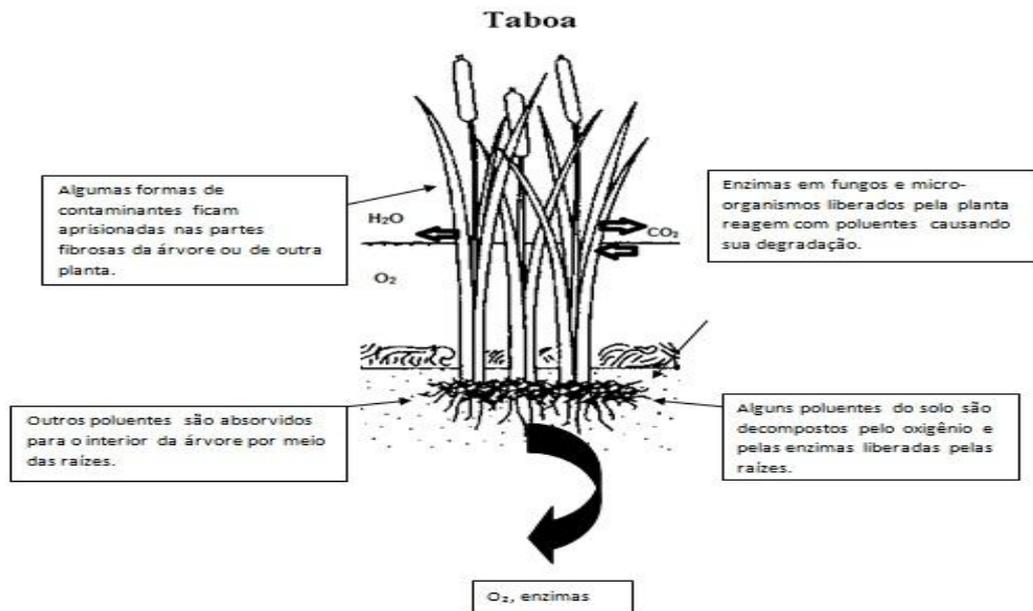
Os processos oxidativos avançados (POA) englobam a produção de radicais hidroxila (OH<sup>-</sup>), altamente reativos, que têm a alta capacidade de destruição de muitos poluentes orgânicos. O peróxido de hidrogênio é um oxidante eficiente, seguro e de custo acessível, utilizado há décadas em aplicações ambientais em todo o mundo, e é empregado para geração

de destes radicais hidroxila. Entretanto, é necessária a adição de ativadores do processo, como sais de ferro, ozônio e/ou luz ultravioleta para produzir a alta taxa de radicais requerida (BAEYENS et al, 2003).

## **2.2 *Wetlands***

*Wetlands* construídos são sistemas artificialmente projetados para utilizar plantas aquáticas (macrófitas) em substratos (como areia, solo ou cascalho), onde ocorre a proliferação de biofilmes que agregam populações variadas de microrganismos que, através de processos biológicos, químicos e físicos, tratam águas residuárias (SOUSA et al, 2000).

*Wetlands* podem ser chamados de alagados construídos, leitos de plantas construídos, banhados construídos entre outros nomes. Para falar de *wetlands*, torna-se necessário citar os princípios da fitorremediação, ou seja, a utilização de plantas e do solo para limpeza ou controle de vários tipos de poluentes, incluindo metais, pesticidas e óleos. Ao longo das duas últimas décadas, a fitorremediação tornou-se uma via cada vez mais reconhecida para remoção de contaminantes da água e solos rasos, sendo esteticamente agradável (ZHANG et al, 2010). A fitorremediação é mais bem aplicada em locais com contaminação superficial de compostos orgânicos e poluentes metálicos que são passíveis de uma das cinco ações desta técnica (PILONSMITS, 2005), a saber, (Figura 2):



**Figura 2: Esquema explicativo da dinâmica dos poluentes em relação às plantas tratadoras. Adaptado de Baird (2007)**

**Fito-transformação:** Algumas plantas, já largamente utilizadas para esta técnica, tem demonstrado a capacidade converter e absorver alguns produtos químicos rapidamente e de resistir a concentrações relativamente elevadas de produtos químicos orgânicos, conseguindo transformar essas substâncias tóxicas em substâncias menos tóxicas.

**Biorremediação:** As plantas, neste caso, estimulam a degradação de compostos orgânicos na rizosfera (zona de raízes) pela liberação de exsudatos (liberação de substâncias das plantas) que acumuladas e liberadas pelas raízes das plantas formando um complexo do acúmulo de carbono orgânico no solo o tornando mais forte e resistente.

**Fitoestabilização:** A fitoestabilização consiste no uso de plantas com o propósito de estabilização dos poluentes no solo, prevenindo perdas por erosão ou lixiviação. Para tanto, processos como a precipitação do poluente na rizosfera por meio de humificação ou ligações covalentes

irreversíveis são realizados promovendo a conversão do poluente para forma menos agressiva.

Também é possível a liberação de O<sub>2</sub> e demais compostos, imobilizando metais na região da rizosfera.

**Fito-extração:** Para contaminantes metálicos, plantas mostram o potencial de captação e recuperação de contaminantes em biomassa acima do solo. Também conhecida como lavagem de solo. Para a técnica de fito-extração fica clara a necessidade de colheita posterior da planta, contendo o poluente acumulado em seus tecidos, podendo o material colhido ser utilizado para propósitos não alimentares

**Rizofiltração:** é a técnica que emprega plantas terrestres para absorver, concentrar e/ou precipitar os contaminantes de um meio aquoso, particularmente metais pesados ou elementos radiativos, através do seu sistema radicular (GLASS, 1998). As plantas são mantidas num reator de sistema hidropônico, através do qual, os efluentes passam e são absorvidos pelas raízes, que concentram os contaminantes

### 2.2.1 Características gerais dos *Wetlands*

Segundo Campos (2002), *wetlands* são ecossistemas existentes na natureza, onde a característica principal é estar inundado ou alagado durante pelo menos uma parte do ano. Estes sistemas, quando naturais, podem ser facilmente identificados pela característica supracitada como: várzeas dos rios, igapós na Amazônia, pântanos, formações lacustres de baixa profundidade, manguezais, etc.

Da observação desse ecossistema, já existente na natureza, foram criados os chamados *wetlands* construídos, como o nome mais comum, mas também são chamados na literatura de alagados construídos, sistema alagado ou saturado (de matriz solo + planta + microrganismos), banhados, leito de plantas alagados, entre outros nomes dados a esta técnica, onde estes ecossistemas artificiais com diferentes tecnologias

associada a eles, utilizam princípios básicos de modificação da qualidade da água que ocorre nos sistemas existentes na natureza (MANNARINO, 2003). Portanto são sistemas controlados que imitam e aceleram as condições naturais observadas nos sistemas alagados naturais (ZANELA, 2008).

Em *wetlands* construídos, é escolhido o melhor tipo de substrato, que geralmente é composto por um leito de pedras e uma camada de solo onde as plantas se fixarão e deste substrato obterão o seu sustento. *Wetlands* construídos possuem, devido ao substrato e a planta escolhida presente neles, uma grande superfície de adsorção, microrganismos presentes e uma interface anaeróbia-aeróbia, bem como grande crescimento das plantas do sistema (STAUBITZ et al, 1989).

A depuração de efluentes promovida por esses sistemas conta com mecanismos complexos para que aconteça o resultado final. São processos físicos, químicos e biológicos que acontecem de forma contínua e de maneira a se complementarem. Segundo Haberl et al (2003), esses mecanismos de remoção, tratamento e melhora da qualidade dependerão principalmente de:

- Condutividade hidráulica do substrato;
- Espécies e número suficiente de microrganismos presentes pra realização do processo;
- Fornecimento de oxigênio para os microrganismos;
- Condições químicas positivas do substrato para o desenvolvimento das plantas e microrganismos presentes neste.
- Sedimentação de partículas em suspensão;
- Filtração e precipitação química;
- Transformação biológica (decomposição microbiológica, nitrificação e desnitrificação).
- Sorção (Permuta de íons na superfície das plantas e do substrato sobre o qual ela se desenvolve e repartição, transformação e absorção de poluentes e nutrientes por microrganismos e plantas);
- Predação natural e mortandade dos patógenos presentes na substância a ser tratada.

Os sistemas de *wetlands* são eficazes no tratamento de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e também para diminuir as concentrações de metais pesados, substâncias químicas orgânicas e agentes patogênicos (HABERL et al ,2003). Ainda segundo os autores, há uma parcela da DBO presente no lixiviado que pode ser removida pela sedimentação dos materiais orgânicos em suspensão.

Segundo Ferreira et al. (2003), os sólidos suspensos presentes nos lixiviados podem ser removidos por sedimentação e filtração pelas plantas e substrato. Ainda segundo os autores, a matéria orgânica pode ser removida por degradação biológica por microrganismos que se desenvolvem na superfície das partículas sólidas e na região das raízes da vegetação.

A ação de transformação do nitrogênio ocorre devido a um processo já bastante conhecido nesses casos de decomposição biológica, chamado nitrificação, onde em condições aeróbias, o nitrogênio é convertido em nitrito e posteriormente em nitrato, por sua assimilação pelas raízes das plantas (onde residem essas bactérias transformadoras) e por sorção através de troca iônica no solo. Apenas uma pequena parcela de amônia é perdida nesse processo, por volatilização (Ferreira et al, 2003). Os mecanismos citados podem ser vistos na Figura 3.

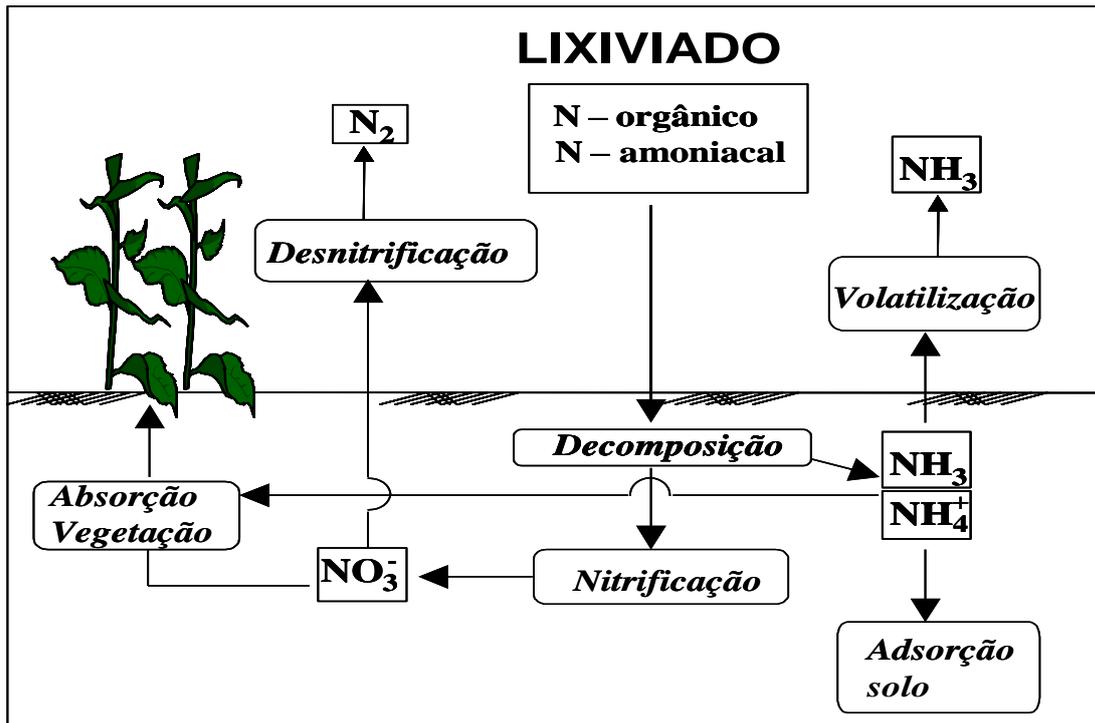


Figura 3: Transformações que ocorrem com o nitrogênio em sistemas naturais. Adaptado de Ferreira et al. (2003)

A volatilização da amônia não atinge valores a serem considerados, pois o pH no interior do sistema de *wetlands*, geralmente se mantém na faixa de neutralidade, não favorecendo este processo, que ocorre na grande maioria das vezes, em meios básicos (MANNARINO, 2003).

Os íons nitrato são absorvidos pelos vegetais como nutrientes e, sob a ação de bactérias desnitrificantes, em locais onde predomina a presença de oxigênio e nitrato no interior dos *wetlands*. Sendo assim, estes íons nitrato são transformados novamente em nitrogênio molecular, possibilitando seu retorno à atmosfera.

Segundo Ferreira et al (2003), o fósforo, que geralmente ocorre como ortofosfato, é adsorvido por argilas minerais e certas frações orgânicas de solo, e é resistente à lixiviação. Segundo Kadlec (1998), a remoção de metais pesados se dá principalmente por sorção, precipitação como sulfetos e, em menor proporção, por captura pelas plantas.

### 2.2.2 Vegetação utilizada nos *Wetlands*

Segundo Raven (2006), usando o conhecimento nas áreas de melhoramento e de nutrição vegetal é possível selecionar e desenvolver cultivares em ambientes desfavoráveis, nos quais algumas plantas conseguem sobreviver a situações adversas.

No sistema de *wetlands*, diversas espécies de plantas podem ser utilizadas. Plantas que possuam o hábito aquático, sendo flutuantes ou emergentes. As plantas são escolhidas de acordo com a natureza do tratamento a ser empregado e podem ser utilizadas uma ou mais espécies combinadas, de acordo com o propósito pré-estabelecido para o tratamento do efluente. O balanço hídrico nos sistemas de *wetlands* é a relação da variação entre a quantidade de efluente que entra neste sistema, somado a água da chuva incidente sobre ele e a quantidade de água que sai do sistema, somada às perdas de líquido por evaporação (incidência do sol que pode drenar por completo o sistema) e pela evapotranspiração dos vegetais. Quanto aos tipos de fluxo hidráulico, veremos abaixo o que mais se adequa a cada tipo de planta (FERREIRA, 2006).

#### a) Macrófitas flutuantes:

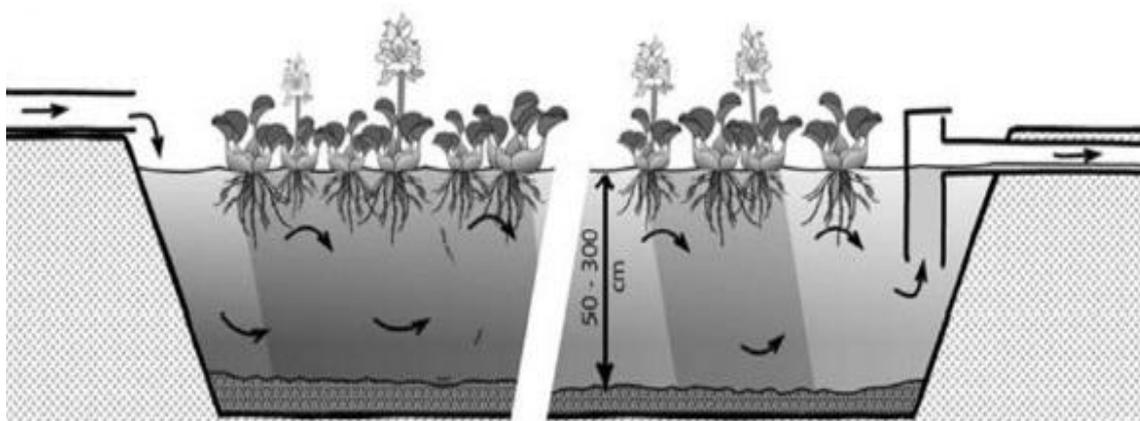
As plantas flutuantes (Figura 4) são muito utilizadas em canais rasos, combinadas ou não com outras espécies de plantas. Segundo Campos (2002), a planta mais utilizada com essas características é a *Eichornia crassipes*, devido a sua resistência, bem como ao seu rápido crescimento. Esta planta possui o nome vulgar de aguapé, baronesa, mururé, rainha do lago, pavoá, uapé e uapê. e sua larga utilização se dá devido a esta planta suportar ambientes críticos como: substâncias tóxicas, variação de pH, de nutrientes, metais pesados e variação de temperatura.

A ação depuradora desses sistemas que utilizam estas plantas flutuantes, sejam elas enraizadas ou flutuantes, é devido à absorção de partículas pelo sistema radicular das plantas; absorção de nutrientes e metais; ação de microrganismos associados à rizosfera; pelo transporte de oxigênio para a rizosfera (MANNARINO, 2006).

Estes sistemas são vantajosos: devido ao baixo custo de implantação; alta eficiência de melhoria dos parâmetros que caracterizam os recursos hídricos e alta produção de biomassa que pode ser utilizada na produção de ração animal, energia e biofertilizantes.

A má utilização do aguapé deixou uma impressão ruim a respeito da utilização de sistemas com plantas flutuantes no Brasil (CAMPOS, 2002). Isto se deu, devido a comparação dos efeitos maléficos destas plantas nos lagos e represas que, sem o manejo adequado, acabaram por ficar eutrofizados em decorrência do recebimento de águas residuárias industriais e urbanas com níveis altos de nutrientes.

Porém, pouco se sabe que *wetlands* construídos com canais de plantas aquáticas utilizados com finalidade de purificação hídrica, uma vez obedecendo a um projeto que esteja dentro de recomendações técnicas anteriormente estabelecidas, tem como dever primordial o manejo da biomassa produzida, bem como de larvas de mosquito para que se evite assim proliferação de doenças (CAMPOS, 2002)



**Figura 4: Macrófitas flutuantes (Fonder e Headley, 2013).**

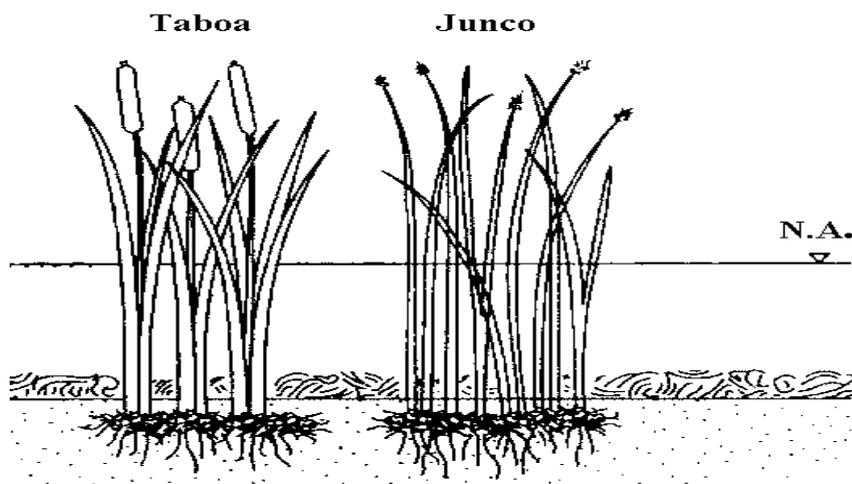
a.1) Macrófitas flutuantes com fluxo superficial:

Para se cultivar estas plantas, geralmente são construídos canais longos e estreitos. Usualmente, nestes sistemas são implantados aeradores e de acordo com o projeto, possuem certo tempo de retenção para que aconteça a limpeza do poluente a ser tratado (SALATI, 2009).

b) Macrófitas emergentes

Ocorrem em zonas alagadas e pântanos e crescem aproximadamente 0,5 m abaixo da superfície do solo a uma profundidade de 1,5 m de água ou mais, têm seu sistema radicular preso ao sedimento e o caule e as folhas parcialmente submersas (SALATI, 2009). Em geral, eles produzem caules e folhas aéreas e uma raiz forte junto a um extenso sistema de rizoma (VYMAZAL et al, 2008).

Segundo Armstrong et al (1991), as macrófitas emergentes, tais como plantas do gênero *Phragmites* e *Typha* produzem folhas eretas a partir de um amplo sistema de raízes (Figura 5).



**Figura 5. Sistema de *wetland* superficial. (Adaptado de Metcalf & Eddy, 1991)**

Quando as folhas destas plantas alcança o habitat aéreo os canais gasosos que são desenvolvidos na estrutura dessas plantas e o aumento intracelular lacunar existente nessas estruturas, fazem com que a troca gasosa seja muito mais proveitosa entre os tecidos de enraizamento e a atmosfera (MADDISON et al, 2009). O que justifica o habitat alagado onde ocorrem essas plantas é esta estrutura morfológica aérea interna que funciona como uma rede de canais transportadora de oxigênio para as raízes e rizomas (Figura 5). Parte do oxigênio existente nessas estruturas pode chegar até a rizosfera que a circunda juntamente com a presença de nitrato estimulando a decomposição da matéria orgânica e o crescimento das bactérias nitrificantes (VYMAZAL et al, 2008). Todas as espécies são morfológicamente adaptadas para se desenvolverem em sedimentos inundados em decorrência dos grandes volumes de espaços internos, que são capazes de transportar oxigênio para todo o sistema radicular (KADLEC E KNIGHT, 1996; VYMAZAL, 2007)

A profunda penetração do sistema radicular, com raízes estruturais (longas e grossas) e em suas extremidades raízes mais finas que se ligam bem ao substrato e permite a exploração de um grande volume de sedimentos, dependendo da espécie considerada, ramos de folhas aéreas possuem muitas semelhanças com a morfologia e fisiologia de plantas terrestres (VYMAZAL et al, 2008).

Maurice e Lager (1999) citam diversas outras plantas que têm sido estudadas em *wetlands* no tratamento de lixiviado: *Bolbolschoenus maritimus*, *Glyceria máxima*, *Íris pseudocarpus*, *Juncus gerardii* spp., *Leymus arenarius*, *Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis*, *Puccinellia capilaris*, *Schenoplectus lacustris*, *Schenoplectus tabernaemontani*, *Typha latifolia*, *Triglochin maritimum*, entre outras.

Foram utilizadas macrófitas no tratamento de diversos tipos de efluente. A respeito da técnica “wetland” Campos et al em 2002, fez a associação de duas espécies de plantas no estudo para tratamento de lixiviado do aterro de Piraí. As plantas utilizadas foram *Typha latifolia* e uma espécie de gramínea. O experimento consistiu na montagem de sistemas em menor escala, contendo sete vasos. Este sistema foi

organizado da seguinte forma: 1) Solo, gramínea e lixiviado; 2) Taboa e lixiviado, 3) Taboa e água; 4) Solo (usado como controle); 5) Gramínea e água; 6) Lixiviado, gramínea e taboa e no sétimo vaso, água, gramínea e taboa.

Ainda segundo Campos (2002), os sistemas foram alimentados a cada ensaio em tempos de retenção diferentes, inicialmente de 7 em 7 dias, 5 em 5 dias, 3 em 3 dias e de 4 em 4 dias. Foram realizados cinco ensaios ao longo do experimento e o resultado mostrou que os vasos que continham a planta *Typha*, associada a gramínea mostram uma eficiência considerável de 98 % para remoção de matéria orgânica, COT, DQO, fósforo, sólidos e cor, enquanto que as gramíneas isoladas apresentaram uma eficiência de 78 de remoção de matéria orgânica, COT, DQO, fósforo, sólidos e cor.

Lima (2008), realizou um estudo sobre macrófitas emergentes em associação, para pos-tratar o lixiviado de um aterro sanitário no Campo Mourão, no Paraná. Foi feito um teste para tolerância ao lixiviado nas macrófitas aquáticas disponíveis na região do município de Campo Mourão.

Antes deste teste as plantas foram aclimatadas, com água e após aclimatadas, eram postas em contato com o lixiviado. Algumas plantas não sobreviveram ao contato com o lixiviado, porém com as plantas sobreviventes, foi feita a avaliação da eficiência de remoção. As macrófitas associadas sobreviventes ao teste foram *Pontederia parviflora* e *Luziola peruviana* e em aproximadamente 20 dias já se podia observar a remoção de aproximadamente 75 % de DBO, DQO, 80 % de nitrogênio orgânico e para os metais uma eficiência de remoção de 70%, cádmio, cromo e chumbo.

Estudos sem plantas associadas, também alcançam grande eficiência, como o estudo de Akinbile et al (2012). Quando foi feita a avaliação do desempenho do sistema de *wetland* em escala piloto com fluxo subsuperficial para tratar o lixiviado do aterro sanitário de Pulau Burung na Malásia.

O sistema montado por Akinbile et al (2012), utilizou a planta *Cyperus haspan*, utilizando como substrato areia e cascalho. O experimento foi operado com tempo de retenção de três semanas e durante o teste, as amostras do afluente e efluente foram testados para os parâmetro: pH, turbidez, cor, sólidos suspensos totais (SST), DBO, DQO, amônia, fósforo total, nitrogênio total e também para alguns metais pesados (Zn, Fe, Mg e Mn). Os resultados mostraram que houve uma remoção satisfatória de: pH, turbidez, cor, SST, DBO, NH<sub>3</sub>, fósforo e uma alta remoção de metais pesados. Os resultados mostraram que os wetlands construídos com *C. haspan* foram capazes de remover 7,2-12,4 % do pH , 39,3-86,6 % de turbidez, cor de 63,5-86,6 % , 59,7-98,8 % dos sólidos suspensos totais , 39,2-91,8 % do DQO, 60,8-78,7 % de DBO<sub>5</sub> , 29,8-53,8 % de NH<sub>3</sub> -N, 59,8-99,7 % do fósforo total, 33,8-67,0 % da nitrogênio total, 34,9-59,0 % de Fe, 29,0-75,0 % de Mg, 51,2-70,5 % de Mn e 75,9-89,4 % de Zn.

A importância da remoção foi manifestado na qualidade do efluente obtido no final do estudo. Alta eficiência de remoção do estudo provou que o lixiviado poderia ser tratado de forma eficaz utilizando *wetlands* construídos, com fluxo subsuperficial com a planta *Cyperus. haspan*.

Na literatura foram encontrados casos onde plantas do gênero *Salix*, também são integrantes de sistemas de *wetlands*. Este gênero conta com plantas desde arbustos a árvores, a mais famosa é o salgueiro. Segundo Randerson et al (2010), a avaliação do potencial para a utilização de leitos filtrantes para tratar lixiviado com plantas do gênero *Salix* é excelente e ainda aumentam o número de indivíduos da espécie. O contato entre a raiz e o solo desempenha um papel importante na remoção de poluentes, especialmente o nitrogênio, além de possuir uma elevada capacidade de evapotranspiração.

Justin e Zupancić (2009), pré-trataram lixiviado de aterro sanitário, utilizando um sistema com seis leitos interligados com fluxos horizontal-subsuperficial e vertical de lixiviado, onde foram plantadas *Phragmites australis*. A partir da última camada o lixiviado fluía para dentro de um

reservatório de onde era bombeado sobre a superfície do aterro, servindo para a rega das plantas, *Salix purpurea* e gramínea. Esse mecanismo era repetido de três em três horas, dependendo da acumulação no reservatório, o que desencadeava todo o processo.

O projeto de tratamento de lixiviados analisou alguns parâmetros fazendo coleta de amostras da entrada e da saída do lixiviado no sistema e calculou a eficiência de remoção de DQO, amônia e alguns metais como Cr, Fe e Mn, principalmente o cromo. Os resultados mostraram que em condições controladas lixiviados são um bom adubo para cobertura vegetal do aterro, fazendo com que as plantas sejam adubadas pelos nutrientes presentes no lixiviado (Justin e Zupanc̃ic̃; 2009).

### 2.2.3 Operação dos *Wetlands*

Os *wetlands* construídos podem ser operados com fluxo subsuperficial (vertical ou horizontal) ou com fluxo superficial. Nos sistemas de fluxo subsuperficial horizontais, a lâmina d'água é aparente ou subsuperficial, onde o líquido flui por entre as raízes das plantas. As Figuras 6, 7 e 8 ilustram esquemas de *wetland de fluxo subsuperficial* horizontal e vertical, respectivamente.

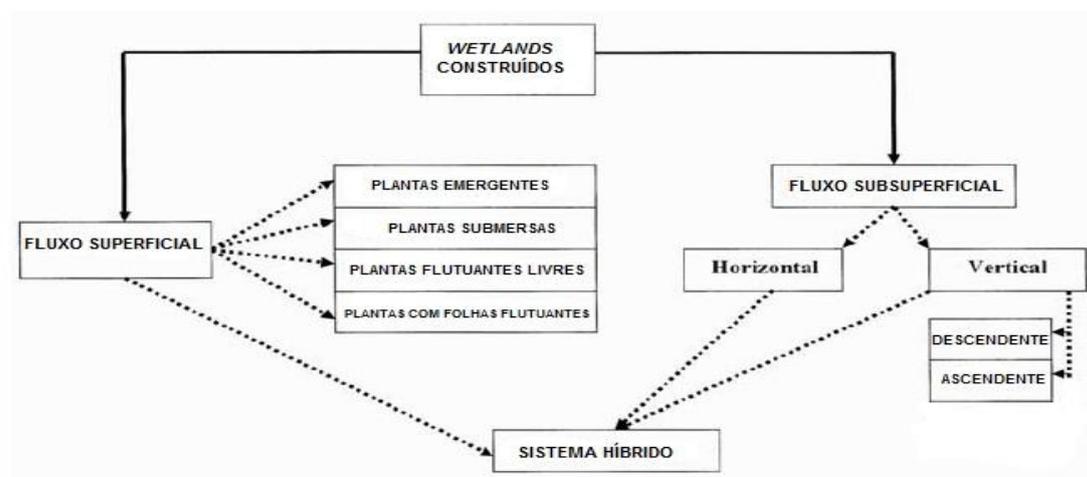


Figura 6: Classificação do fluxo hidráulico de *wetlands* construídos (Adaptado de Vymazal & Kröpfelová. 2008).

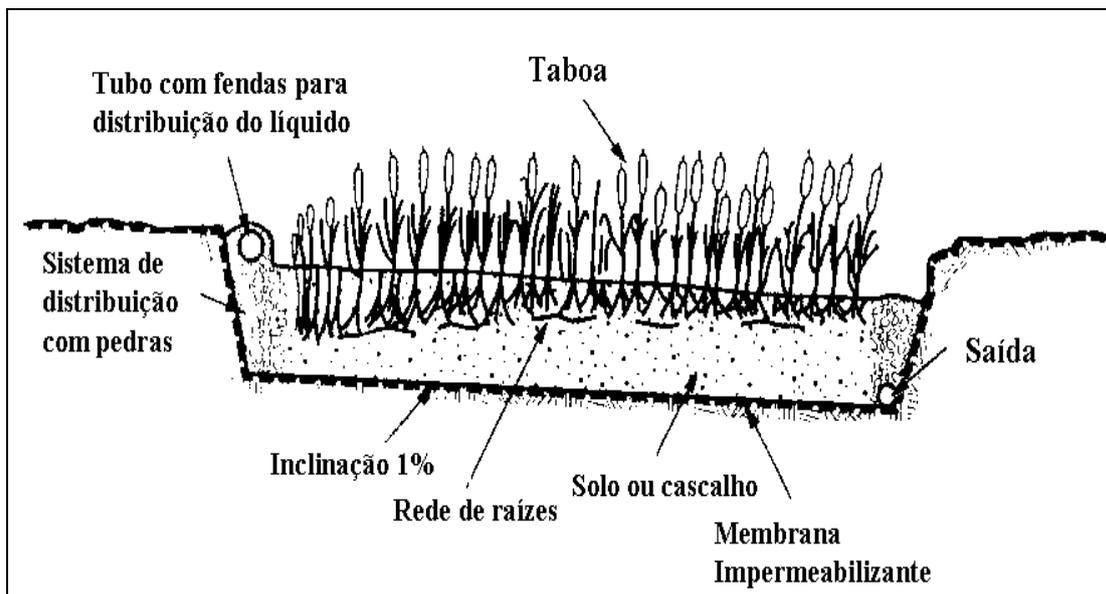


Figura 7: Sistema de *wetland* subsuperficial horizontal. (Adaptado de Metcalf & Eddy, 1991)

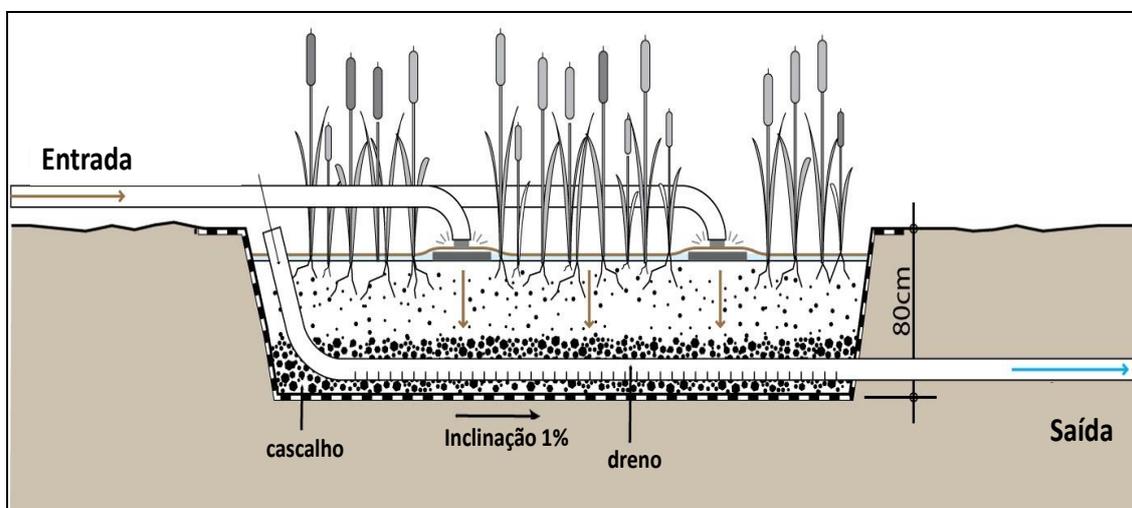


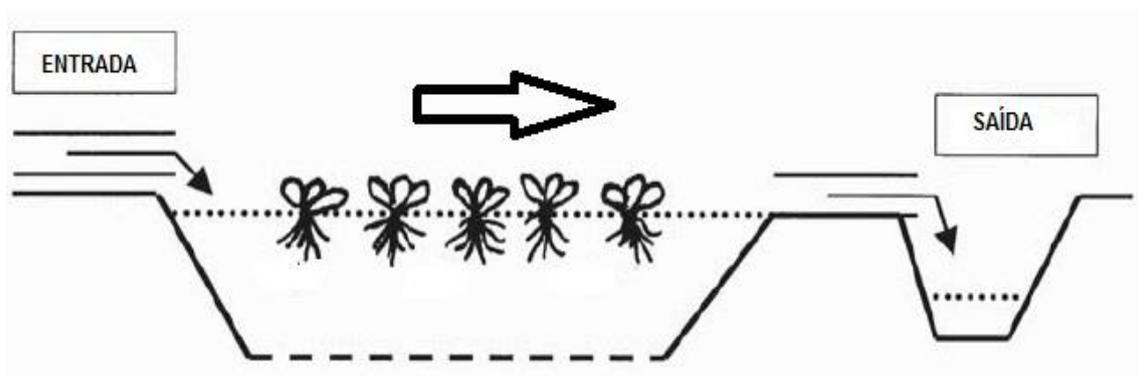
Figura 8: Desenho esquemático de um sistema de plantas emergentes com fluxo subsuperficial vertical (Adaptado de DOMINGOS, 2011).

O tempo de retenção é uma variável importante no projeto do processo de *wetland*: quanto mais o líquido permanece no sistema, mais efetivo é o tratamento. Segundo Mulamoottil et al (1999), o tempo de retenção suficiente para reduzir 90% da matéria orgânica é em torno de 7 dias e para reduzir em 90% os nutrientes (nitrogênio e fósforo), 14 dias.

Os sistemas de fluxo subsuperficial são relatados como os mais adequados em relação a problemas de odores, insetos e para fim de embelezamento natural, portanto, adequado para tratar lixiviado, pois a vegetação protege a superfície do efluente das variações do tempo, principalmente do calor e do vento. São muito utilizados na Europa e Estados Unidos da América (YALCUK et al, 2009).

Salati (2009) cita que os *wetlands* de fluxo subsuperficial vertical são utilizados quando é requerida uma maior condutividade hidráulica e drenagem total do sistema e melhor oxigenação nas zonas de raízes, do solo e também do meio filtrante. Também possuem uma maior capacidade de transportar oxigênio em relação aos *wetlands* com sistema de fluxo subsuperficial horizontal, pois dependendo do efluente que está sendo tratado no projeto, são mais eficazes quanto à atividade de microrganismos aeróbios (SUN et al, 2003; OBARSKA-POMPKOWIAK et al, 2008; YALCUK et al, 2009).

Já no sistema de fluxo superficial (Figura 9) a purificação do efluente ocorre por diversos mecanismos de ação de microrganismos que ficam fixados no substrato (substrato usado como filtro, na superfície do solo e na parte submersa do caule das plantas). Geralmente o sistema deve ser implantado sobre camadas de argila e/ou mantas plásticas especiais (SALATI, 2009).



**Figura 9: Fluxo superficial de *wetlands* construídos (Adaptado de Vymazal & Kröpfelová. 2008).**

Tratamento de lixiviados não se resume a redução de sólidos, DBO ou nutrientes, mas sim sobre a remoção de metais, concentração elevada

de amônia, sobrevivência das espécies de plantas, redução de hidrocarbonetos voláteis, redução de poluentes químicos e sensibilidade e proteção das águas receptoras após o tratamento (Kadlec e Wallace, 2008). A escolha da configuração do sistema é muito importante para que ele seja eficiente e duradouro.

Nessa escolha de configuração do sistema, um fator preponderante é o tipo de fluxo hidráulico dos *wetlands* que são divididos em fluxo superficial e fluxo subsuperficial (Vymazal e Kropfelova, 2008; Kadlec e Wallace, 2008). De acordo com Kadlec e Knight (1996), *wetlands* de fluxo superficial ou subsuperficial são tecnologias capazes de tratar o lixiviado de aterros (Figura 21).

Os chamados sistemas de fluxo subsuperficial podem ser horizontais ou verticais. Os sistemas de fluxo subsuperficial verticais possuem maior capacidade de transporte de oxigênio, são mais eficazes para a remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal através da atividade dos microrganismos presentes (YALCUK e UGURLU, 2009).

Já nos sistemas de fluxos subsuperficial horizontal o oxigênio requerido é suprido pelas macrófitas e pela convecção e difusão da atmosfera (PHILIPPI e SEZERINO, 2003). Nessa configuração a oxigenação é muito mais limitada e dominam os processos anóxicos. O uso deste tipo de sistema limita-se ao tratamento de efluente de baixa carga orgânica (PLATZER et al., 2007), no caso o lixiviado que para isso poderia ser filtrado antes ou passar por um pré-tratamento ou haveria a necessidade de recircular o fluxo dentro do sistema, para aumentar a remoção de nitrogênio, por desnitrificação, aumentando assim seu desempenho.

A camada aeróbia, no caso do sistema adotado ser o fluxo subsuperficial horizontal é mais evidente ao redor da rizosfera das plantas, pois estas tendem a transportar oxigênio da parte aérea para a parte submersa. Como a percolação do lixiviado flui horizontalmente entrando em contato com regiões aeróbias, anóxicas e anaeróbias, ocorre então uma depuração através de processos físicos, químicos e

microbiológicos (BEGOSSO, 2009). O que explica 55% do levantamento de estudos para tratamento de *wetlands* ter utilizado fluxo subsuperficial. Porém, a presença de sólidos pode fazer com que esse sistema apresente entupimento, enquanto em um sistema de fluxo superficial (com 45% dos resultados para busca), estes sólidos só se depositariam no fundo, através da sedimentação (LOER et al., 1999), sendo também uma alternativa muito interessante para o tratamento de lixiviado.

Segundo Kadlec e Zmarthie (2010) o sistema de fluxo superficial para o tratamento de lixiviado, apresenta muitas outras vantagens como ser mais eficaz para a desnitrificação, (pela condição anóxica do sistema), pois fornece alimentos para as bactérias desnitrificantes (lixiviado rico em compostos carbonados), favorece a remoção de hidrocarbonetos voláteis através da biodegradação dos hidrocarbonetos mais pesados e reduz o volume de efluentes por evapotranspiração durante os meses quentes do ano. Ainda segundo Sundberg (2008), há um elevado potencial para o tratamento de amônia-total, parâmetro de concentração elevada em lixiviados, pela presença desse grande número de bactérias.

#### **2.2.4 Tipos de substratos utilizados como barreiras e filtros nos sistemas de *wetlands***

Os sistemas de *wetlands* contam com um meio filtrante no qual as plantas são fixadas, este meio filtrante é composto pelo solo e geralmente por uma camada de pedras, que pode ser de diversas naturezas como: brita, zeólito, areia, turfa, argila, entre outros.

Segundo Mannarino (2006), as pedras podem ser incluídas no sistema em diversos tamanhos de grânulos, dependendo da intenção que exista em aumentar ou diminuir a superfície de contato. Porém, segundo a autora, grânulos maiores dificultam o entupimento do sistema, o que melhora a condutividade do fluxo.

Essa camada de pedras fica abaixo da camada de solo, sendo um dos substratos, onde a camada microbiológica está ativa e se desenvolve com o tempo de operação (como um biofilme presente)

facilitando e fazendo parte do processo de degradação deste poluente (YACULK, 2009)

Porém, fazendo parte do substrato, acima da camada do leito de pedras existentes nesses sistemas, os sistemas de *wetlands* contam também com a camada de solo onde as plantas também são fixadas. A espessura ou dimensão da camada de solo varia de acordo com o efluente a ser tratado e da eficiência que se deseja atingir (SALATI, 2009).

Ainda segundo Salati (2009) a ação depuradora dos solos filtrantes acontece através de sua ação como filtro mecânico, filtro físico-químico e filtro biológico, a saber:

- Filtro mecânico: Tamanho dos grânulos do solo e do leito de pedras, filtro biológico.

-Filtro físico-químico: Retém cátion e ânions presentes no solo e sua capacidade de troca catiônica.

- Filtro biológico: É exercida através dos microrganismos presentes no solo que decompõem a matéria orgânica em todos os processos biogeoquímicos já conhecidos e atuam sobre os microrganismos existentes no lixiviado. As plantas também agem nesse processo, pois crescem nesse solo e nesse leito de pedras e deles retiram nutrientes ao mesmo tempo que mantém o solo permeável através de suas raízes que ficam espalhadas pelo leito de pedras e pelo solo, como um sistema.

Uma das maiores ameaças ao sucesso do sistema é o entupimento que pode acontecer nesse mesmo substrato filtrante. Por isso é importante selecionar o material adequado a ser utilizado para compor esse substrato, a taxa de aplicação mais adequada ao sistema e distribuir bem o material a ser purificado para evitar entupimento (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008).

O substrato pode ser composto de diversos tipos de materiais como areia, argila, silte, turfa, pedras, solo e agregados leves manufaturados (MANNARINO, 2003). No presente trabalho, foram quantificados nos estudos pesquisados, diversos tipos diferentes de

substratos e os mais evidentes podem ser vistos na Figura 20. A falta de uma fórmula exata de agrupamento desses tipos de substratos, fez com que organizássemos um a um de acordo com o desenrolar do trabalho. Como não existe uma fórmula pronta, de eficácia completa para o agrupamento desses materiais, o material a ser usado como substrato filtrante é decidido de acordo com o projeto.

Foi encontrado na literatura, como filtro principal, pedras de diferentes tamanhos e de diferentes materiais, neste trabalho foi resumido apenas como pedras diversas. Cabe ressaltar que dependendo da sua origem há o aumento da eficiência filtradora, melhor adsorção de partículas em sua superfície, o que possibilita a formação de um biofilme que otimiza os processos realizados pela microfauna existente em *wetlands*. Foi encontrado durante o levantamento, várias nomenclaturas e tipos diferentes de pedras, como: zeólito, cascalho (de jardim, de aquário, de estrada, cascalho-ervilha), rachão, pedra de brita e areia são os mais encontrados. A areia foi separada dos demais tipos de pedras, pela dimensão dos seus grânulos. Muitas vezes a areia é utilizada como um segundo filtro por ter menor permeabilidade e assim prender maiores partículas.

Outro substrato muito encontrado é o solo húmífero. Cooper em 2009, afirma que substratos contendo solo, apresentam baixa condutividade hidráulica e grande probabilidade de entupimento do sistema. Porém, este tipo de substrato favorece ao desenvolvimento de uma população microbiana que favorece o processo (FANNIN et al, 2009)

Os substratos contendo solo argiloso aparecem também em alguns estudos. E segundo Kadlec e Knight em 1996, uma camada de argila é recomendada para que as espécies vegetais prosperem. Substratos argilosos possuem baixa condutividade hidráulica, grande capacidade de adsorção e são utilizados para reduzir o contato da água no solo, porém podem ser melhorados para maior condutividade hidráulica ao misturar areia ou cascalho (DUGGAN, 2005). Foi encontrada na literatura que, em

alguns estudos a argila também é utilizada para proteger a geomembrana de impermeabilização em PEAD (Polietileno de Alta Densidade).

### **2.2.5 Aplicabilidade de *wetlands***

#### **a) Breve Histórico**

*Wetlands* construídos têm sido utilizados pelo menos há duas décadas para melhorar a qualidade das águas contaminadas e residuárias, enquanto que os naturais existem há milhões de anos. (MARCHAND et al 2010)

O tratamento de efluentes utilizando *wetland* construído tem sua origem na Alemanha em 1952, com o estudo de Seidel, no Instituto Max Plank, localizado na Alemanha, com a utilização de junco para tratar efluentes, principalmente de indústrias alimentícias (KADLEC et al 1997). O tratamento de efluentes por macrófitas aquáticas popularizou-se na Europa a partir de meados dos anos 70, onde foram construídos aproximadamente 200 sistemas de *wetlands* municipais, para tratamento de efluentes industriais, com a utilização da espécie de planta *Phragmites australis* para a redução de matéria orgânica (SEIDEL;1976; BASTIAN; HAMMER; 1993)

Já nos Estados Unidos, a primeira experiência foi na década de 70, com projetos de Houghton Lake, Florida e Wisconsin (KADLEC et al, 1979). No final da década de 90, os *wetlands* que já eram muito comuns na Europa, também o eram na América e Austrália, onde poliam efluentes no tratamento terciário (DENNY, 1997).

Segundo Soli (1984), no Brasil, os primeiros estudos realizados com *wetlands* foram feitos em decorrência da observação das várzeas amazônicas, pois os lagos existentes ao longo do rio Solimões e Amazonas, recebem água durante as cheias e no período das vazantes, chegam quase a parecer que jamais houve água sobre aquelas áreas, ficando apenas cobertas por vegetação, ficando apenas um pequeno vestígio do lago original. Porém, a qualidade das águas dos rios, antes represadas nestes lagos é superior.

No início da década de 80, através do estudo de Salati et al (1982). A técnica era utilizada para a purificação de água que consistiu na construção de um lago próximo ao córrego Piracicamirim, em São Paulo.

Posteriormente Rodolfo e Lourdes (1999), chamaram sistemas *wetlands* construídos de processos fito-pedológicos aplicados ao tratamento de águas residuárias domésticas, empregando areia grossa de alta permeabilidade como filtro e suporte para macrófitas aquáticas como taboas (*Typha* sp.), junco (*Juncaceae sellovianus*) e lírio do brejo (*Hedychium coronarium*). Nestes estudos registrou-se eficiência de remoção de matéria orgânica (DBO= 89,2%, Sólidos em suspensão= 92% e fósforo= 49%).

Outros trabalhos, com utilização de sistemas *de wetlands* construídas, foram desenvolvidos no Brasil, citando alguns estudos: Roquette Pinto et al (1998) do Instituto Nacional de Tecnologia, Valentim e Roston (1998) da Universidade de Campinas, Giovannini e Marques (1998) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Philippi et al (1998) da Universidade Federal de Santa Catarina, Campos et al (2002) Universidade Federal do Rio de Janeiro, Pires (2003) da Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Mannarino (2003) da Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Henry-Silva da Universidade Estadual Paulista, Silva (2007) da Universidade de Brasília, Antunes (2009) Universidade de São Paulo, Lima (2011) da Universidade Estadual Paulista, Mattos e Lucrécio (2012) da Universidade Federal do Espírito Santo, Ormonde (2012) Universidade Federal do Mato Grosso.

Na comunidade internacional as pesquisas sobre *wetlands* vêm apresentando grande progresso, graças a isso, de dois em dois anos acontece uma conferência a respeito de *wetlands*, para qualidade da água chamada “International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control” que teve sua 13ª edição em 2012. Nesta conferência há a possibilidade do cruzamento de informações sobre a técnica, fazendo com que seja aperfeiçoada e discutida sob todos os aspectos para uma maior eficiência.

## **b) Vantagens e desvantagens do método**

Muitos estudos anteriores relatam que *wetlands* construídos são capazes de transformar um poluente agressivo em um poluente menos agressivo ao meio ambiente (FERREIRA et al, 2006 APUD KADLEC, 1998; KADLEC & KNIGHT, 1996 E STAUBITZ et al, 1989).

Os *wetlands* construídos podem ser projetados com maior grau de controle e eficiência do que os existentes na natureza, permitindo o estabelecimento de um tratamento experimental, instalações com uma composição bem definida do substrato, tipo de vegetação, tempo de retenção e padrão de fluxo.

Mais recentemente, com o avanço da técnica, segundo Zhang et al (2010) relatam que *wetlands* construídos tem servido para descontaminar efluentes contendo metais, pesticidas, petróleo cru, hidrocarbonetos poliaromáticos e lixiviados de aterro sanitário.

O uso de *wetlands* como uma das alternativas de despoluição hídrica é de natureza econômica e ambiental, pois além do baixo custo de implantação e possuem também uma grande e ainda não quantificada com exatidão, eficiência de remoção de poluentes considerados mais persistentes. E como toda técnica apresenta um elenco de vantagens e desvantagens citadas por Campos et al (2002) e Kadlec (1998) a seguir:

- O custo baixo se deve a facilidade de implantação dos sistemas, operação e manutenção. O mais caro a ser custeado no caso da implantação dos *wetlands* se dá ao espaço físico no qual serão implantados;
- Garantem segurança no tratamento de poluentes inesperados no sistema, visto que os lixiviados possuem características diferentes, por conta da natureza dos resíduos sólidos de onde são provenientes, fazendo com que possam aparecer componentes não comuns na composição do lixiviado;
- Não há a formação de lodo considerável, o que faz com que não haja necessidade de infraestrutura para resgate desse lodo;

*Wetland*- A ausência de produção de lodo, um subproduto comum nos sistemas convencionais de tratamento de alguns efluentes é outra vantagem desse sistema (VAN KAICK, 2002).

- Vida útil prolongada (15-20 anos) (VROVSEK et al, 1996);
- Produção de biomassa pode ser utilizada na produção de ração animal, artesanato, energia, biofertilizantes, entre outros (WOJCIECHOWSKA et al, 2010).

Segundo Kadlec (1998), as desvantagens do método neste caso dizem respeito ao espaço físico necessário à implantação do sistema, quando se precisa tratar um grande volume de lixiviado. Outra desvantagem é o possível ataque de pragas oportunistas que dependendo da sua natureza se alojam em partes internas na planta e com isso fica muito difícil o tratamento e a cura das mesmas. Além da variação do tempo como grandes chuvas ou sol intenso, influenciam na qualidade das análises do efluente a ser tratado, visto que alteram o resultado ora diluindo o efluente (grandes chuvas) ora secando e dificultando a retirada de amostras para análise.

Os projetos de *wetlands* construídos podem ser bem econômicos, utilizando somente a gravidade da água, evitando assim a necessidade de bombas e energia elétrica para gerir e manter funcionando o sistema, além de se integrarem esteticamente com a paisagem com baixo custo de implantação (CAMPEBELL & OGDEN, 1999)

Muitos estudos estão sendo conduzidos a fim de identificar e aperfeiçoar o papel de cada elemento que atua no tratamento, merecendo destaque (SEZERINO, 2006):

- A escolha do melhor tipo de fluxo a ser empregado;
- O filtro e sua capacidade filtrante (dependendo de cada material a ser purificado, a escolha de um melhor material para compor o leito filtrante);
- As plantas utilizadas
- O material a ser tratado;

- A quantidade máxima de afluente (vazão) tanto a nível hidráulico como orgânico;
- As condições de depuração do efluente x cinéticas de depuração x quantidade de oxigênio presente no sistema.
- A estrutura e metabolismo do biofilme formado e a vida útil do sistema

### **c) *Wetlands* aplicados ao tratamento de lixiviado**

Os sistemas de *wetlands* são utilizados para o tratamento dos mais diversos tipos de contaminantes sendo os mais comuns: contaminantes químicos (pesticidas, químicos nocivos, poluentes orgânicos, metais pesados, corantes, etc), microrganismos vivos nocivos (bacteriófagos, coliofagos, etc), efluentes industriais ou domésticos (lixiviados, águas residuais em geral, etc), resíduo provenientes dos mais diversos processos (lodo) tratamento de água, entre outros.

No caso do lixiviado proveniente de aterro sanitário, pode-se garantir uma alta eficiência de remoção de certos componentes extremamente agressivos e tóxicos desse efluente. Apesar da complexibilidade do lixiviado, como sua característica alta concentração de amônia, pode-se garantir a sobrevivência das plantas utilizadas no processo, bem como a redução de hidrocarbonetos voláteis (BTEX), redução de HPA (Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos), PCB's, (Bifenilas Policlorados), remoção e absorção de vestígios de metais. Porém, por se tratar de um sistema natural onde a interação, ainda misteriosa em seus pormenores, que ocorre entre as plantas, substratos, filtros e condições naturais dependerem unicamente dos mecanismos existentes na ligação desses fatores, dificulta a garantia da obtenção de valores próximos a 99% ou mais de eficiência de remoção (KADLEC, 2010).

Esses sistemas também, por serem naturais, dependem do clima da região. Há sistemas que funcionam de forma efetiva em larga escala, dependendo da estação do ano, da temperatura ambiente. Ainda segundo Kadlec (2010) existiu um sistema funcionando durante mais de 10 anos,

nos Estados Unidos, tratando lixiviado, que foi satisfatório para a remoção de amônia, alguns metais (zinco, arsênio, bário e cromo) e compostos orgânicos voláteis (VOCs). O sistema era operado apenas durante os períodos quentes do ano (Loer et al, 1999;. Kadlec, 2003). Também existem sistemas de clima frio que funcionaram corretamente na Noruega bem como em vários locais no Canadá. (MAEHLUM, 1999, MAEHLUM et al, 2002). Sendo assim, foi observado na literatura que o uso de *wetlands* é adequado para o tratamento de lixiviado. O tratamento de lixiviado por *wetlands* construídos vem crescendo cabendo ressaltar, nos últimos 10 anos, alguns estudos como os observados na Tabela 5.

Por ser um poluente extremamente nocivo (algumas vezes mais dependendo da natureza do lixo do qual é oriundo) de acordo com a literatura consultada, deve-se destacar alguns pontos. a respeito da experiência no uso de *wetlands* para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário:

- A busca pelo entendimento do que acontece na “caixa preta” presente nesses sistemas; neste caso seria o conhecimento do mecanismo de ação de microrganismos presentes em todo o processo de depuração (SUNDBERG, 2008);
- A concentração de alguns poluentes mais agressivos, necessitando de uma escolha mais atenta da etapa de tratamento ao qual o lixiviado será empregado;
- A escolha da melhor configuração do sistema, para evitar o risco do sistema ficar congestionado e com isso reduzir a eficiência de remoção de parâmetro pré-estabelecidos por cada projeto;
- O manejo do sistema deve ser constante, para que se perceba a funcionalidade do mesmo e se consiga perceber a possível incidência de pragas invasoras. Deve-se observar se se deseja uma maior evaporação do lixiviado ou não (no caso do sistema ser exposto à luz solar), deve-se estar atento a possível influência da chuva sobre o sistema, fato que pode mascarar os resultados (no caso da medição da eficiência de remoção, diluindo o lixiviado), outro fator importante que cabe ressaltar é a escolha

da localização do sistema quanto a possível atração de pragas invasoras, que podem arruinar o projeto.

- O descarte final das plantas (e possivelmente de outros componentes do sistema, como do substrato) quando estes atingirem um grau saturação máxima, visto que o sistema é finito (dependendo da sua dimensão e configuração, principalmente no caso dos sistemas que adotam o fluxo vertical ou horizontal subsuperficial) e satura gerando subprodutos não desejáveis e ao mesmo tempo perigosos a todo o meio ambiente. Os *wetlands* de fluxo superficial, mesmo tendo fluxo corrente, evitando o acúmulo de resíduos no fundo do sistema, também saturam e precisam de manejo, porém são sistemas mais parecidos com os sistemas naturais de *wetlands*. Geralmente possuem uma vegetação densa e uma variedade de espécies de macrófitas (apesar de geralmente apresentarem profundidade inferior a 0,4 m), geralmente são implantados em escala real e corpos d'água podem ser incorporados em um projeto para fornecer uma otimização do sistema hidráulico e habitat para animais geralmente presentes em sistemas naturais (HABERL et al). Esses fatores fazem com que essa saturação ou/e redução de eficiência do sistema demore um pouco mais para ocorrer.

Sawaitayothin e Polprasert em 2007 conduziram em seus estudos para a investigação a viabilidade da aplicação de *wetlands* construídos para o tratamento de um lixiviado de aterro sanitário contendo uma alta concentração de nitrogênio e análise das bactérias envolvidas no processo. Obtiveram cerca de 80 % de remoção de nitrogênio pela planta *Typha augustifolia* e 99,7% de remoção de cádmio. O resultado da análise bacteriológica revelou a predominância de bactérias, incluindo bactérias heterotróficas e autótrofas, responsáveis pela remoção da DBO. Porém, bactérias nitrificantes não estavam presentes nos sistemas de alagados construídos.

Zupancic et al em 2009, buscaram em seus estudos quantificar e entender a dinâmica da concentração de cromo, em um aterro semi-desativado (uma parte dele ainda está ativada) onde foi montado um

sistema de *wetlands*, contendo as plantas *Phragmites australis* em seis leitos interligados, alimentados pelo lixiviado deste aterro. O sistema funciona da seguinte forma: primeiro o lixiviado banha uma área coberta de salgueiros e gramíneas e após isso banha os leitos cultivados. A principal contribuição das plantas do sistema foi a capacidade de fitoestabilização, o que ficou evidente após análise laboratorial das mesmas, apresentando baixas concentrações de cromo.

Já Grisey et al em 2011, quiseram avaliar e comparar as capacidades de bioacumulação de plantas como a *Typha latifolia* e *Phragmites australis* para remoção de metais pesados de lixiviado, de um aterro desativado. O lixiviado era recolhido à jusante por um sistema de drenagem e tratado em quatro bacias naturais (*wetlands*), com tempo de retenção de aproximadamente 19 dias. As concentrações de metais foram analisadas em amostras de entrada e saída do sistema, ao passo que amostras de plantas (raízes / rizomas, brotos) foram coletadas antes de entrar em contato com o lixiviado e depois do contato com o lixiviado e durante a operação do sistema em escala piloto.

As maiores concentrações de metais pesados foram encontradas nas partes da planta abaixo do solo nas duas espécies. Os dados, coletados durante o estudo mostram que algumas macrófitas armazenam metais pesados, preferencialmente nas raízes (mais do que no caule e folhas).

Este estudo demonstrou que os metais pesados em um sistema de *wetlands* são eficientemente removidos a partir do fluxo de água através de macrófitas aquáticas. No entanto, os autores destacaram que a evolução das concentrações de metais pesados na quarta bacia componente do sistema de *wetlands*, pode saturar, causando efeitos fitotóxicos nas macrófitas. Os resultados forneceram uma nova visão sobre a utilização de espécies de macrófitas para armazenamento de elementos tóxicos.

**Tabela 5: O tratamento de lixiviado por *wetlands* construídos nos últimos 10 ano (alguns estudos).**

ANO	Pesquisa	
2002	<p>- Uso de <i>wetland</i> para tratamento de lixiviado e análise de diversos parâmetros na entrada e saída do sistema.</p> <p>- Tratamento de lixiviado (bruto e tratado) do aterro de jardim Gramacho por <i>wetlands</i> em tratamento simultâneo, retirado após o decantador secundário da estação de tratamento, objetivando definir índices e comparar resultados de forma a comprovar a sua eficiência e baixo custo no tratamento de lixiviado.</p>	<p>-CAMPOS et al (2002) da Universidade Federal do Rio de Janeiro;</p> <p>-PIRES (2002) da Universidade Estadual do Rio de Janeiro</p>
2003	<p>- Uso de <i>wetlands</i> construídos para o tratamento de lixiviado através do acompanhamento do sistema piloto implantado no aterro metropolitano de Gramacho.</p>	<p>MANNARINO (2006) da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.</p>
2005	<p>- Buscou testar um tratamento mais limpo e econômico e possível e mecanismos de aumento de eficiência.</p>	<p>DUGGAN (2006) do SITA Centro de Gerenciamento de Resíduos Sustentável, University College Northampton.</p>
2006	<p>- Foi construído um sistema de <i>wetlands</i> conectado a um antigo aterro sanitário e combinação de diferentes tipos de fluxo.</p>	<p>BULC (2006) do Limnos, Grupo de Ecologia de Água, Eslovênia</p>
2007	<p>- Tratamento de lixiviado usando fluxo subsuperficial horizontal com aeração do sistema.</p> <p>- O balanço de massa e análise microbial do tratamento de lixiviado do aterro sanitário municipal.</p>	<p>NIVALA et al (2007) da North American <i>Wetland</i> Engineering, nos EUA;</p> <p>SAWAITTAYOTHIN et al (2007) da Escola de Meio Ambiente, Recursos e Desenvolvimento, Instituto Asiático de Tecnologia (AIT) na Tailândia</p>
2008	<p>- Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando macrófitas aquáticas emergentes.</p>	<p>LIMA (2008) da Universidade de Maringá do Brasil;</p>
2009	<p>- Análise dos processos de nitrificação e desnitrificação e comunidades de bactérias em um sistema de <i>wetlands</i>.</p> <p>- Utilização de lixiviado para rega de grama do reuso do lixiviado oriundo do sistema de purificação <i>wetlands</i>.</p>	<p>SUNDBERG (2009) da Universidade de Linköping Suécia;</p> <p>JUSTIN et al (2009) da Limnos, Grupo de Ecologia de Água, Eslovênia;</p> <p>YALCUK et al (2009) da Abant _Izzet Baysal</p>

	- Comparação da utilização do fluxo horizontal e vertical no emprego em <i>wetlands</i> .	University, Departamento de Engenharia Ambiental, Turquia;
<b>2010</b>	- Testou a influência na eficiência da recirculação de um fluxo vertical em <i>wetlands</i> numa escala laboratorial do tratamento de lixiviado. - Tratamento de lixiviado de um aterro desativado. - Três estudos de caso para tratamento de lixiviado de aterro sanitário.	LAVROVA et al (2010) do Departamento de Engenharia Química da Universidade de Tecnologia Química e Metalurgia, Bulgária;  KADLEC e ZMARTHIE (2010) da <i>Wetland Management Services</i> , nos EUA;  WOJCIECHOWSKA et al (2010) Faculdade de Engenharia Civil e Ambiental, Gdańsk University of Technology, Polônia.
<b>2011</b>	- Fitorremediação e produção de energia renovável no aterro de Caximba, Curitiba.	PREUSSLER, MARANHO e MAHLER (2011) da Universidade Federal do Rio de Janeiro no Brasil;
<b>2012</b>	- Estudou a bioacumulação em plantas <i>Typhas spp.</i> no tratamento através de <i>wetlands</i> para remoção de metais pesados e tratamento de lixiviado de aterros sanitários.	GRISEY et al (2012) artigo publicado no jornal <i>Water Air Soil Pollution</i> na França;

## CAPÍTULO 3: MATERIAIS E MÉTODOS

### 3.1. Mapeamento tecnológico

Foi realizado um levantamento correspondente ao período de 2002 a 2012, no site Periódicos CAPES, nas bases de dados:

- SCIENCE DIRECT,
- EMERALD
- SCIELO,
- WEB OF KNOWLEDGE,
- U.S. NATIONAL LIBRARY OF MEDICINE,
- U.S. DEPARTMENT OF ENERGY,
- OFFICE OF SCIENTIFIC AND TECHNICAL INFORMATION,
- CENGAGE LEARNING INC,
- SCIVERSE SCIENCE DIRECT JOURNALS

Foram utilizadas as seguintes palavras-chave na busca: *alagados construídos, lixiviado, chorume, constructed wetland, landfill leachate*.

A busca inicial foi feita por estudos realizados para o uso de *wetlands* em diversas finalidades. Num segundo momento, separaram-se os estudos voltados apenas para tratamento de lixiviado e em seguida fez-se uma avaliação dos principais aspectos do tratamento de lixiviados utilizando *wetlands* publicados na literatura científica.

Os principais aspectos avaliados foram:

- Objetivo do uso do *wetland*;
- Tipo de planta utilizado;
- Tipo do substrato;

- Configuração do sistema;
- Principais resultados e problemas ocorridos.

### 3.2. Estudo de Caso

Foram montados dois sistemas de *wetland*, utilizando caixas de plástico com 42 cm de comprimento, 58,5 cm de largura e 27 cm de altura. As duas caixas foram organizadas de forma diferenciada. Na caixa 1 (caixa-controle), havia apenas pedregulho e solo, sem a presença de plantas, o objetivo da caixa controle foi avaliar o papel do solo no sistema. Já na caixa 2 havia planta, pedregulho e solo e era regado com lixiviado, objetivo deste piloto foi avaliar o desenvolvimento da planta em um sistema desfavorável, bem como avaliar o papel da planta associada ao solo na remoção de contaminantes do lixiviado. Em cada uma das caixas foram plantadas 7 indivíduos de *Typha domingensis* Pers.

As duas caixas foram organizadas como mostra a Figura 10 e as informações de cada sistema estão mostradas na Tabela 6:

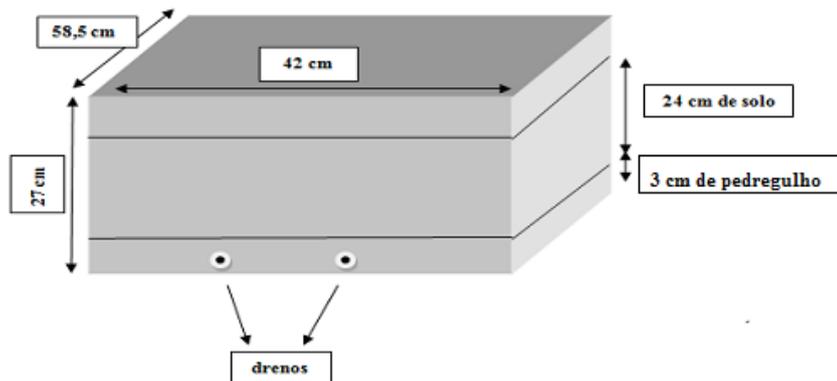


Figura 10. Figura Ilustrativa da configuração do sistema.

**Tabela 6: Condições das caixas no estudo de caso**

<b>Caixa</b>	<b>Aspecto construtivo</b>	<b>Aspecto operacional</b>	<b>Objetivo</b>
<b>1</b>	Com pedregulhos e solo	Caixa regada com lixiviado	Avaliar o papel do solo na degradação do lixiviado
<b>2</b>	Com pedregulhos, solo e planta	Caixa regada com lixiviado	Avaliar o papel da planta na degradação do lixiviado

O sistema foi operado em batelada, sendo alimentado a uma taxa de aplicação (1) de 5,6 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> dia, ou seja, o sistema era regado uma vez por semana e no sétimo dia, esvaziavam-se completamente as caixas sendo todo este volume retirado como amostra para posterior análise laboratorial. As amostras eram retiradas do sistema, através de drenos existentes em cada uma das caixas. As amostras recolhidas eram guardadas em garrafas plásticas, para posterior análise laboratorial. A taxa de aplicação foi calculada, segundo a equação 1.

$$\text{taxa de aplicação} = \frac{V \times A}{t_r} \quad (1)$$

onde:

V=volume de alimentação de cada batelada do experimento = 2 L

A= área superficial do *wetland* = 0,2436 m<sup>2</sup>

t<sub>r</sub>= tempo de residência do lixiviado no *wetland* (tempo da batelada) = 7 dias

O local onde ficou localizado o

O projeto piloto apresentava grande variação de temperatura e clima, por ser um local descoberto (Figura 11) por isso, o volume das amostras variou bastante ao longo do estudo.



**Figura 11: *Wetlands* em escala piloto talude da lagoa de estabilização CESA**

A variação pluviométrica foi acompanhada pelo site do alerta rio, que disponibiliza os dados pluviométricos no site <http://www0.rio.rj.gov.br/alertario/> acessado durante todo o período da fase experimental do estudo de caso em diversos pontos onde são medidos os índices pluviométricos em mm de chuva. A localização geográfica fornecida pelo site da estação pluviométrica da Ilha do governador é: Latitude  $-22,81806^\circ$  e Longitude:  $-43,21028^\circ$ .

Para quantificar esses resultados, contabilizaram-se os dias de operação do experimento e cruzou-se essa informação com os milímetros de chuva amostrados.

Algumas vezes não foram produzidas amostras em função do tempo seco e outras vezes, devido as chuvas, o volume de retirada de amostras foi muito superior ao volume de alimentação.

### 3.2.1. Localização do *wetland* em escala piloto

Os *wetlands* em escala piloto foram armazenados no terreno da CESA (Centro Experimental de Saneamento Ambiental) na UFRJ (Figuras 12).



Figura 12: Foto aérea da CESA Fonte: Google satélite.

### 3.2.2. Plantas utilizadas

A planta escolhida foi a *Typha latifolia*, (Figuras 13) vulgarmente conhecida como taboa, pois é uma planta muito utilizada na literatura em tratamentos de efluentes por *wetlands*, por sua grande capacidade de evapotranspiração e tratamento de lixiviado (lixiviado). Porém no Rio de Janeiro, só ocorre a espécie *Typha domingensis Pers.*, a qual utilizamos. Por ser do mesmo gênero, esta planta possui uma estrutura, hábito e fisiologia muito semelhante às outras *Typhas spp.* utilizadas e citadas em trabalhos anteriores.

Antes de serem alimentadas com lixiviado, as plantas passaram por um tempo de adaptação (aclimatação) e crescimento sendo regadas com água durante 3 meses. Foi utilizado para substrato das plantas: terra preta adubada e pedra de brita. As plantas foram higienizadas

anteriormente, fazendo com que não sobrasse qualquer resquício de contaminação em sua estrutura.

As plantas utilizadas foram coletadas numa região afastada do estado do Rio de Janeiro, na cidade de Seropédica e foram coletadas de uma região afastada, onde predominava somente espécies vegetais, tendo assim pouco impacto antrópico.



**Figura 13: *Typha latifolia*** Fonte: US FOREST SERVICE Fotos retiradas do site: <http://www.fs.fed.us/database/feis/plants/graminoid/typlat/all.html> com acesso em 14 de julho de 2013.

### 3.2.3 Efluente lixiviado utilizado

Este estudo foi realizado utilizando lixiviados proveniente do Centro de Tratamento de Resíduos de Gericinó (situado no bairro de Bangu, Rio de Janeiro, RJ). As amostras de lixiviado vieram em bombonas de polietileno.

### 3.2.4 Caracterização do lixiviado

A caracterização dos lixiviados foi feita com base nos seguintes parâmetros (Tabela 7): Alcalinidade, Nitrogênio Amoniacal, Carbono Orgânico Total (COT), Cloreto, Demanda Química de Oxigênio (DQO), pH, Turbidez e Absorvância em 254 nm, essa última fornece uma indicação do conteúdo de matéria orgânica aromática (APHA, 2005).

Nesse projeto foi utilizado o lixiviado de um aterro antigo em fase de estabilização, amostras de líquido da entrada e da saída foram coletadas semanalmente. A Tabela 7 ilustra os resultados de caracterização do lixiviado utilizado nos ensaios. Pode-se observar uma grande variabilidade em suas características.

**Tabela 7 Caracterização do lixiviado utilizado nos ensaios (n=4), exceto metais, n=1**

<b>Parâmetros</b>	<b>Média</b>	<b>Valor Mínimo</b>	<b>Valor Máximo</b>
<b>N-NH<sub>3</sub> (mg/L)</b>	1783	441,5	3738
<b>COT (mg/L)</b>	660	405	1207
<b>Fósforo (mg/L)</b>	5,4	3,1	7,4
<b>Cloreto (mg/L)</b>	2914	1929	4061
<b>DQO (mg/L)</b>	1592	932	2310
<b>Turbidez (NTU)</b>	26,1	21,2	30,5
<b>Alcalinidade (mg CaCO<sub>3</sub>/L)</b>	5423	4345	6081
<b>Ni (mg/L)</b>	0,01	-	-
<b>Fe (mg/L)</b>	0,095	-	-
<b>Cr (mg/L)</b>	<0,005	-	-
<b>Cu (mg/L)</b>	<0,005	-	-

<b>Zn (mg/L)</b>	<0,2	-	-
<b>Pb (mg/L)</b>	<0,005	-	-
<b>Cd (mg/L)</b>	<0,005	-	-
<b>Na (mg/L)</b>	60,9	-	-
<b>K (mg/L)</b>	39,2	-	-

### 3.2.5. Cálculos de eficiência de remoção

Devido à perda de líquido, a eficiência de remoção foi calculada baseada no balanço de massa, segundo a equação 2.

$$\text{Eficiência (\%)} = \left[ \frac{C_o \times V_o - C_s \times V_s}{C_o \times V_o} \right] \times 100 \quad (2)$$

Onde:

$C_o$ =concentração do poluente que alimenta os *wetlands*

$C_s$ =concentração do poluente que sai dos *wetlands*

$V_o$ =volume de líquido que alimenta os *wetlands*

$V_s$ =volume de líquido que sai dos *wetlands*

### 3.2.6. Metodologias Analíticas

As análises das amostras coletadas na entrada e na saída dos *wetlands* foram realizadas no Laboratório de Tratamento de Águas e

Reúso de Efluentes (LABTARE), da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Os parâmetros analisados no estudo de caso foram: DQO (Demanda Química de Oxigênio), amônia, COT, fósforo, turbidez e cloreto, absorvância a 254 nm e pH.

As análises foram realizadas de acordo com os métodos de análise previstos no Standard Methods of Water and Wastewater, publicado em conjunto por AWWA, WPCF e APHA (2005). A Tabela 8 ilustra os parâmetros e as metodologias utilizadas neste estudo.

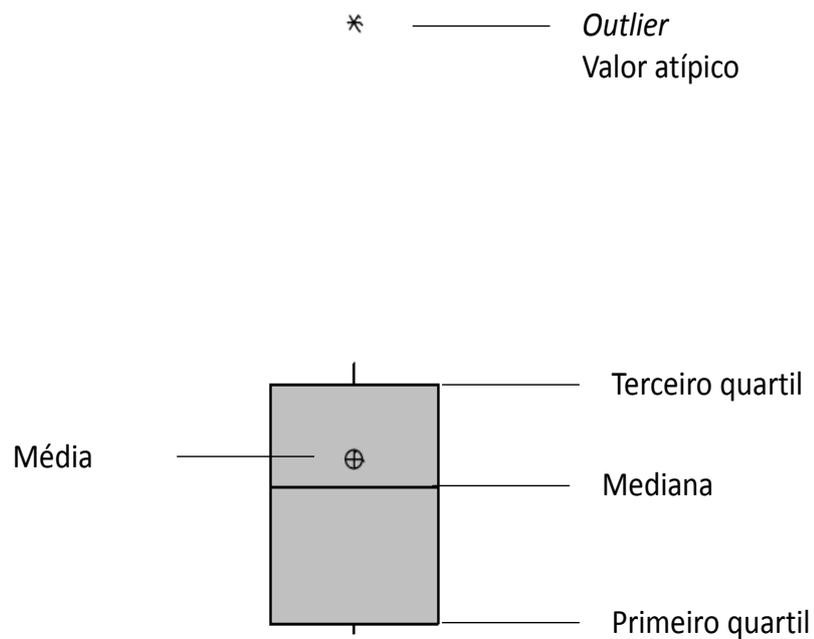
**Tabela 8: Parâmetros utilizados de acordo com os padrões APHA.**

<b>PARÂMETROS</b>	<b>MÉTODOS (APHA)</b>
<b>DQO</b>	5220-D (Espectrofotômetro Hach DR2800 e reactor Hach)
<b>COT</b>	5310-C (TOC Analyzer-Hipertoc 1000)
<b>ABSORVÂNCIA (254 nm)</b>	5910-B (Shimadzu UV mini 1240)
<b>N-NH<sub>3</sub></b>	4500-E (Orion 4 star Thermo pH Ise portable)
<b>ALCALINIDADE</b>	2320-B
<b>CLORETO</b>	4500-B
<b>pH</b>	4500-B (pHmetro microprocessador Quimis)
<b>FÓSFORO</b>	5220-D (Espectrofotômetro Hach DR2800 e reactor Hach)

### **3.3. Avaliação Estatística**

Para análise dos dados de saída dos *wetlands*, foi utilizado o software Minitab 16, para plotar os dados no formato box-plot (conforme

exemplo da Figura 14) e avaliar os dados utilizando o método de Mann-Whitney, teste não-paramétrico que avalia as medianas. O teste foi realizado adotando-se 95% de confiança.



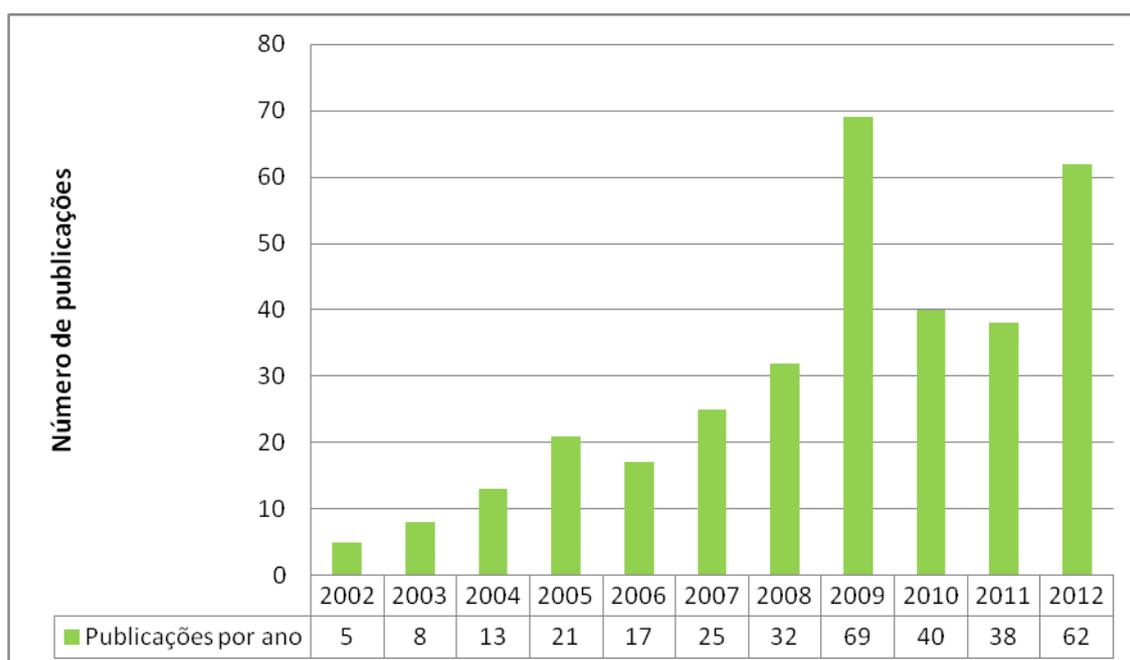
**Figura 14.** Esquema dos parâmetros apresentados em um gráfico tipo box-plot.

## CAPÍTULO 4: RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Mapeamento tecnológico

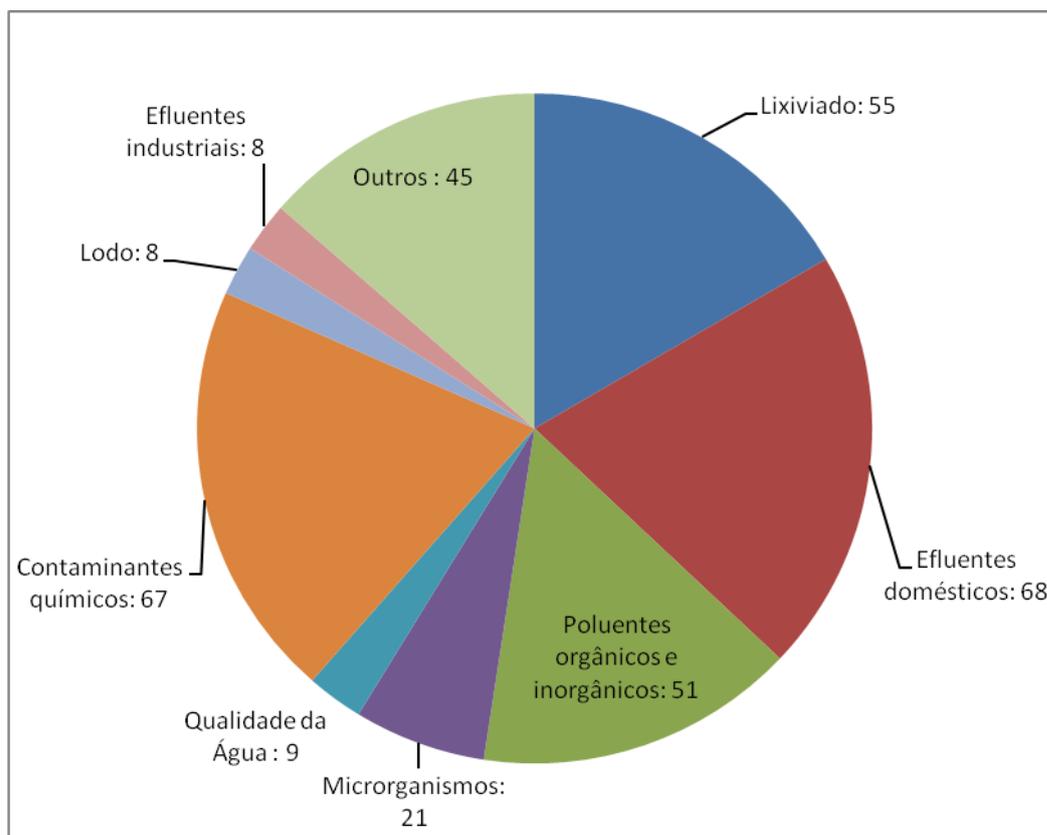
#### 4.1.1 Aspectos gerais

A fim de se realizar um levantamento da aplicação a tecnologia de tratamento de efluentes por *wetlands*, foi realizado um mapeamento dos estudos do ano de 2002 até o ano de 2012, onde foram encontrados artigos, capítulos de alguns livros nacionais e internacionais e dissertação de mestrado e teses de doutorado, com estudos voltados para o uso de *wetlands* para o tratamento de diversos tipos de efluentes, desta pesquisa foram encontrados 386 estudos ao todo nas mais diversas áreas de tratamento destes. A Figura 15 ilustra os resultados obtidos.



**Figura 15** Evolução das publicações para *wetland* aplicado aos mais diversos fins ao longo dos 10 anos. Palavras-chave usadas: *Alagados construídos, lixiviado, chorume, constructed wetland, landfill leachate* Base de dados pesquisada: Science direct, Emerald Scielo, Web of knowledge, U.S. National Library of Medicine, U.S. Department of Energy, Office of Scientific and Technical Information, Cengage Learning Inc, SciVerse Science Direct Journals

A Figura 16 apresenta uma grande variedade de usos para *wetlands* construídos, foram contabilizados numericamente a saber: Efluentes industriais 8; Lodo ( resultante de diversos processos como esgoto, indústria alimentícia, etc) 8; contaminantes químicos 67; tratamento da água 9; microrganismos 21, poluentes orgânicos e inorgânicos 51, efluentes domésticos 68, lixiviados 55, e outros (estudos técnicos, livros, reportagem em revista que explica a técnica em si e não remove algum contaminante específico 45.

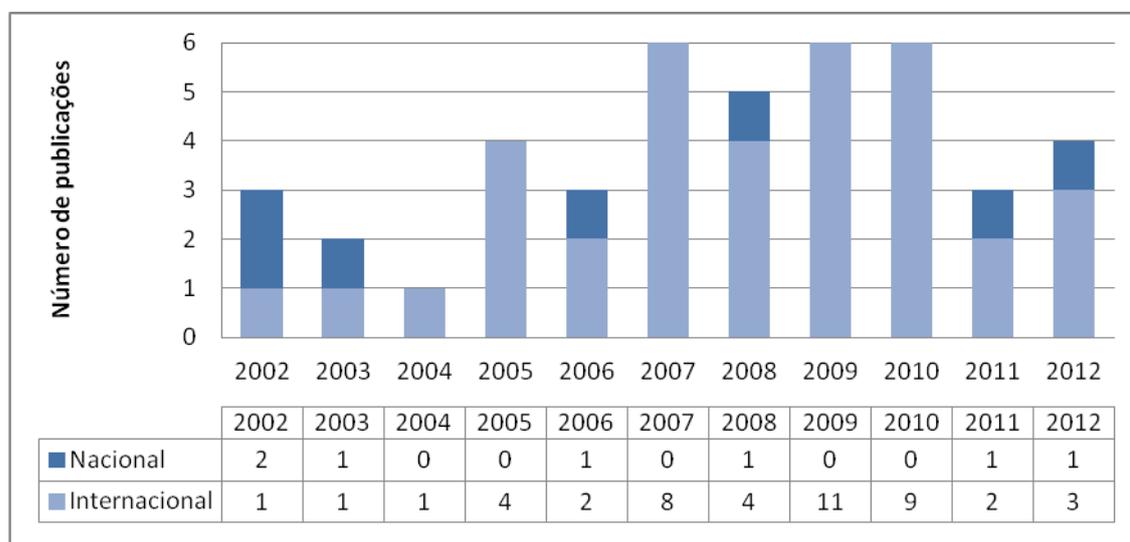


**Figura 16: Diversos tipos de aplicabilidade de *wetlands* construídos**

Do universo de 386 resultados, apenas 55 deles são a respeito de uso de *wetlands* para tratamento de lixiviados. Desses 55 resultados encontrados para o tratamento de lixiviado, 7 são publicações em português e 48 são publicações em língua que não a portuguesa.

Isto demonstra que as pesquisas voltadas para o uso de *wetlands* no Brasil, ainda são incipientes e que seria interessante que estudos

futuros abordem cada vez mais esta tecnologia que é simples, barata, eficiente e que já é largamente utilizada em outros países. A Figura 17 ilustra a evolução da publicação dos artigos a respeito do uso de *wetlands* no tratamento de lixiviado



**Figura 17** Evolução das publicações nacionais e internacionais ao longo dos 10 anos. **Palavras-chave usadas:** *Alagados construídos, lixiviado, chorume, constructed wetland, landfill leachate* **Base de dados pesquisada:** Science direct, Emerald Scielo, Web of knowledge, U.S. National Library of Medicine, U.S. Department of Energy, Office of Scientific and Technical Information, Cengage Learning Inc, SciVerse Science Direct Journals

#### 4.1.2 Aspectos voltados para o tratamento de lixiviado

O levantamento bibliográfico para o tratamento de lixiviados utilizando *wetlands* permitiu vislumbrar as possíveis melhores condições e configurações do sistema, para que este seja otimizado. Os resultados encontrados no levantamento bibliográfico foram organizados em tópicos e estes tópicos foram separados em: objetivo de uso do *wetland*, tipo de planta utilizado, tipo de substrato, configuração do sistema e principais problemas encontrados. Muitas vezes durante as leituras dos artigos, notou-se que um mesmo artigo preenchia mais de um requisito destacado nas Figuras ilustrativas, que foram assinaladas. Cabe ressaltar que este levantamento bibliográfico serviu de base para o próximo capítulo onde se

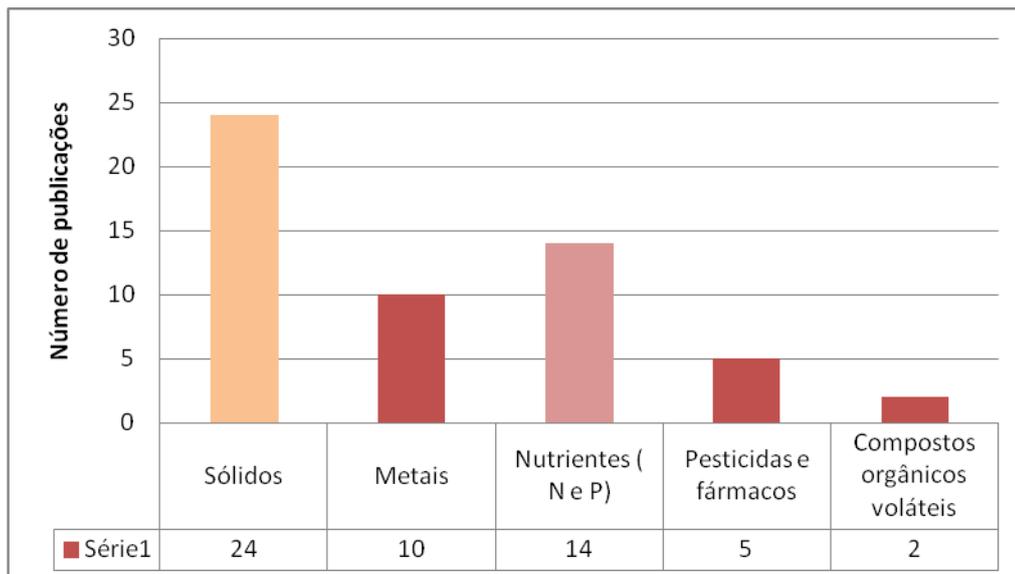
montou um experimento científico para o uso de *wetlands* em condições escolhidas, baseada em experiências anteriores, dos autores encontrados.

#### **a) Remoção de contaminantes do lixiviado**

O uso de *wetlands* especificamente para tratamento de lixiviado apresenta características diferentes, dependendo do objetivo de remoção ao qual é empregado, do lixiviado e da natureza deste. Observou-se na maioria dos estudos o interesse de remover metais, pesticidas, fármacos, seguido da remoção de nitrogênio, fósforo, metano, remoção de DQO, DBO, matéria orgânica, compostos orgânicos voláteis e COT e por fim sólidos em suspensão.

Os estudos voltados para tratamento de lixiviado muitas vezes englobam mais de um tipo de remoção de contaminante, tendo sido marcado mais de uma vez gerando como resultado o gráfico observado na Figura 18, onde os contaminantes a serem removidos foram separados em: sólidos, metais, nutrientes (nitrogênio e fósforo), pesticidas e fármacos, compostos orgânicos voláteis.

Logo, sabe-se que no tratamento por *wetlands* é possível utiliza-lo com amplo espectro de remoção, fazendo com que além de ser uma tecnologia limpa, adequando à condições ideais, pode-se remover mais de um tipo de poluente.



**Figura 18** Objetivo do emprego de *wetland*. Palavras-chave usadas: *Alagados construídos, lixiviado, chorume, constructed wetland, landfill leachate* Base de dados pesquisada: Science direct, Emerald Scielo, Web of knowledge, U.S. National Library of Medicine, U.S. Department of Energy, Office of Scientific and Technical Information, Cengage Learning Inc, SciVerse Science Direct Journals.

## b) Tipo de planta utilizado

A presença de macrófitas em sistemas naturais de *wetlands* reduz a velocidade da água e permite a filtragem e sedimentação de matéria orgânica particulada, outros sólidos em suspensão e nutrientes associados. Muitas vezes as plantas evitam a lixiviação do solo por si só ao mesmo tempo em que fazem a purificação do contaminante. Com o sistema de *wetland* montado e em condições associadas de micro-organismos, planta, solo, configuração do sistema e filtragem adequada, tem-se uma eficiência maior.

Assim como nos sistemas naturais, os *wetlands* construídos tem o fluxo que adquire velocidade e tem um tempo de detenção que deve ser adequado ao objetivo de remoção esperado (CRONK, 2001).

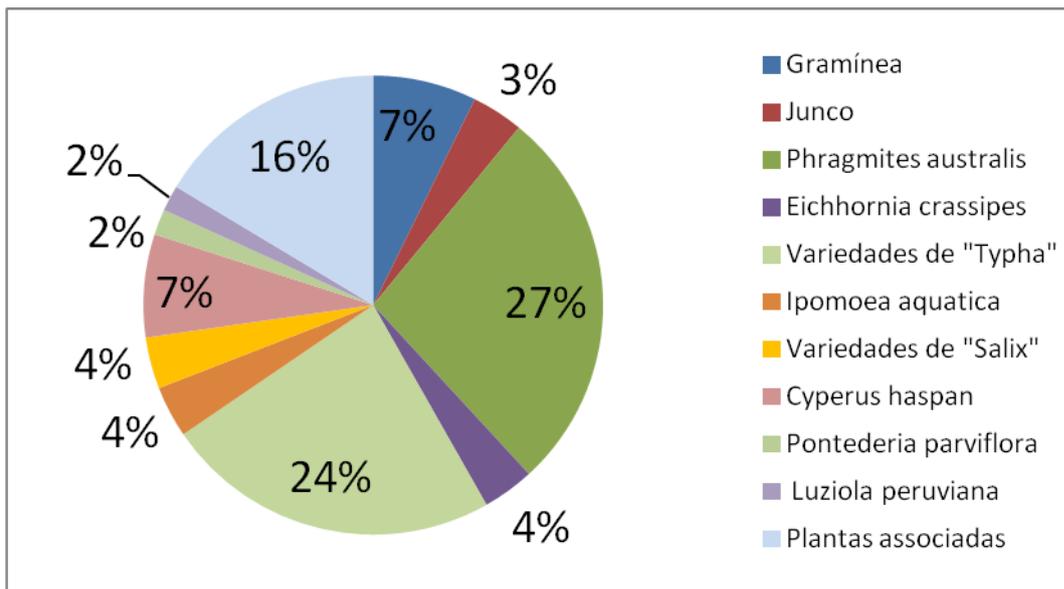
A escolha das plantas certas para cada sistema e o que se pretende remover também deve ser uma escolha cuidadosa, pois se sabe

que certos grupos de plantas removem específicos poluentes com mais facilidade, bem como obedecem a um critério de remoção de acordo com sua estrutura física e adaptação ao ambiente (Tabela 9).

**Tabela 9: Algumas plantas e remoção de contaminantes**

<b>Plantas</b>	<b>Remoção de contaminantes</b>	<b>Fonte</b>
<b><i>Typha spp.</i></b>	Metais, DQO, COT, DBO, turbidez, cor, fósforo e nitrogênio	Haberl et al ( 2003); Campos et al (2002); Calijuri et al. (2011); Grisey et al. (2012);  Mannarino (2006).
<b><i>Phragmites australis</i></b>	Metais, DQO, NH <sub>3</sub> e metais	Haberl et al, 2003; Fibbiet al. (2012)
<b><i>Cyperus haspan</i></b>	Remoção de pH, turbidez, cor, sólidos, DBO, NH <sub>3</sub> , fósforo e metais.	Aluko et al, (2005); Akinbileet al. (2012)
<b><i>Juncus spp.</i></b>	DBO,DQO, cálcio, fósforo, amônia, pH e sólidos.	Schulz, (2009); Souza et al, (2001).
<b><i>Ipomoea aquatica</i></b>	Nitrogênio, fósforo, COT, sólidos.	Chen, (2006)
<b><i>Salix spp.</i></b>	Metais, DQO, NH <sub>3</sub> e metais.	Deng et al, (2004).
<b><i>Eichhornia crassipes</i></b>	DBO, DQO, fósforo e nitrogênio	Preussler, K. H. et al, (2011); Biudes, (2007).

Dentre os artigos a respeito de tratamento de lixiviados usando *wetlands*, os resultados obtidos para os tipos de plantas utilizadas pode-se observar na Figura 19.



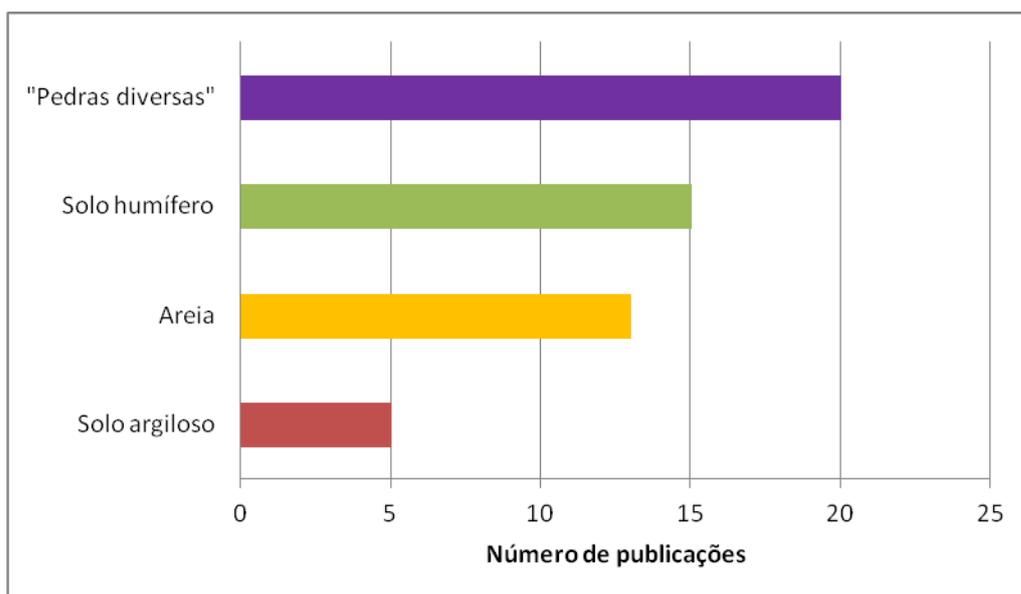
**Figura 19: Plantas utilizadas na bibliografia pesquisada. Palavras-chave usadas: Alagados construídos, lixiviado, chorume, constructed wetland, landfill leachate Base de dados pesquisada: Science direct, Emerald Scielo, Web of knowledge, U.S. National Library of Medicine, U.S. Department of Energy, Office of Scientific and Technical Information, Cengage Learning Inc, SciVerse Science Direct.**

A contabilização das plantas, neste estudo, obedeceu ao seguinte critério de distribuição numérica: inicialmente foram contabilizadas as espécies de plantas que mais apareceram na pesquisa e se estas plantas, em seus estudos, apareciam associadas ou não a outras espécies. Se aparecessem associadas a outras espécies, eram novamente contabilizadas como "Plantas associadas".

### c) Tipo do substrato de filtração

Segundo Salati (2009) um dos fatores mais importantes para determinar a eficiência de um sistema de *wetlands* é a escolha certa do substrato de fixação das macrófitas emergentes (Figura 20). O mais utilizado ultimamente de acordo com a bibliografia é o leito de pedras, apesar de existir uma dificuldade inicial de adaptação das plantas a este

meio. Uma configuração largamente utilizada é a de solo humífero e argiloso, pois as plantas crescem melhor neste meio, porém esta configuração pode acarretar a obstrução nos canais de coleta do sistema (HARBEL et al, 2008), gerando algumas dificuldades para coletar amostras e mesmo obstrução da chegada do lixiviado até o meio filtrante.



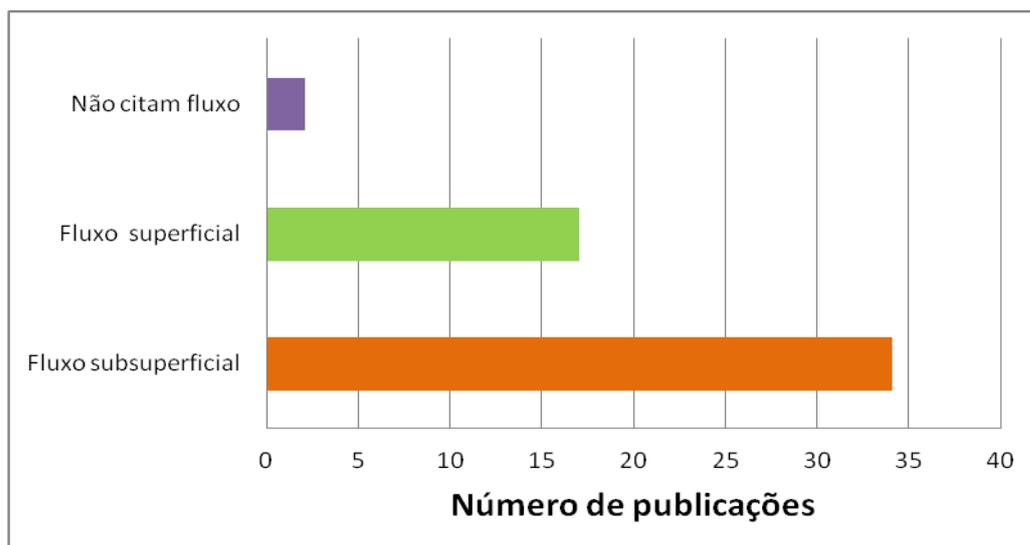
**Figura 20: Tipo de substrato observado em artigos, utilizados no universo dos artigos encontrados. Palavras-chave usadas: *Alagados construídos, lixiviado, chorume, constructed wetland*, landfill leachate**  
 Base de dados pesquisada: Science direct, Emerald Scielo, Web of knowledge, U.S. National Library of Medicine, U.S. Department of Energy, Office of Scientific and Technical Information, Cengage Learning Inc, SciVerse Science Direct Journals

#### **d) Configuração do sistema**

A escolha da configuração do sistema é um fator de grande importância junto ao fluxo hidráulico dos *wetlands* (Figura 21) e ( Tabela 10). Os fluxos, já discutidos anteriormente, aparecem na literatura com 45 % do tipo subsuperficial e 17% do tipo superficial, são poucos obtidos na literatura que não citam tipo de fluxo 2%. Geralmente estes trabalhos, discutem a técnica empregada no tratamento do lixiviado de aterros sanitários e não a aplicação prática da técnica.

Os dois tipos de fluxo (subsuperficial e superficial), são capazes de ser empregados para o tratamento de lixiviado, porém no caso do tratamento do lixiviado, de acordo com a bibliografia, em um sistema sem tanta presença de sólidos ou mesmo passando por um pré-tratamento seria o de fluxo subsuperficial horizontal ou vertical (PLATZER et al, 2007). Já o fluxo superficial seria mais bem utilizado, em amplas áreas e com um efluente com alta concentração de sólidos, pois este teria a possibilidade de se precipitar ao fundo (KADLEC e ZAMARTHIE, 2010).

Na literatura foi encontrado mais quantidade de trabalhos utilizando fluxo subsuperficial, pois muitas vezes, este por ser de dois tipos diferentes, foi associado ao superficial, bem como a pré-tratamento, fazendo com que seja mais largamente utilizado.



**Figura 21: Tipo de fluxo observado em artigos, utilizados no universo dos artigos encontrados. Palavras-chave usadas: *Alagados construídos, lixiviado, chorume, constructed wetland, landfill leachate* Base de dados pesquisada: Science direct, Emerald Scielo, Web of knowledge, U.S. National Library of Medicine, U.S. Department of Energy, Office of Scientific and Technical Information, Cengage Learning Inc, SciVerse Science Direct Journal**

Tabela 10. Possíveis configurações do sistema encontradas na literatura.

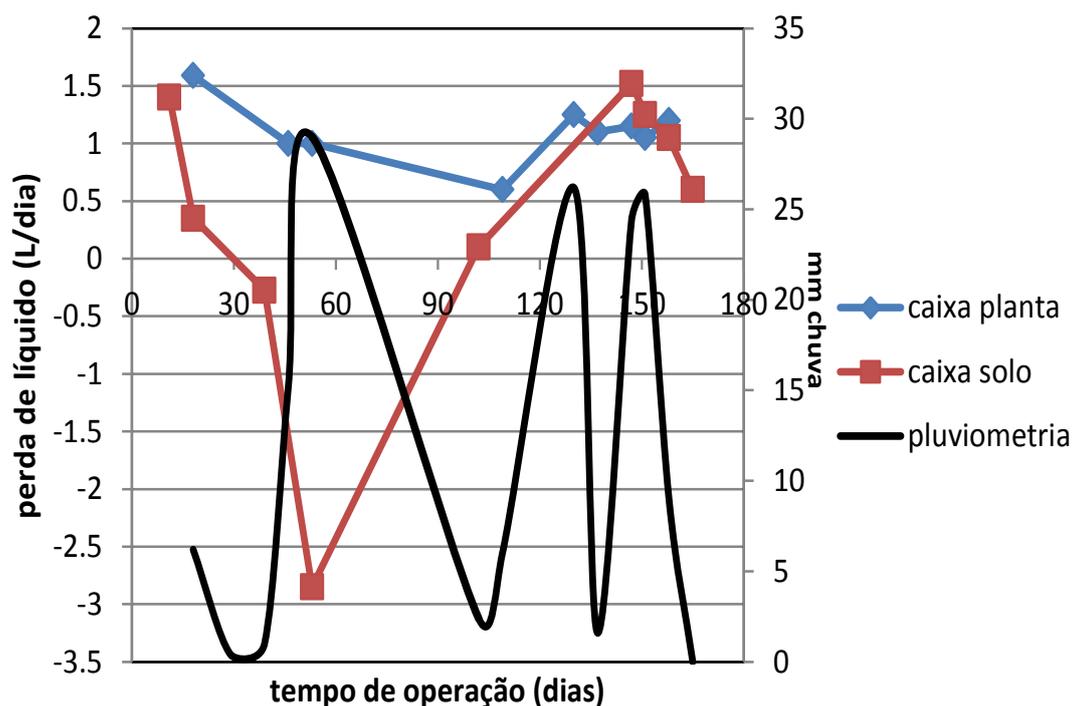
MACRÓFITAS	<i>Typha spp.</i>	<i>Gramíneas</i> ( <i>Poaceae spp.</i> )	<i>Eichhornia crassipes</i>	<i>Ipomoea aquatica</i>	<i>Cyperus haspan</i>	<i>Phragmites australis</i>
TIPO DE PLANTAS	Emergentes	Emergentes	Flutuantes	Flutuantes	Emergentes	Flutuantes
TIPO DE FLUXO	Subsuperficial Superficial Batelada	Subsuperficial Superficial Batelada	Superficial	Superficial	Subsuperficial Superficial Batelada	Subsuperficial Superficial Batelada I
TIPO DE SUBSTRATO	Solo Humífero Solo argiloso Areia diversas Pedra diversas	Solo Humífero Solo argiloso Areia diversas Pedra diversas	-	-	Solo Humífero Solo argiloso Areia diversas Pedra diversas	Solo Humífero Solo argiloso Areia diversas Pedra diversas

## 4.2 Estudo de caso - Resultados obtidos durante o experimento

O estudo em escala piloto pôde proporcionar conhecimentos práticos a respeito de toda teoria estudada nos levantamentos bibliográficos. A seguir, serão apresentados os resultados deste estudo.

### 4.2.1 Monitoramento da perda de líquido

Durante os ensaios foram medidos o volume de entrada e saída de lixiviado, provenientes da alimentação dos vasos. A Figura 22 ilustra o acompanhamento da perda de líquido diária das caixas 1 e 2.



**Figura 22: Monitoramento da perda de líquido nos experimentos**

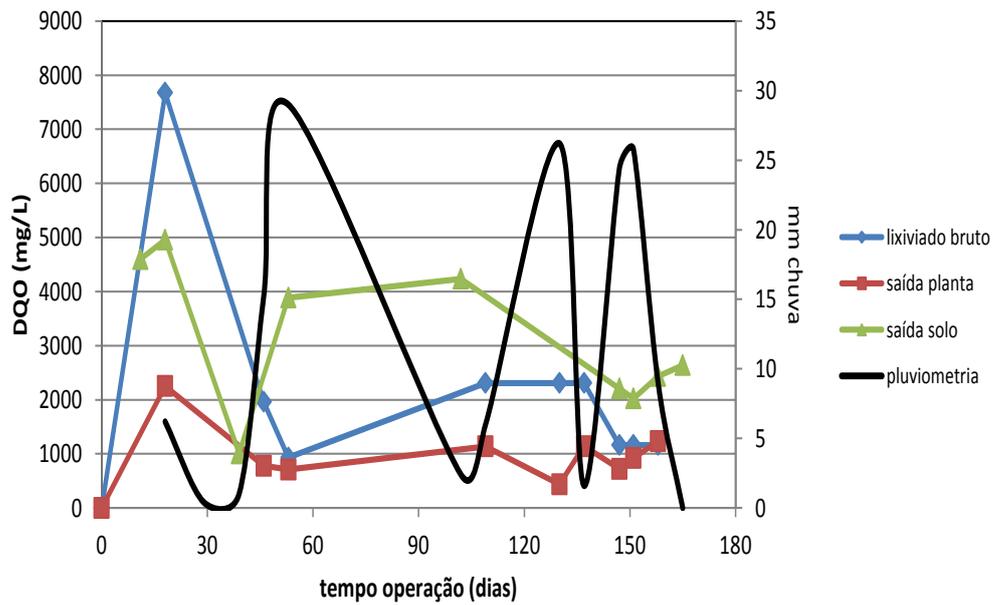
Pode-se observar que apesar do variável índice pluviométrico, a caixa contendo planta+solo (caixa 2), apresentou uma variação de, aproximadamente 30 %, do líquido de saída, o que pode ser devido ao efeito da planta na evapotranspiração. Para a caixa 1, contendo apenas solo, a variação de saída de líquido seguiu o regime de chuvas, indicando que ocorreu apenas evaporação. Inicialmente a caixa 1, apresentou valor positivo de 1,5 litros por dia e ao longo dos dias de operação esse valor decaiu negativamente, tendo o seu ponto mais negativo – 3 litros por dia indicando que o líquido não evaporava o suficiente, sendo acumulado. A caixa contendo planta + solo manteve uma linearidade na redução de líquido em função da variação pluviométrica.

#### 4.2.2 Eficiência de remoção de contaminantes

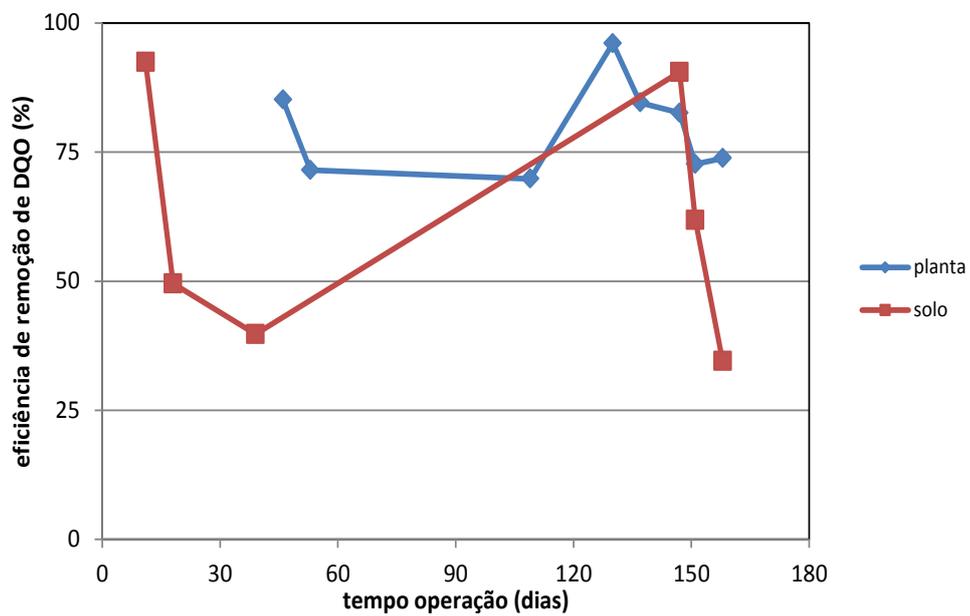
A Figura 23.a ilustra o perfil de DQO para todos os ensaios feitos com os líquidos oriundos das caixas planta + solo (caixa 2) e apenas solo (caixa 1) e relaciona o lixiviado bruto que alimentou o sistema, bem como os dados pluviométricos e sua possível influência nos resultados. A Figura 23.b ilustra os resultados de remoção de DQO, através de balanço de massa na entrada e saída, para as caixas planta+solo (caixa 2) e solo (caixa 1), onde foi possível recolher o lixiviado ao final da semana de rega.

O gráfico da Figura 23.a, representa o líquido saído da caixa planta+solo (caixa 2) com o menor DQO, apresentando apenas um pico inicial que foi decaindo ao longo dos dias de operação, corroborando assim a eficiência do tratamento do *wetland* em comparação ao lixiviado bruto. Já na caixa contendo apenas solo (caixa 1), ocorreu uma concentração DQO, indicando a importância da presença da planta no sistema. Os dados mostram que a caixa contendo solo sofreu maior influência do regime das chuvas, conforme já indicado na Figura 22.

Verifica-se na Figura 23.b que em meio contendo planta ocorreu uma maior eficiência de redução de DQO. Na caixa contendo apenas solo, os altos valores de remoção inicial, ocorrida nos primeiros dias de teste. O experimento sugere que para o aumento de remoção de DQO, deve-se aumentar o tempo de retenção, para que o lixiviado fique mais tempo em contato com o sistema fazendo com que este possa apresentar uma melhor eficiência.



(a)



(b)

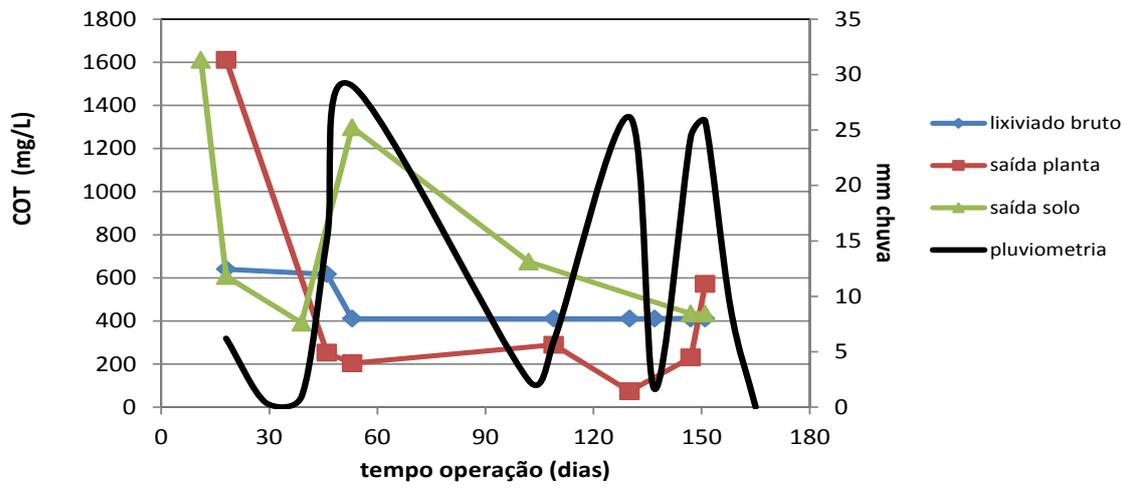
**Figura 23: Monitoramento da DQO nos wetlands. (a) na entrada e na saída dos wetlands; (b) Eficiência de remoção de DQO nos wetlands**

A Figura 24.a ilustra resultados de monitoramento de COT, bem como os dados pluviométricos e sua possível influência nos resultados. A Figura 24.b ilustra os resultados em termos de eficiência de remoção de COT. Os resultados seguem a tendência do que foi encontrado e discutido anteriormente no parâmetro DQO.

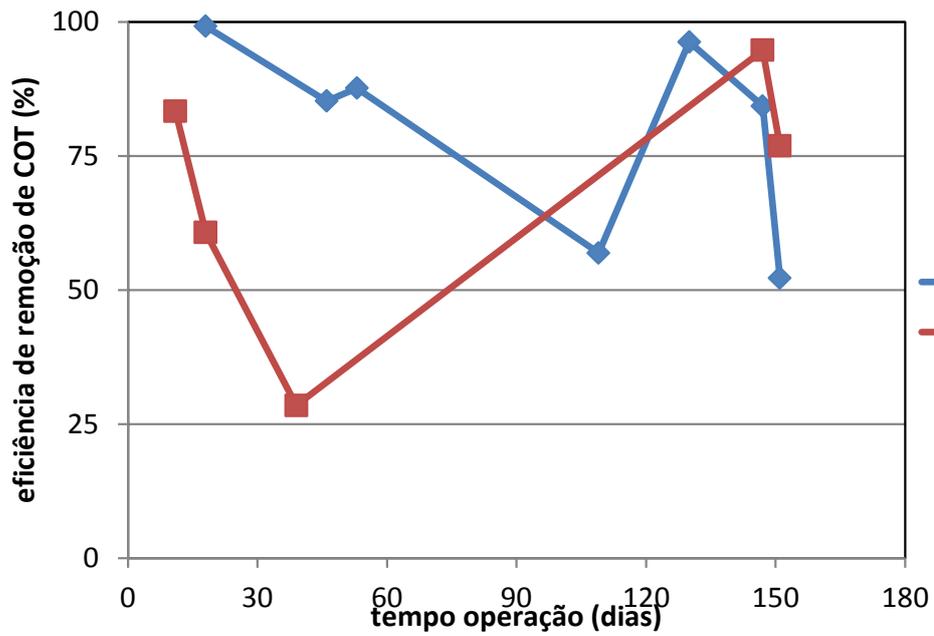
Pode-se observar que a eficiência de remoção de COT foi maior na caixa contendo planta (caixa 2), fato similar ao que ocorreu na remoção de DQO, ou seja, na caixa contendo apenas solo (caixa 1), os altos valores de remoção inicial, ocorrida nos primeiros dias de teste, provavelmente está relacionado a uma diluição da amostra em função do elevado índice pluviométrico. Ou ainda que pudesse num próximo experimento ser aumentado o tempo de retenção do líquido, visando o aumento da remoção do COT.

Para a análise estatística na Figura 25.c para COT, o resultado indica que para a caixa 1, havia uma concentração alta de poluentes, proporcionada pela saturação que o solo naturalmente acarreta e na caixa 2 com a planta, como era de se esperar, reduz o valor da COT.

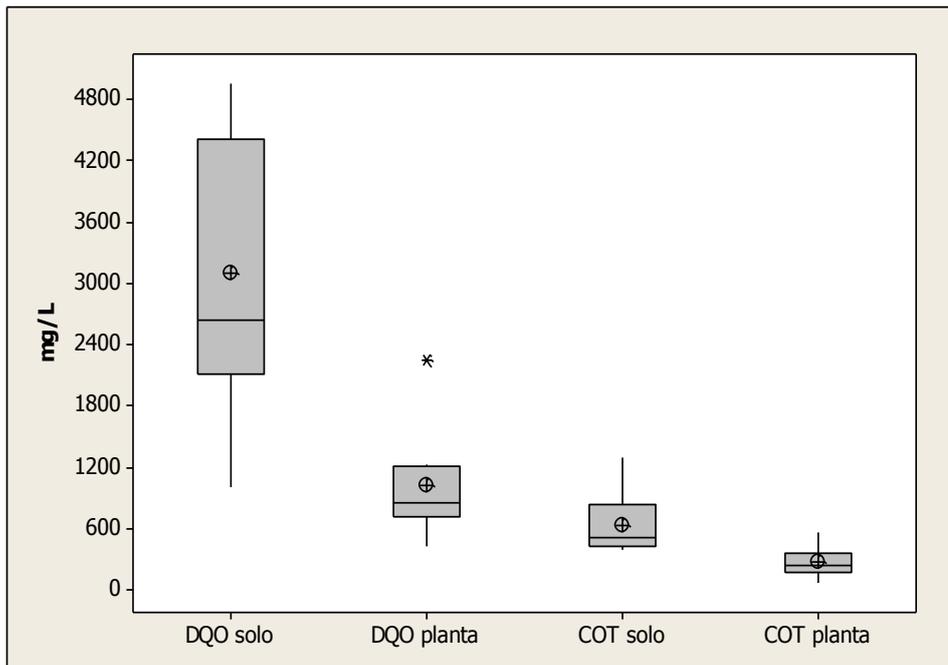
A Figura 25.c ilustra os resultados de avaliação estatística para DQO representa a avaliação estatística, para a caixa 1, havia uma concentração e na caixa 2 a planta, como era de se esperar, reduz o valor da DQO.



(a)



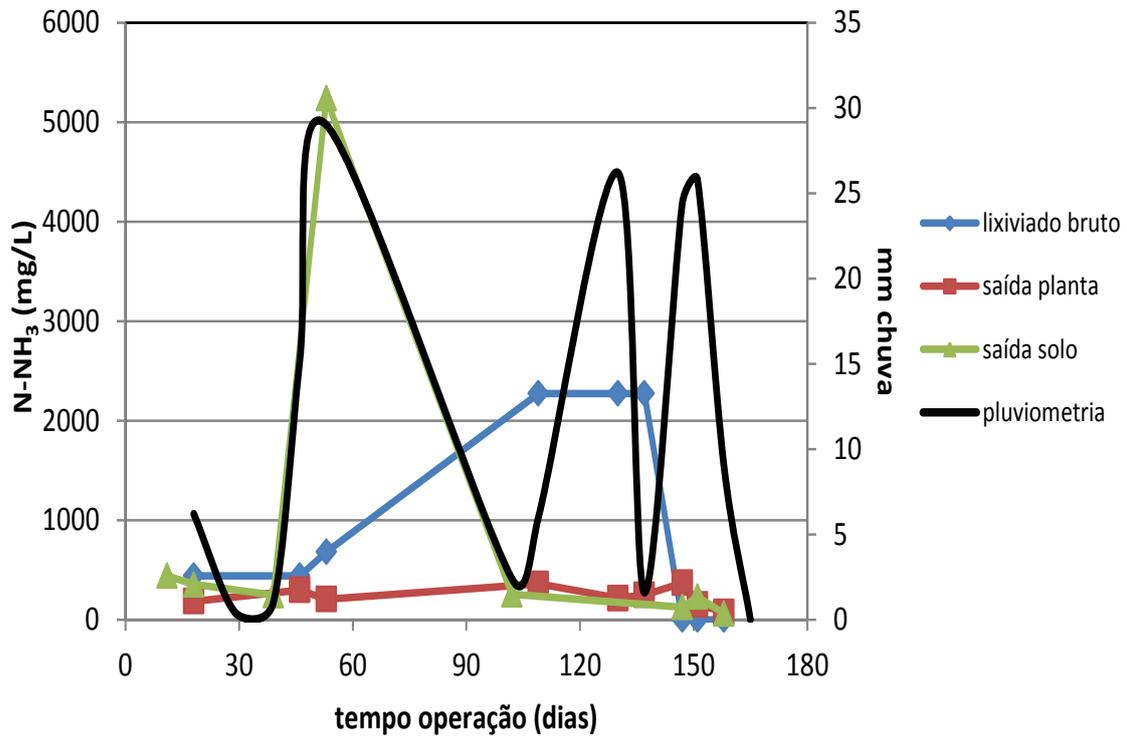
(b)



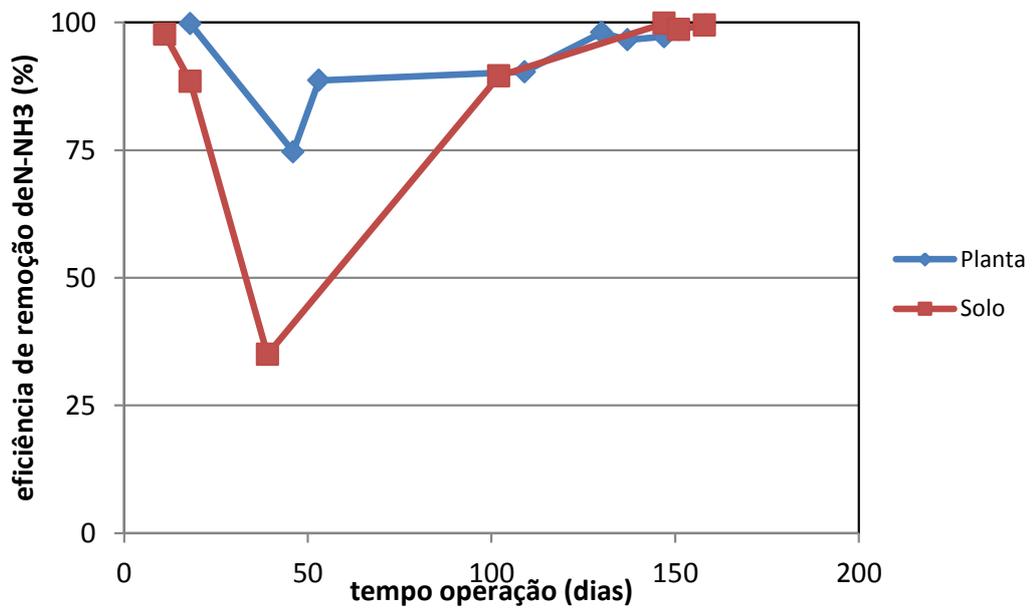
(c)

**Figura 24: Monitoramento da COT nos wetlands. (a) na entrada e na saída dos wetlands; (b) Eficiência de remoção nos wetlands; (c) representação em box plot dos valores de saída de DQO e COT**

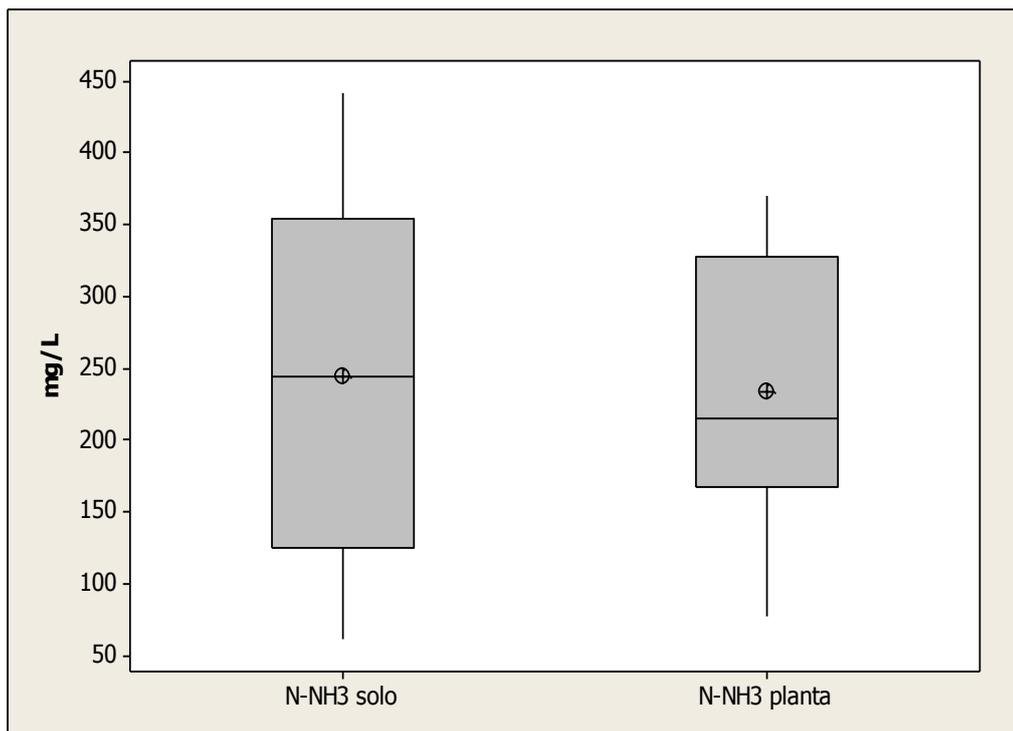
O parâmetro nitrogênio amoniacal em excesso num corpo d'água causa o boom das algas e provoca a depleção do oxigênio dissolvido e se torna tóxico ao meio aquático. A Figura 25.a ilustra o perfil de nitrogênio amoniacal para todos os ensaios feitos com os líquidos oriundos das caixas planta+solo (caixa 2) que apresentou um valor mínimo de 75% e um valor máximo de 90 % de eficiência de remoção. Já na caixa 1 (solo+planta) sabe-se que ocorre a troca iônica entre o lixiviado e o substrato (solo + pedregulho). Durante o experimento pode-se observar uma eficiência de remoção de aproximadamente 30 % como valor mínimo e de 90 % como valor máximo, como se pode observar na Figura 25.b, ilustra resultados de eficiência de remoção de  $N-NH_3$ . Deve-se levar em consideração também os índices pluviométricos que podem ter diluído as amostras aumentando assim sua eficiência. Já a Figura 25.c apresenta a análise estatística foi estatisticamente semelhante, não apresentando valores significativos que demonstrem discrepância entre as duas caixas.



(a)



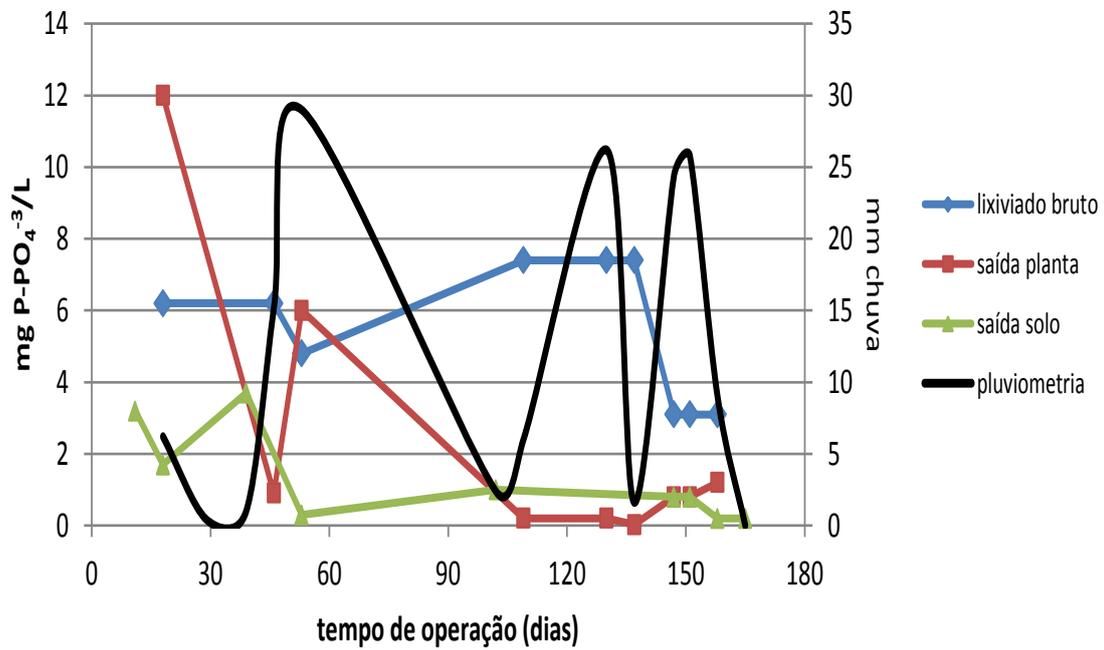
(b)



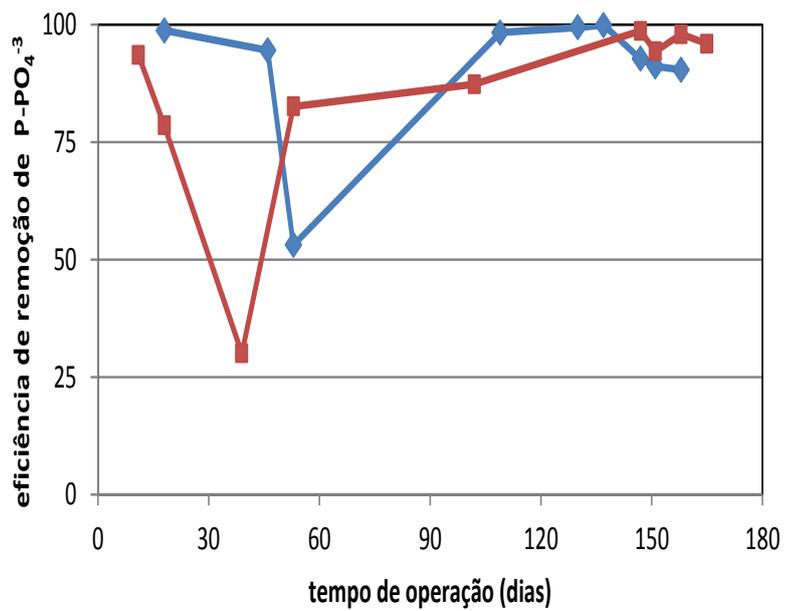
(c)

**Figura 25. Monitoramento da nitrogênio amoniacal nos *wetlands*. (a) na entrada e na saída dos *wetlands*; (b) Eficiência de remoção nos *wetlands*. (c) representação em box plot dos valores de saída**

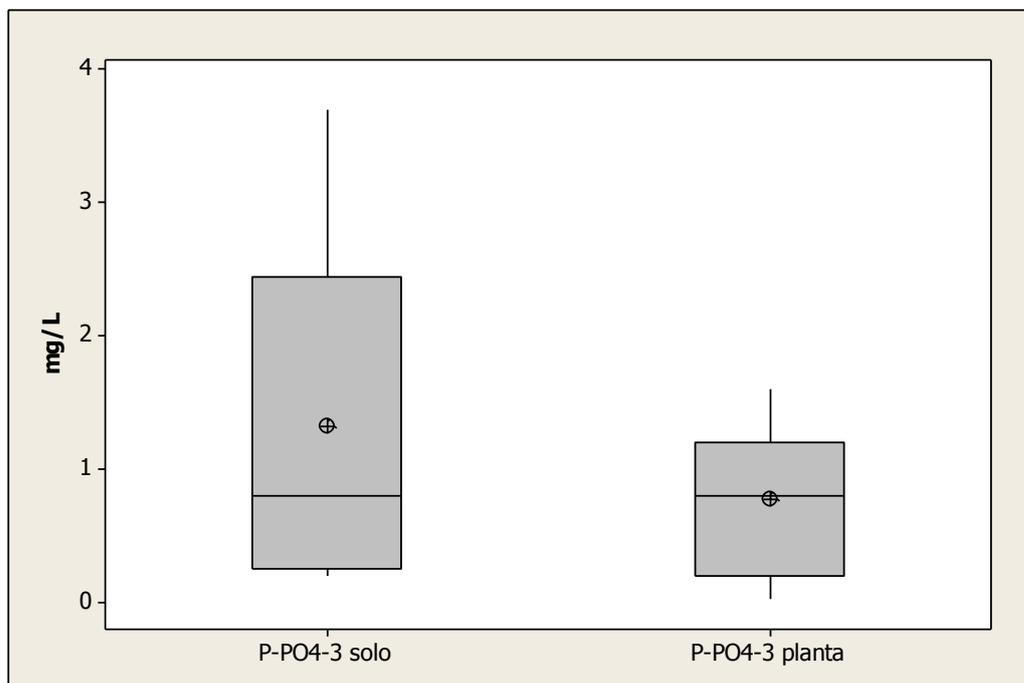
A Figura 26.a apresenta o perfil de fósforo para todos os ensaios feitos com os líquidos oriundos das caixas planta+solo (caixa 2) e solo (caixa 1), assim como os resultados para o lixiviado bruto que alimentou o sistema e dados pluviométricos. Na caixa 1 se obteve uma remoção mínima de 26% e a máxima de 90%. Esses resultados mostram que o perfil obtido para o fósforo é similar ao nitrogênio amoniacal, onde pode ter havido grande influência por parte da chuva ou do tempo de retenção inferior ao necessário para uma maior eficiência, como pode ser verificado na Figura 26.b, de eficiência de remoção de fósforo. A Figura 26.c ilustra resultados de Já na avaliação estatística demonstra-se que ambas as saídas das caixas se mostraram semelhantes, provavelmente pelos motivos descritos anteriormente.



(a)



(b)



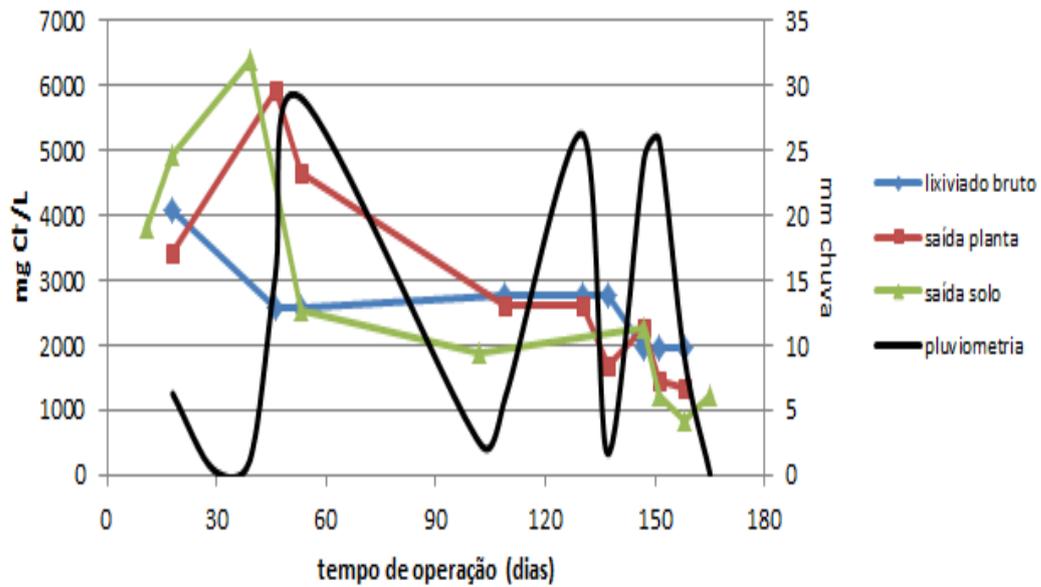
(c)

**Figura 26. Monitoramento de fósforo nos *wetlands*. (a) na entrada e na saída dos *wetlands*; (b) Eficiência de remoção nos *wetlands*. (c) representação em box plot dos valores de saída**

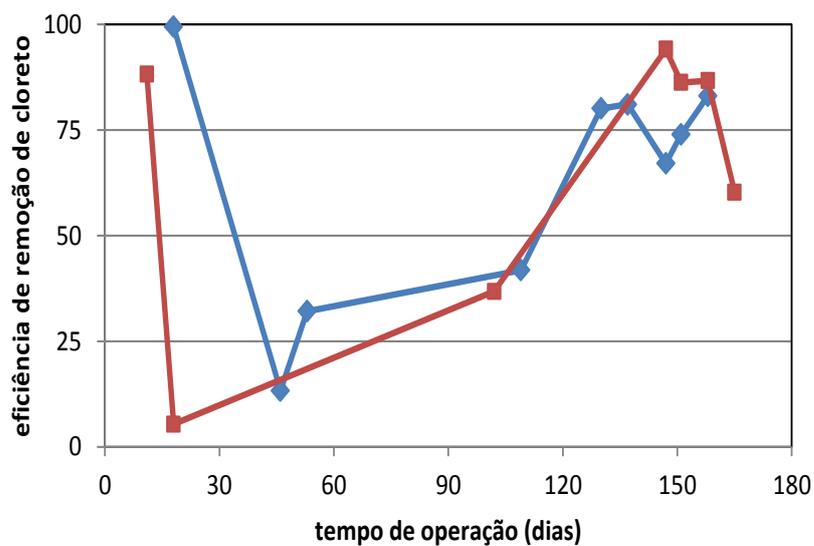
A Figura 27.a ilustra o perfil de cloreto para todos os ensaios feitos com os líquidos oriundos das caixas planta+solo (caixa 2) e solo (caixa 1), assim como os resultados para o lixiviado bruto que alimentou o sistema e dados pluviométricos. O parâmetro cloreto serve como marcador do sistema, pois o único mecanismo de remoção é a troca iônica com o solo, ou seja, não ocorre transformação, como os outros parâmetros citados anteriormente.

A Figura 27.b, que ilustra resultados de eficiência de remoção de cloreto, corrobora essa afirmação, visto que ambos apresentam mesmo perfil de remoção, assim sendo a caixa 1 apresenta a remoção mínima de 10 % e máxima de 90%. Já a caixa 2 apresenta a remoção mínima de 20 % e máxima de 80%, demonstrando que as duas caixas apresentam uma eficiência de remoção semelhante, corroborando o que foi dito anteriormente. A Figura 27.c apresenta resultados de avaliação

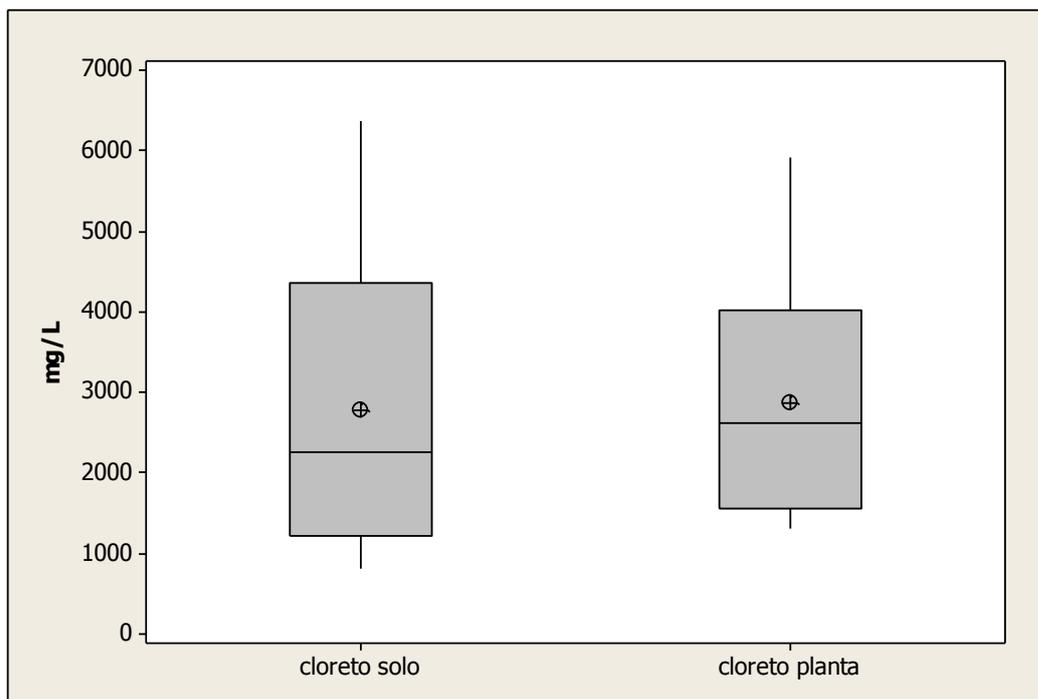
estatística, como os parâmetros discutidos anteriormente na análise estatística, possuem semelhanças, como nota-se na Figura, os resultados apresentaram estatisticamente iguais.



(a)



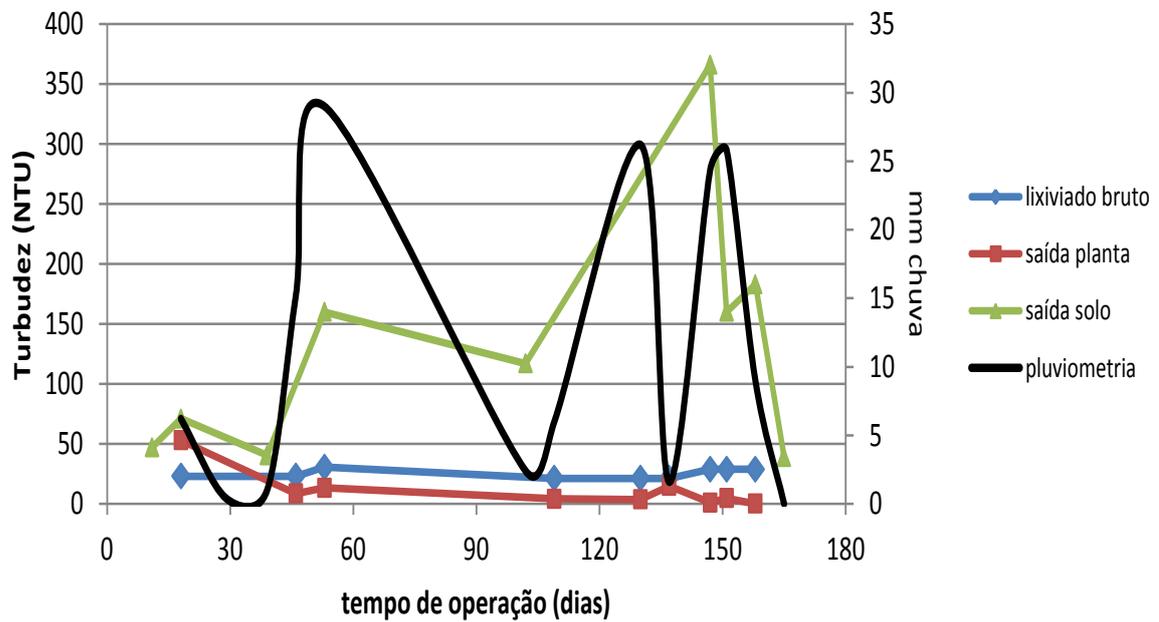
(b)



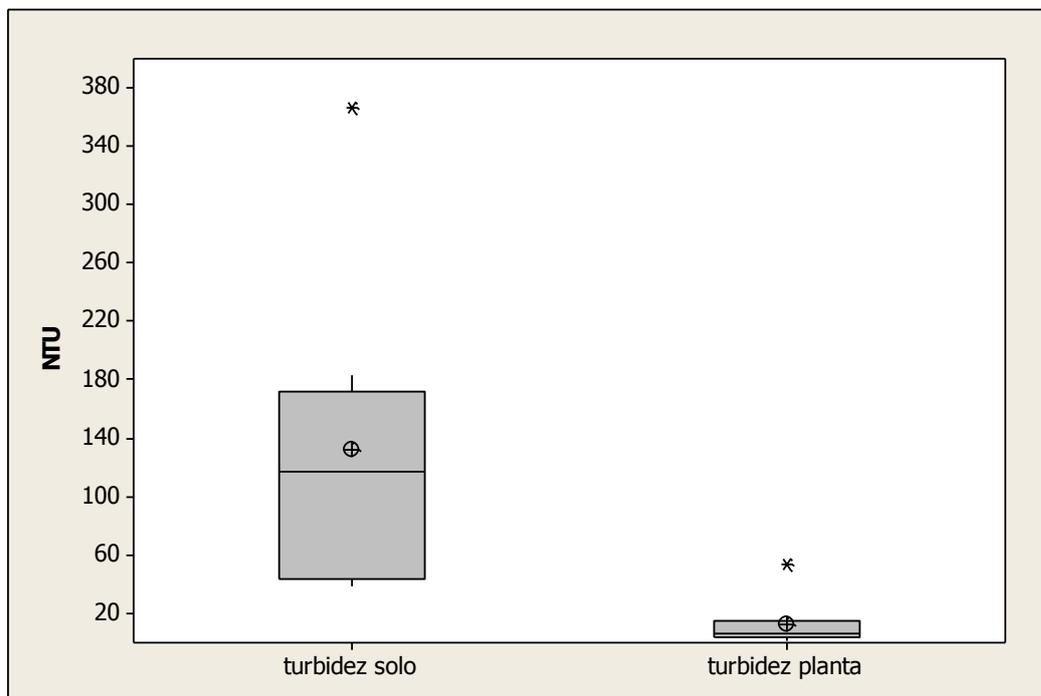
(c)

**Figura 27. Monitoramento de cloreto nos *wetlands*. (a) na entrada e na saída dos *wetlands*; (b) Eficiência de remoção nos *wetlands*. (c) representação em box plot dos valores de saída**

Sobre o parâmetro turbidez, observa-se uma efetiva redução ao longo dos testes. O efluente foi mais límpido na saída da caixa contendo solo+planta. Provavelmente, a região ativa das raízes promoveu uma filtração do lixiviado. A partir do resultado observado na Figura 28.a, infere-se que a planta foi eficiente para criar um ambiente (zona de raízes) para degradação de matéria orgânica e filtração (remoção de material em suspensão - turbidez). O solo apresentou mecanismo mais significativo do que a planta no que diz respeito a remoção dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) e cloreto, provavelmente pelo processo de troca iônica. A Figura 28.b apresenta resultados de avaliação estatística, como os parâmetros discutidos anteriormente na análise estatística, possuem semelhanças, como nota-se na Figura, os resultados mostram que na caixa planta houve menos turbidez do que na caixa solo, devido a presença de partículas de solo que eram arrastadas junto ao efluente colhido para análise.



(a)



(b)

**Figura 28. Monitoramento de turbidez nos *wetlands*. (a) na entrada e na saída dos *wetlands*; (b) representação em box plot dos valores de saída**

## 5- CONCLUSÕES

A busca por artigos e trabalhos publicados desde 2002 a 2012 para tratamento de lixiviado de aterro sanitário por *wetland*, encontrou poucos resultados. Ainda há um grande caminho a ser percorrido para fazer com que esse tipo de tratamento para lixiviado seja largamente utilizado, como já é utilizado para o tratamento de poluentes químicos (orgânico e inorgânico), tratamento de água, microrganismos, lodo proveniente de diferentes processos, efluentes industriais e domésticos, principalmente nos países estrangeiros.

A literatura afirma que o tratamento por *wetland* é eficaz para remover diversos poluentes como sólidos, nitrogênio, metais pesados, DBO, DQO, COT e cloretos. Porém observou-se, segundo dados da literatura, que o tratamento de lixiviado, alcança maior eficiência quando este é pré-tratado. As plantas do gênero *Typha* são conhecidas internacionalmente como plantas excelentes para o tratamento de *wetlands*. Por sua estrutura “aerada” que permite além de uma excelente evapotranspiração, uma melhor absorção dos poluentes oriundos do lixiviado, além da sua grande tolerância a tóxicos. Segundo a literatura pesquisada, as plantas quando utilizadas associadas, ou seja com várias espécies diferentes, aumenta seu campo de ação de remoção de poluentes, somando suas capacidades individuais.

Os substratos mais pesquisados foram pedras de diversos tamanhos e originadas de materiais diferentes, areia e solo húmido, apesar de estudos afirmarem que este último pode causar entupimento no sistema. A escolha da configuração do sistema também mereceu destaque, sendo mais adotados os sistemas com fluxo subsuperficial, sendo horizontal ou vertical, por possuírem maior capacidade de oxigenação, removerem melhor matéria orgânica e nitrogênio pela grande atividade microbiana, promovendo a nitrificação. Porém esses sistemas podem obstruir sendo então o segundo escolhido pela literatura o sistema de fluxo superficial que apesar do ambiente não ser oxigenado favorece a

desnitrificação, pela presença de outro grupo de bactérias que estão garantidamente presentes nesse sistema pela grande quantidade de compostos carbonados (alimentos dessas bactérias). Há a menção de uma “caixa preta” presente nesses sistemas, que seria a explicação que falta a respeito do mecanismo de ação de microrganismos presentes em todo o processo de depuração. Este panorama faz com que esse campo de estudo seja promissor para os futuros estudos.

Com relação ao estudo em escala piloto, pôde-se concluir que o sistema de *wetland* usando *Typha latifolia* foi eficiente para DQO, COT, cloreto e turbidez, sendo provavelmente filtrado pela ação do substrato, bem como pelas raízes das plantas. O sistema não se mostrou muito eficiente para remoção de nitrogênio amoniacal e fósforo, possivelmente pela influencia dos dados pluviométricos.

Segundo a avaliação estatística dos resultados, em Box-plot, os parâmetros COT, DQO e turbidez mostraram que o sistema contendo plantas foi mais eficiente para remoção de matéria orgânica e material em suspensão do que o sistema controle. Já no caso da caixa sem plantas, o solo apresentou remoção por troca iônica dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) e cloreto. Já o resultado de remoção de nitrogênio amoniacal, fósforo e cloreto, ambas as caixas de mostram iguais. De onde se conclui que as plantas são mais eficientes por criar um ambiente para degradação de matéria orgânica e filtração.

## **6- SUGESTOES PARA TRABALHOS FUTUROS**

Montar um sistema em escala piloto para avaliar a robustez do processo;  
Associar diferentes plantas no processo de tratamento; Avaliar a remoção de metais pesados em lixiviados, pelo sistema de *wetland*.

## 7- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA / AWWA / WEF: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21th. Ed. USA, APHA, 2005.

ALUKO, A. O. ET AL. Application of constructed *wetlands* to the treatment of leachates from a municipal solid waste landfill in Ibadan, Nigeria. *Internacional Perspectives*. V 67 N 10. ABRELPE. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil/ 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos - Classificação - NBR-8419, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Resíduos Sólidos - Classificação - NBR-10.004, 2004.

BENYAMINE, M ET AL. Multi-objective environmental management in constructed *wetlands* , *Environmental Monitoring and Assessment* 90: 171–185, 2004.

BULC, T. G. Long term performance of a constructed *wetland* for landfill leachate treatment. *ecological engineering* 26 (365–374), 2006.

BARROS, M. J. Sistemas de *wetlands* no tratamento de lixiviado no tratamento de aterros sanitários: avaliação de acúmulo de metais pesados. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – Congresso AIDIS. 2012.

BIUDES, J. F. V. Uso de *wetlands* construídas no tratamento de efluentes de aquicultura, Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista - UNESP, Jaboticabal. 2007.

BRASIL. LEI Nº 12305. POLÍTICA NACIONAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS. 1998.

CAMPOS, J. C. ET AL. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Pirai (RJ) utilizando *wetlands* - VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.

CASTILHOS JR. A. B. (Coordenador). Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. 2006. Projeto PROSAB, ABES. Rio de Janeiro. 494p

CHIEMCHAI SRI, C. ET AL Leachate treatment and greenhouse gas emission in subsurface horizontal flow constructed *wetland*. *Bioresource Technology* 100 (3808–3814), 2009.

COTE, R. ET AL. Treatment of stormwater runoff and landfill leachates using a surface flow constructed *wetland*. *American Journal of Environmental Sciences*. 42 : p164, 2008.

CAMPBELL, C.S., OGDEN, M.H. *Constructed Wetlands in the Sustainable Landscape*. John Wiley & Sons, New York, New York., 1999

CRONK, J.K. E FENESEY, M.S. *Wetland plants: biology and ecology*. Ed. CRC Press LLC, 2001.

COOPER, P. What can we learn from old *wetlands*? Lessons that have been learned and some that may have been forgotten over the past 20 years *Desalination* 24 (1–26), 2009.

C. A. FANNIN, C.A., SPRAGGS, R. E., DANES P. AND MORTIMER, R. J. G. *Wetland system for primary treatment of landfill leachate*. *Waste and Resource Management* 162 (75–83) 2009.]

CHEN, Y.; CHEN, Y.-S.; XY, O.; ZHOU, O. GU, G. Comparison between acclimated and unacclimated biomass affecting anaerobic–aerobic transformations in the biological removal of phosphorus. *Process Biochemistry* . V.40, p. 723–732, 2005.

DUGGAN, J. The potential for landfill leachate treatment using willows in the UK—A critical review- *Resources, Conservation and Recycling* 45, 97–113, 2005

DENNY P., Implementation of Constructed *Wetlands* in Developing Countries. *Water Science 7 Technology*, v.35, n.5, p.27-34, 1997.

EEA - Europe's environment: the second assessment. Elsevier Science Ltd. 293 p, 1998.

FOO, K.Y.; HAMEED, B.H. An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process. *The Journal of Hazardous Materials*. Disponível online em 18/06/2009 <doi:10.1016/j.jhazmat.2009.06.038> (2009)

FERREIRA, M. A. S. Aplicação de modelos de avaliação qualitativa e quantitativa dos percolados gerados em um aterro sanitário. 212p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, 2006

FERREIRA ET AL. *Wetland*: Resultados no tratamento do chorume do aterro sanitário de Piraí- RJ. In. 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003. Joinville. Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2003.

FERREIRA, A. G. Estudo dos lixiviados das frações do aterro sanitário de São Carlos–SP por meio da caracterização físico-química. Dissertação de Mestrado, EESC/USP, São Carlos, SP, Brasil, 2010.

FERREIRA, C. F. A.; MORAVIA, W. G.; LANGE, L. C.; SPERLING, M. V. Avaliação da partida de sistemas lagoas e filtros anaeróbios no tratamento de lixiviados de aterro sanitário - Federal de Minas Gerais/Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. XXXI CONGRESO INTERAMERICANO AIDIS, Santiago – CHILE - Centro de Eventos Casa Piedra, 2008

FIBBI, D., DOUMETT, S., LEPRI, L., CHECCHINI, L., GONNELLI, C., COPPINI, E., BUBBA, M. D. Distribution and mass balance of hexavalent and trivalent chromium in a subsurface, horizontal flow (SF-h) constructed *wetland* operating as post-treatment of textile wastewater for water reuse. *Journal of Hazardous Materials*, v.199-200, p. 209-216, 2012.  
DOI: 10.1016/j.jhazmat.2011.10.089.

GRISEY, E. ET AL. The Bioaccumulation Performance of Reeds and Cattails in a Constructed Treatment *Wetland* for Removal of Heavy Metals in Landfill Leachate Treatment (Etueffont, France). *Water Air Soil Pollut*, 223:1723–1741, 2012.

GALBRAND, C. ET AL. Water Quality Assessment of A Constructed *Wetland* Treating Landfill Leachate and Industrial Park Runoff. *American Journal of Environmental Sciences* 4 (2): 111-120, 2008.

HABERL, R ET AL Constructed *Wetlands* for the Treatment of Organic Pollutants- *J Soils & Sediments* 3 (2) 109 – 124, 2003.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS - IPT; COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM - CEMPRE. Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado. São Paulo: IPT/CEMPRE, 370p, 2000.

JUSTIN, M. Z. E ZUPANCIC, M. Combined purification and reuse of landfill leachate by constructed *wetland* and irrigation of grass and willows. *Desalination* 24 (15–168), 2009.

KADLEC, H., L.A. ZMARTHIE, *Wetland* treatment of leachate from a closed landfill. *R. Ecological Engineering* 36 (946–957), 2010.

KJELDSEN P.I.; 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*, v.32, (297-336), 2002.

KADLEC, R., KNIGHT, R.,. *Treatment Wetlands*, Lewis Publisher, Boca Raton, Florida. 1996.

KADLEC, R.H.. An autotrophic *wetland* phosphorus model. *Ecological Engineering* 8 (145–172), 1997

KADLEC, R.H.. The limits of phosphorus removal in *Wetlands Ecology and Management* 7 (165–175) 1999.

KADLEC, R.H. AND KADLEC, J.A. *Wetlands* and water quality. In *Wetland Functions and Values: The State of Our Understanding*. P.E. Greason., 1979

KADLEC, R.H., AXLER, R., MCCARTHY, B., AND HENNECK, J. Subsurface treatment *wetlands* in the cold climate in Minnesota, in: *Constructed Wetlands for Wastewater treatment in Cold Climates*, Ü. Mander and P. Jenssen, eds., WIT Press, Southampton, UK, pp. 19-52., 2003

KADLEC, R H. E. ZMARTHIE, L. A. *Wetland* treatment of leachate from a closed landfill. *Ecological Engineering* 36 (946–957), 2010.

KANG, Y.W.; HWANG, K. Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the Fenton process. *Water Research*, v. 34, n. 10, p. 2786-2790, 2000.

KURNIAWAN, T.A. *et al.* Physico-chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals. *Chemical Engineering Journal*, n. 118, p. 83-98, 2006.

LAVROVA, S E KOUMANOVA, B. Influence of recirculation in a lab-scale vertical flow constructed *wetland* on the treatment efficiency of landfill leachate. *Bioresource Technology* 101 (1756–1761), 2010.

LOER J., SCHOLZ-BARTH K., KADLEC R.H., WETZSTEIN D., JULIK J. An integrated natural system for leachate treatment. In: *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachate*, Mulamootil G., McBean E., Rovers F.A. (eds.) Lewis Boca Raton, Florida, (187–204), 1999.

LORAH, M. M. ET AL Biogeochemistry at a *wetland* sediment–alluvial aquifer interface in a landfill leachate plume. *Journal of Contaminant Hydrology* 105 (99–117), 2009.

LIMA, S. B. DE. Dissertação de mestrado. Pós-tratamento de chorume com *wetlands* construídos utilizando macrófitas aquáticas emergentes da região de Campo Mourão-PR. Maringá : UEM, 2008.

LOER, J., SCHOLZ-BARTH K., KADLEC R.H., WETZSTEIN D., JULIK J. An integrated natural system for leachate treatment. In: *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachate*, Mulamootil G., McBean E., Rovers F.A. (eds.) Lewis Publishers: Boca Raton, Florida, (187–204), 1999.

MANNARINO, C.F.; FERREIRA, J.A.; CAMPOS, J.C.; RITTER, E. *Wetland* para tratamento de lixiviados de aterros sanitários - experiências

no aterro sanitário de Piraí e no aterro metropolitano de Gramacho. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.11, (108-112), 2003.

MASBOUGH, A ET AL. The effectiveness of constructed *wetland* for treatment of woodwaste leachate - *Ecological Engineering* 25 (552–566), 2005.

MAIA, L. S. Dissertação de mestrado: Uso de carvão ativado em pó no tratamento biológico de lixiviado de aterros de resíduos. Universidade Federal do Rio de Janeiro – Escola de química. 2012.

METCALF & EDDY, *Wastewater Engineering – Treatment & Reuse – 4th ed.* -McGraw Hill, 2003.

MAURICE , C. e LAGER, A. Establishing Vegetation in a Pilot Scale *Wetland* in a Cold Climate Region. *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, (231-237), 1999.*

MORAIS, J.L., Estudo da potencialidade de Processos Oxidativos Avançados, isolados e integrados com processos biológicos Tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário. Tese de Doutorado – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

MARCHAND, L. ET AL. Metal and metalloid removal in constructed *wetlands*, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: a review 158, , (3447-3461), 2010.

MATTOS, T. T. & LUCRÉCIO, V. N. Avaliação do comportamento hidrodinâmico de um *wetland construído de fluxo horizontal*. *Universidade do Espírito Santo*. 2012.

MADDISON, M. ET AL Dynamics of *Typha latifolia* L. populations in treatment

*Wetlands* in Estonia. *Ecological engineering* 35 (258–264), 2009.

MULAMOOTIL, G. ET AL. Constructed *wetlands* for the treatment of landfill leachates . Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998.

MCEHLUM, T. *Wetlands* for treatment of landfill leachates in cold climates. In. Constructed *wetlands* for the treatment of landfill leachates, Mulamootil, George, Mc Bean, Edward A., Rovers, Frank (org.) Boca Raton, Florida. Lewis Publishers, (33-46), 1998.

MARTTINEN, S. ET AL. “Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates”, *Bioresource Technology*, vol. 54, (17–20), 2002.

NIVALA, J. ET AL. Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed *wetland* *Science of the Total Environment* 380 (19–27), 2007.

ORMONDE, V.S.S. Avaliação de *wetlands* construídos no pós-tratamento de efluente de lagoa de maturação.. Dissertação (Mestrado em Engenharia de edificações e ambiental). Faculdade de arquitetura, engenharia e tecnologia. Universidade Federal do Mato Grosso, 2012

NEYENS, E.; BAEYENS, J. A review of classic fenton’s peroxidation as an advanced oxidation technique. *Journal of Hazardous Materials*, 28, p. 33-50, 2003.

OBARSKA-POMPKOWIAK, H., GAJEWSKA, M., WOJCIECHOWSKA, E.,. Application of vertical flow CW for highly contaminated wastewater treatment. In: Eleventh IWA International Conference on *Wetland Systems Technology in Water Pollution Control*, 2–7 November, Madhya Pradesh, India, vol. II. (918–924), 2008

PIRES, J. C. A. Projeto de tratamento do chorume produzido no aterro metropolitano de Gramacho através de “*wetland*”- Dissertação de mestrado – PEAMB (UERJ), 2002.

PREUSSLER, K. H. ET AL. Phytoremediation and renewable energy production in caximba landfill, Curitiba, Parana, Brazil. Proceedings Sardinia 2011, Thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 3 - 7 October 2011.

PIRES, J.C.A. Dissertação de mestrado. Projeto de tratamento do chorume produzido no aterro metropolitano de Gramacho através de “*wetland*”. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 2002.

PIO, M.C.S et al. *Wetlands* Construídas (Terras Alagadas): Conceitos, Tipos e perspectivas para remoção de metais potencialmente tóxicos de água contaminada: Uma revisão. Scientia Amazonia, v. 2, n.1, 28-40, 2013.

PLATZER, C., HOFFMANN, H., CARDIA, W. O *wetland* como componente de ecosan – experiências com o uso e dimensionamento no clima subtropical. In: Proceedings of the International conference on sustainable sanitation: Food and water security for Latin America. Fortaleza, Brazil. CD-ROM, 2007

POHLAND, F.G., HARPER, S. R., , *Critical review and summary of leachate and gas production from landfills*. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, U.S.A., 1986.

PILON-SMITS, E. Phytoremediation, Annual Review Plant Biology, 56: 15-39, 2005

RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. *Biologia Vegetal*. ed. Guanabara Koogan 728p. 1996.

REICHERT, G. A. Aterro sanitário, projeto, implantação e operação. Porto Alegre: ABES, 2000.

ROBINSON H. D ET AL. The Treatment of Landfill Leachate to Standards Suitable for Surface Water Discharge. Proceedings Sardinia 91, Third International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy,(905-917), 1991.

RODRIGUES, F. S. F., Aplicação da ozonização e do reativo de Fenton como pré-tratamento de chorume com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico. Dissertação de mestrado COPPE/UFRJ – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, XI, 79p., 2004.

ROEHRS, F. Tratamento Físico - Químico de Lixiviado de Aterro Sanitário por Filtração Direta Ascendente. Dissertação de mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. 2007.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P., “Landfill leachate treatment: Review and opportunity” Journal of Hazardous Materials, v 150, (468 – 493), 2008.

STANDARD METHODS, 2001. For examination of Water and Wastewater. 21st Edition. Centennial Edition. 2005.

Souza J. T. et al. Comparação entre sistemas de *wetlands* tratando efluente anaeróbio. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – Congresso AIDIS. 2001.

SUNDBERG, C. Nitrifiers in constructed *wetlands* treating landfill leachates. Dissertação de mestrado Linköping University Medical Dissertations. Printed in Sweden by LiU-Tryck, Linköping 2008.

SAWAITTAYOTHIN, V E POLPRASERT, C. Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed *wetlands* treating municipal landfill leachate. *Bioresource Technology* 98 (565–570), 2007.

SUNDBERG, C ET AL. Potential nitrification and denitrification and the corresponding composition of the bacterial communities in a compact constructed *wetland* treating landfill leachates. *Water Sci Technol* (159-66);56 (3), 2007.

SOUTO, G. B.; POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: 24° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. ABES. Belo Horizonte, 2007.

SOUSA, H. A.; ROESER, H. M. P.; MATOS, A. T. Métodos e técnicas aplicados na avaliação ambiental do aterro da BR-040 da Prefeitura Municipal de Belo Horizonte – MG. *Rev. Esc. Minas* vol.55 no.4 Ouro Preto Oct./Dic. 2002.

SEIDEL, K. Macrophytes and water purification in Biological control of water pollution toucher, J. Pierson, R. W., Jr. (org.) Philadelphia University of Pennsylvania Press,. Chapter 14, 1976.

Sezerino, P. H. e Philippi, L. S. Filtro plantado com macrófitas (*wetlands*) como tratamento de esgotos em unidades residenciais – Critérios para Dimensionamento. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental 22, Joinville, (1-30), 2003.

STAUBITZ, W. W. ET AL. Use of constructed *wetlands* to treat landfill leachate. In: *Constructed wetlands to treat landfill leachat*. In: *Constructed*

*wetlands* for wastewater treatment; municipal industrial and agricultural  
Hammer D. A. Chelsea, MI: Lewis Publishers,. (735-742). 1989

SEZERINO, P.H. Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (*constructed wetlands*) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical. (tese de doutorado) 171 p. Florianópolis/SC, 2006.

SUN, G., GRAY, K.R., BIDDLESTONE, A.J., ALLEN, S.J., COOPER, D.J.,. Effect of effluent recirculation on the performance of a reed bed system treating agricultural wastewater. *Process Biochem.* 39, (351–357), 2003.

SANTOS, M.C.L. e DIAS, S. L.F.G. Sólidos urbanos e seus impactos socioambientais. Universidade de São Paulo. IEE. 2012.

SIOLI, H. The limnology and landscape-ecology of mighty river and its basin, 1984.

SOUZA, Gisele de. Monitoramento de parâmetros qualitativos e quantitativos de líquidos percolados de aterros sanitários: estudo em piloto experimental. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

SCHULZ, Guilherme. Sistema de tratamento de efluentes com plantas aquáticas emergentes (PAE) para o processo de parboilização de arroz.dissertação de mestrado, Universidade Luterana do Brasil, 2009.

SCOTT, J. P.; OLLIS, D. F. Integration of chemical and biological oxidation processes for water treatment: review and recommendations. *Environmental Progress.* V. 14, (2), p. 88-103, 1995.

TAO, W., HALL, K., SHELDON J.B. DUFF. Performance evaluation and effects of hydraulic retention time and mass loading rate on treatment of woodwaste leachate in surface-flow constructed *wetlands* . *Ecological Engineering* 26 (252–265), 2006.

TATSI, A. A.; ZOUBOULIS, A.I. ; MATIS, K.A. *et al.* Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere* V. 53, p.737-744,2003.

TAVARES, B.F.D. Tratamento de chorume: Análise dos efluentes da evaporação forçada.. Monografia (graduação em engenharia ambiental). Escola Politécnica. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 60 p. Rio de Janeiro/ RJ, 2011

VYMAZAL, J E KRÖPFELOVÁ, L. Wastwater treatment in constructed *wetlands* with horizontal sub-surface flow. *Environmental Pollution* v. 14 566 p. Czech Republic. 2008.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed *wetlands* . *Science of the Total Environment.*, Vol. 380, (48–65), 2007

VRHOVSEK, D, KUKANJA, V. BULC, T. Constructed *Wetland* (CW) for industrial waste water treatment. *Water Research*, Great Britain, V. 30. N. 10. P. 2287-2292, 1996.

VAN KAICK, T. S. Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba,. Dissertação de Mestrado 128, 2002.

VIANA, A. S. P. S.; FIGUEIREDO, I. C.; CANTANHEDE, A.. Avaliação do Cotratamento biológico de lixiviados de aterros sanitários com esgoto doméstico no município do Rio de Janeiro - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

ZANELLA, L. Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: *wetlands* -construídos utilizando brita e bambu como suporte. (tese de doutorado) 189 p. Faculdade Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

ZHANG, B. Y, ZHENG, J. S.E SHARP, R. G. Phytoremediation in Engineered *Wetlands*: Mechanisms and Applications. International Society for Environmental Information Sciences 2010 Annual Conference (ISEIS). *Procedia Environmental Sciences* 2 (1315–1325), 2010.

ZANTA, V. M. e FERREIRA, C.F.A. Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos. *Prosab/ Resíduos sólidos Urbanos: Aterro sustentável para municípios de pequeno porte*. 2003.

WOJCIECHOWSKA, E ET AL. Treatment of Landfill Leachate by Constructed *Wetlands* : Three Case Studies. *Polish J. of Environ. Stud. Vol. 19, No. 3, (643-650), 2010.*

WETZEL, R.G. *Limnology. Lake and River Ecosystems*, 3rd edition, Academic Press, San Diego, California, 2001.

WEF-WATER ENVIRONMENT FEDERATION. Biological and Chemical Systems for Nutrient Removal. Public Water Environment Federation. Alexandria, USA, 1994.

YALCUK, A E UGURLU, A. Comparison of horizontal and vertical constructed *wetland* systems for landfill leachate treatment. *Bioresource Technology* 100 (2521–2526), 2009.

