

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO - UFRJ**

**PAMELA DA CONCEIÇÃO DE OLIVEIRA**

**ANÁLISE TÉCNICA DO USO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS PARA  
TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

**MACAÉ- RJ**

**2020**

**Pamela da Conceição de Oliveira**

**ANÁLISE TÉCNICA DO USO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS PARA  
TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à  
Universidade Federal do Rio de Janeiro – Campus  
Macaé, como parte das exigências para obtenção do  
título de Bacharel em Engenharia Civil.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. M.Sc. Beatriz Rohden Becker

**MACAÉ- RJ**

**2020**

**PAMELA DA CONCEIÇÃO DE OLIVEIRA**

**ANÁLISE TÉCNICA DO USO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS PARA  
TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à  
Universidade Federal do Rio de Janeiro – Campus  
Macaé, como parte das exigências para obtenção do  
título de Bacharel em Engenharia Civil.

Macaé, 27 de maio de 2020

**COMISSÃO AVALIADORA**

---

Prof<sup>a</sup>. M.Sc. Beatriz Rohden Becker

---

Prof. D.Sc Rafael Malheiro da Silva do Amaral Ferreira

---

Prof. D.Sc Luan dos Santos

---

Prof. D.Sc. Andreia Boechat Delatorre

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente à Deus, pela dádiva da vida e as oportunidades que colocou em meu caminho. Dando-me maturidade para chegar até a conclusão desta etapa e conquista deste sonho.

À minha mãe Eliana, pelo o exemplo de mulher guerreira e independente que sempre foi pra mim, pelo seu desejo nítido e vívido por meu sucesso, pelas vezes que só seu colo me deu forças para continuar, por todos os conselhos e puxões de orelha, por ser minha maior motivadora para chegar até aqui.

Ao meu pai Naim, pelo seu empenho na construção do meu futuro, pelos dias de trabalho árduo, pelo apoio à minha mudança que permitiu meu ingresso na UFRJ-Macaé, pelo desejo do meu sucesso.

À minha irmã Lays, que apesar da distância que se estabeleceu para minha busca por este sonho, sempre acolheu com seus abraços calorosos e seu orgulho pelas minhas conquistas.

Aos meus padrinhos e todos os familiares que de alguma forma contribuíram para a minha construção humana e profissional.

À minha orientadora Prof<sup>a</sup>. M.Sc. Beatriz Rohden Becker, pela orientação, direcionamento, apoio prestado à minha pesquisa e por partilhar seu conhecimento.

À Prof. Dr. Graziella, por sua paciência e aconselhamento que me ajudaram a traçar o rumo para escolha da minha área de pesquisa.

À Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, pelo ótimo serviço prestado e por sua luta incessante em preservar a excelência do ensino público, e por assim então me permitir adquirir o conhecimento necessário à minha graduação.

À Ciclus Ambiental, pelo apoio prestado a realização da pesquisa deste trabalho, possibilitando uma experiência mais completa e embasada e fomentando a pesquisa acadêmica.

Às minhas mais que primas Thaylane e Thaís, que sempre me apoiaram e se orgulharam

Aos amigos que a universidade me deu Daniel e Livia M., por estarem comigo em todas as horas e pelo apoio incondicional.

Aos amigos que a Engenharia Civil me deu Ana Luiza, Bruna, Gabriela, Jonas, Livia C., Lucas, Nara e Soraya, por tornarem mais leve os momentos difíceis, por compartilharem conhecimento, e pelo amor e amizade que desenvolvemos.

Aos demais amigos que de alguma forma fizeram parte do caminho trilhado nesta tão importante etapa da minha vida.

## RESUMO

Os resíduos gerados pela humanidade sofreram muitas alterações ao longo da história e, de modo a promover destinação que preserve a saúde pública e o meio ambiente, também mudou o seu método de descarte. No Brasil, segundo a determinação da Lei nº 12.305/10, os resíduos sólidos devem ser destinados a aterros sanitários, onde sofrem confinamento em solo impermeabilizado e os gases e chorume produzidos pela decomposição da matéria orgânica são coletados. O chorume ou lixiviado consiste em um líquido de coloração turva e mau odor, altamente poluente e com alta carga de Nitrogênio Amoniacal ( $\text{NH}_3$ ), que deve receber tratamento antes de sua destinação final. O *Wetland* Construído (WC) é um sistema de engenharia baseado em ecossistemas naturais com macrófitas, que possuem alta eficiência em remoção de carga orgânica e baixo custo de implementação com uso difundido no tratamento de águas cinzas. Assim, este estudo tem por objetivo avaliar a eficiência deste sistema quando utilizado no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Desta forma, foi montado um sistema de WC em duas etapas numa escala reduzida em um aterro sanitário localizado na região metropolitana do Rio de Janeiro, que foi operado por cerca de 4 meses, sendo alimentado por efluente da 1ª etapa de tratamento da unidade. As análises realizadas apontaram eficiência de 65% de remoção de  $\text{NH}_3$  na primeira etapa do sistema e de 96% na segunda. Os valores finais alcançados atendem à Resolução CONAMA nº 357/2005 para lançamento de efluentes em corpos hídricos, com média 18 mg/L de  $\text{NH}_3$ . Os resultados obtidos de Oxigênio Dissolvido evidenciam a ocorrência de reações aeróbias na primeira etapa de tratamento e a presença de zonas aeróbias e anaeróbias na segunda, porém os valores de saída são inferiores a 5mg/L e, portanto, muito baixos para lançamento em corpos hídricos. O sistema não alcançou valores eficientes de remoção de DQO devido ao índice de recalcitrância do lixiviado, indicando a necessidade da implantação de etapa de tratamento físico-químico. A turbidez do lixiviado na primeira etapa foi reduzida em cerca de 90%, sendo a eficiência de remoção deste parâmetro atribuída ao sistema filtrante. A partir destes parâmetros foi possível verificar o comportamento do sistema em relação à decomposição da matéria orgânica e recalcitrante, apontando seu potencial de utilização em escala real para tratamento de lixiviado.

**PALAVRAS-CHAVE:** Lixiviado, Chorume, Tratamento de efluentes, *Wetlands* Construídos, Remoção de Nitrogênio Amoniacal.

## ABSTRACT

The waste generated by humanity has undergone many changes throughout history, and also its disposal methods, in order to preserve public health and the environment. In Brazil, according to the Federal Law 12.305/10, solid waste must be sent to landfills, where the garbage is confined in waterproofed soil and the gases and leachate produced by the decomposition of organic matter are collected. Leachate consists of a liquid with a turbid color and a bad odor, highly polluting and with a high load of Ammoniac Nitrogen (NH<sub>3</sub>). This liquid receives treatment before its final discharge in any water body. The Constructed *Wetland* is an engineering system based on natural ecosystems with macrophytes, which has high efficiency in removing organic load, low implementation cost and its use is quite widespread in gray water treatment. Thus, this study aims to assess this system efficiency when used to treat landfill leachate. For this purpose, a small-two-stage-scale treatment system was set up in a landfill located in the metropolitan region of Rio de Janeiro, where it was operated for 4 months with the effluent of the first stage of the landfill system treatment. The analyses have shown 65% of NH<sub>3</sub> removal on the first stage and 96% on the second. The final results comply with the Resolution of CONAMA n° 357/2005 to be released on water bodies, with an average of 18mg/L NH<sub>3</sub>. The Dissolved Oxygen results show the aerobic reactions in the first treatment stage and the presence of aerobic and anaerobic zones in the second. However, the output values are lower than 5mg/L and, therefore, not indicated for release into water bodies. The system did not achieve efficient COD removal values due to the leachate recalcitrance index, indicating the need for the implementation of a physical-chemical treatment step. The turbidity of the leachate in the first stage was reduced by about 90%, with the removing efficiency attributed to the filtering system. From these parameters it was possible to verify the behavior of the system in relation to the decomposition of organic and recalcitrant matter, pointing out its potential use in real scale for leachate treatment.

**KEYWORDS:** Leachate, Effluent treatment, Constructed *Wetlands*, Ammoniac Nitrogen Removal.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Disposição final de RSU no Brasil por tipo de destinação (t/dia). Fonte: Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil - ABELPRE (2017). .....	16
Figura 2. Desenho esquemático da operação de um lixão e seus danos ao meio ambiente. Fonte: Panorama da adequação das regiões metropolitanas à Política Nacional de Resíduos Sólidos (2017) .....	19
Figura 3. Desenho esquemático de Aterro controlado em operação. Fonte: Panorama da adequação das regiões metropolitanas à Política Nacional de Resíduos Sólidos (2017) .....	20
Figura 4. Desenho esquemático de Aterro Sanitário em operação. Fonte: Panorama da adequação das regiões metropolitanas à Política Nacional de Resíduos Sólidos (2017) .....	22
Figura 5. Esquema das camadas de base do aterro. Fonte: <a href="http://www.cicluambiental.com.br">www.cicluambiental.com.br</a> .....	24
Figura 6. Detalhes do dispositivo do sistema de drenagem. Fonte: VEREDA (2007). .....	25
Figura 7. Foto aérea dos tanques de tratamento biológico da Estação de Tratamento de Chorume da CTR-Rio de Set/2017. Fonte: Ciclus Ambiental (2017) .....	28
Figura 8. Amostras de chorume em diferentes etapas do processo de tratamento. Fonte: <a href="http://www.ciclusambiental.com.br">www.ciclusambiental.com.br</a> .....	28
Figura 9. Tipos de macrófitas .....	31
Figura 10. Modelo de <i>Wetland</i> Construído com plantas flutuantes. Fonte: SALATI (2006). ..	32
Figura 11. Modelo de <i>Wetland</i> Construído com plantas emergentes de Fluxo superficial. Fonte: SALATI (2006). .....	32
Figura 12. Modelo de <i>Wetland</i> Construído com plantas emergentes de Fluxo Subsuperficial. Fonte: SALATI (2006) .....	33
Figura 13. Desenho esquemático do modelo de tratamento proposto. Fonte: Autora (2019)...	35
Figura 14. Vista em planta do modelo de tratamento com as dimensões estimadas. Fonte: Autora (2019). .....	36
Figura 15. Macrófitas selecionadas para a utilização em WC de modelo reduzido, (a) Helicônia Papagaio ( <i>Heliconia Psittacorum</i> ) e (b) Papiro Anão ( <i>Cyperus papyrus nanus</i> ) (Foto da autora, 2019).....	37
Figura 16. Cronograma semanal de operação do experimento. Fonte: Autora (2019). .....	37
Figura 17. Pré-montagem do sistema reduzido de tratamento: (a) tubos e conexões cortados e pré-montados, (b) pré-montagem da configuração do sistema de tratamento. (Foto da autora, 2019).....	38

Figura 18. Montagem do <i>Wetland</i> Vertical. (a) camada de brita 1, (b) camada de areia média e (c) plantio da <i>Helicônia</i> . (Foto da autora, 2019).....	39
Figura 19. Montagem do <i>Wetland</i> Horizontal com <i>Papiro Anão</i> , (a) revestimento do recipiente com saco plástico e (b) sistema montado. (Foto da autora, 2019).....	39
Figura 20. Sistema de tratamento com os WCs e sistema de controle. (Foto da autora, 2019)	40
Figura 21. Formação de biofilme em <i>Wetland</i> Vertical (a) e no Controle (b), após sete dias de alimentação com água, no início do experimento. (Foto da autora, 2019).....	40
Figura 22. Sistema em operação. (a) alimentação do WC Vertical, (b) armazenamento do efluente da primeira etapa e (c) alimentação do WC Horizontal. (Foto da autora, 2019).....	41
Figura 23. Gráfico comparativo da redução de nitrogênio amoniacal na primeira etapa do sistema a partir do WC Vertical. ....	43
Figura 24. Gráfico comparativo da redução de nitrogênio amoniacal na segunda etapa do sistema a partir do WC Horizontal. ....	44
Figura 25. Gráfico comparativo da redução de oxigênio dissolvido na primeira etapa do sistema, a partir do WC Vertical. ....	44
Figura 26. Gráfico comparativo da redução de oxigênio dissolvido na segunda etapa do sistema a partir do WC Horizontal. ....	45
Figura 27. Gráfico comparativo da redução de DQO na primeira etapa do sistema a partir do WC Vertical.....	45
Figura 28. Gráfico comparativo da redução de Turbidez na primeira etapa do sistema a partir do WC Vertical.....	46
Figura 29. Gráfico comparativo de redução de turbidez na segunda etapa do sistema a partir do WC Horizontal.....	46



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Teor de Matéria Orgânica no RSU no Brasil e no mundo.....	17
Tabela 2: Tipos de <i>Wetlands</i> Construídos .....	30
Tabela 3: Análise comparativa de resultados encontrados em diferentes estudos .....	48

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas  
ALBEPRE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública  
APHA - American Public Health Association  
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente  
COT - Carbono Orgânico Total  
CTR - Central de Tratamento de Resíduos  
DBO - Demanda Biológica de Oxigênio  
DQO - Demanda Química de Oxigênio  
EIA - Estudo de Impacto Ambiental  
ETA - Estação de Tratamento de Água.  
IEC - *International Electrotechnical Commission*  
INEA - Instituto Nacional do Ambiente  
ISO - *International Organization for Standardization*  
NBR - Norma Brasileira Regulamentadora  
NTU - Unidade Nefelométrica de Turbidez  
OD - Oxigênio Dissolvido  
PEAD - Polietileno de Alta Densidade  
pH - Potencial Hidrogênionico  
PNRS - Política Nacional dos Resíduos Sólidos  
PVC - Policloreto de Vinila  
RSUs - Resíduos Sólidos Urbanos  
SMEWW - *Standard Methods for Examination of Water and Wasterwater*  
WC - *Wetland* Construído

## SUMÁRIO

1. Introdução .....	13
2. Revisão Bibliográfica.....	15
2.1 Resíduos sólidos .....	15
2.2 Geração de RSU no Brasil .....	16
2.3 Modos de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos.....	17
2.3.1 Lixões .....	18
2.3.2 Aterros Controlados.....	20
2.3.3 Aterros Sanitários .....	21
2.3.4.1 A tecnologia de proteção dos aterros sanitários .....	23
2.4 Chorume – Lixiviado resultante da decomposição dos resíduos .....	25
2.4.1. Processo de tratamento de Chorume na CTR-Rio.....	27
2.5 <i>Wetlands</i> .....	28
2.5.1 <i>Wetlands</i> Construídos.....	29
2.5.2 Tratamento de lixiviado por <i>Wetland</i> Construído .....	33
3. MATERIAIS E MÉTODOS .....	34
3.1 Estudo da Área Experimental .....	34
3.2 Caracterização do Estudo.....	35
3.3 Planejamento Experimental .....	37
3.4 Montagem do experimento .....	38
3.5 Operação do Sistema .....	40
3.6 Análise Físico-química .....	41
4. Resultados .....	43
4.1 Resultados obtidos .....	43
4.2 Análise de resultados .....	47
4.2.1 Nitrogênio Amoniacal .....	47

4.2.2 Oxigênio Dissolvido .....	48
4.2.3 Demanda Química de Oxigênio .....	49
4.2.4 Turbidez.....	49
5. Conclusão.....	51
5.1. Principais Conclusões .....	51
5.2. Sugestões para próximos trabalhos.....	52
Referências bibliográficas .....	53
APÊNDICE I.....	61
APÊNDICE II .....	62

## 1. INTRODUÇÃO

A produção de lixo acompanha a humanidade desde o início dos tempos, sendo ela inerente até mesmo às mais simples atividades humanas, como alimentar-se, por exemplo. Em relatos de mais de três mil anos, o conceito de lixo é abordado pelos Hebreus e desde esta época é usual dispor e enterrar o lixo fora das aldeias, a fim de evitar a proliferação de vetores de doenças. Aprofundando ainda mais, pode-se afirmar que a queima de resíduos é uma prática pré-histórica, supostamente utilizada para eliminação do mal odor, e que as cinzas e ossos eram dispostos em locais distintos. (EIGENHEER, 2009 apud HÖSEL, 1990).

Durante o desenvolvimento da sociedade e da criação das cidades, a disposição final dos resíduos, por muito tempo, não foi objeto de preocupação, de tal modo que durante a idade média o lixo foi disposto desordenadamente nas ruas e nos arredores da cidade (FADINI e FADINI, 2001). Além disso, muitas famílias possuíam em suas casas áreas livres que eram utilizadas para disposição de águas servidas e de resíduos sólidos. Neste período, foram criados os primeiros projetos de saneamento básico nos grandes centros urbanos, e assim estabeleceu-se certa organização na disposição do lixo gerado (SOARES E MAHLER, 2012). Vale ressaltar que a definição de rejeitos englobava os dejetos resultantes do metabolismo humano. A partir da segunda metade do século XIX, a coleta de lixo e águas servidas começa a ser feita de forma separada, e, portanto, somente após isto, o lixo e o esgoto sanitário começaram a ser tratados de forma distinta (EIGNHEER, 2009). Com a Revolução Industrial, o êxodo da população rural para as cidades aumentou a concentração de pessoas neste espaço e, por consequência, aumentou também o volume de lixo gerado. Além disso, o processo de industrialização ocasionou uma mudança no tipo de consumo da população, gerando resíduos cuja eliminação não possui soluções definitivas (DEMOZZI, 2013).

Até a segunda metade do século XX a disposição final dos resíduos ocorre de maneira deficiente ao redor do mundo, quando então em 1972 surge na Alemanha a Lei do Tratamento de Resíduos (*Abfallbeseitigungsgesetz*) que regulamenta no país os aterros sanitários. A partir de então foram criadas gradativamente leis e normas voltadas para gestão de resíduos e sua correta destinação final (EIGNHEER, 2009). No Brasil, a determinação legal voltada para destinação final adequada e uso de aterros sanitários ocorre em 2010 com a instituição da Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS (BRASIL, 2010). A Lei determina a eliminação dos lixões e aterros controlados e estabelece que os resíduos devem receber disposição final

ambientalmente adequada, além disto é dado um prazo de 4 anos para a aplicação das determinações previstas.

Os aterros sanitários são obras de engenharia que visam dispor os resíduos de forma a não gerar danos à saúde pública e ao meio ambiente. Neste local, os resíduos sofrem reações químicas e biológicas provenientes da decomposição da matéria orgânica e tais reações têm como produto o gás, resíduos mineralizados e efluente líquido, este último denominado lixiviado (ELK e SEGALA, 2007). O lixiviado, por sua vez, possui alta carga poluidora com elevadas concentrações de Demanda Química de Oxigênio – DQO, Demanda Biológica de Oxigênio – DBO, metais pesados, etc. (MADERA-PARRA, 2016) e, portanto, deve ser coletado e tratado antes de sua destinação final.

A fim de propor uma medida de tratamento alternativo para este tipo de resíduo, este trabalho visa avaliar a eficiência da utilização de *Wetlands* Construídos para tratar lixiviado de aterro sanitário. Tal avaliação será feita a partir da análise da capacidade de remoção de Nitrogênio Amoniacal, Oxigênio Dissolvido, DQO e Turbidez nos dois sistemas WCs contruídos. Como objetivo específico, o trabalho avalia o comportamento e eficiência do sistema de WC em tratar o lixiviado gerado no aterro sanitário que recebe os resíduos da região metropolitana do Rio de Janeiro em operação por menos de 10 anos, estando sob as mesmas influencias ambientais que o sistema utilizado na unidade e proposto nesta pesquisa.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo é definido o conceito de resíduo sólido e apresentado o seu cenário no Brasil em termos de geração de destinação final. Além disto são apresentados os diferentes modos de disposição dos resíduos, contextualizando a importância do emprego de aterros sanitários, discutindo inclusive a geração e composição de chorume e tecnologia de proteção utilizada na Central de Tratamento de Resíduos Sólidos – CTR-Rio. Em seguida, o *Wetlands* Construído é conceituado e apresentadas suas diferentes configurações de implantação.

### 2.1 Resíduos sólidos

Segundo a ABNT NBR 10.004/2004, os resíduos sólidos são definidos como os resíduos gerados a partir de atividades industriais, hospitalares, comerciais, agrícolas, de serviços e variação. O rejeito, por sua vez, é definido como a parcela dos resíduos que não é possível reutilizar, reciclar ou recuperar por tratamento ou processos (ABNT, 2004). A NBR 8419/92 define que resíduos sólidos gerados num aglomerado urbano, com exceção de resíduos industriais perigosos, hospitalares e de aeroportos e portos são chamados de Resíduos Sólidos Urbanos - RSUs (ABNT, 1992).

A composição dos RSUs é variável de acordo com a localidade onde é gerado, existindo uma série de fatores responsáveis por essa variação, tais como classe social, cultura, atividade, clima, estação do ano, densidade urbana e etc. Desta forma, pode-se afirmar ainda que além de variar com o local, as características dos RSUs variam com o tempo à medida que a configuração do local e dos seus habitantes se modificam. Segundo Soares e Mahler (2012), os RSUs apresentam características físicas, biológicas e químicas. As características físicas são parâmetros como peso, forma e volume e exercem grande influência na gestão da coleta e disposição do lixo. Dentre as características biológicas é importante analisar sua biodegradabilidade, que impacta diretamente, por exemplo, no tempo de atividade de um aterro sanitário, visto que enquanto a massa de lixo disposta sobre o aterro está em atividade de degradação, há geração de chorume e gases. Por fim, as características químicas de composição do lixo permitem melhor avaliar o processo de tratamento e disposição a ser utilizado.

Em relação à periculosidade, a NBR10.004/2004 classifica os resíduos sólidos como perigosos e não perigosos. Sendo os resíduos sólidos perigosos chamados de Classe I e compostos por resíduos inflamáveis, corrosivos, reativos, tóxicos e/ou patogênicos. Já os resíduos sólidos não perigosos, denominados de Classe II, são subdivididos em dois grupos –

inertes e não inertes. Os resíduos de Classe II inertes são os resíduos que não se enquadram nas definições dos resíduos de Classe I e, além disso, não apresentam solubilidade a concentrações superiores aos definidos nesta norma quando em contato com água destilada ou desionizada. Por fim, os resíduos de Classe II não inertes são tidos como os que não se enquadram nas definições anteriores (ABNT, 2004).

## 2.2 Geração de RSU no Brasil

Segundo o Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil de 2017, publicado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública – ABELPRE, foram coletados no país 71,6 milhões de toneladas de Resíduos Sólidos Urbanos – RSU. Ainda neste ano, os resultados mostram uma cobertura de coleta de 91,2% e um quantitativo de 6,9 milhões de toneladas de RSU que receberam destinação final incorreta (ABRELPE, 2017).

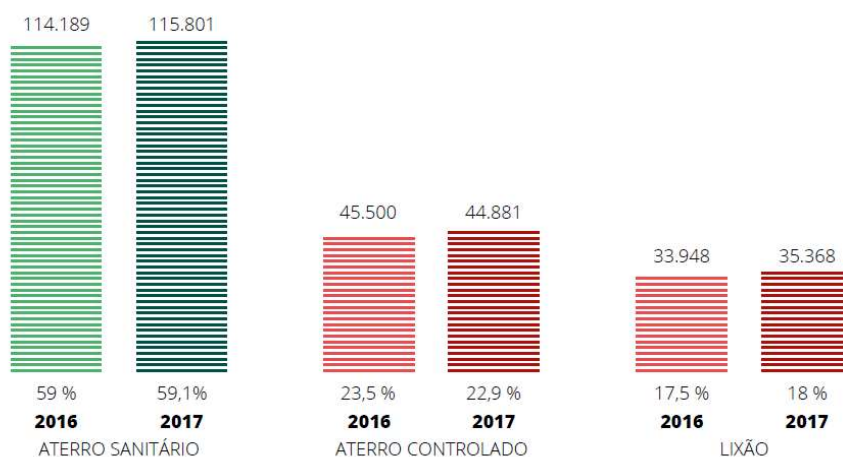


Figura 1. Disposição final de RSU no Brasil por tipo de destinação (t/dia).  
Fonte: Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil - ABELPRE (2017).

Dentre o volume de RSU coletado, cerca de 40% não recebeu destinação adequada, sendo disposto em aterros controlados e lixões (Figura 1), um dado alarmante apresentado após três anos da data limite para a eliminação destes locais. Tal data foi estabelecida pela Lei 12.305/2010, da Política Nacional de Resíduos Sólidos que, sancionada em 2 de agosto de 2010, estabelecia até o final de 2014 o prazo para a erradicação dos lixões. Esta data limite foi estendida para 2019 nos municípios com mais de 100 mil habitantes, 2020 para aqueles que possuem população entre 50 e 100 mil habitantes e 2021 para os demais.

A Região Sudeste apresentou em 2017 o maior percentual de coleta de resíduos do país, 98,1% de todo lixo gerado na região. Em contrapartida, a Região Nordeste coletou 79,1% dos



resíduos. No Sudeste 27,6% do volume coletado foi disposto em lixões e aterros controlados, enquanto no Nordeste esse valor chegou a 64,6%.

Apesar da composição dos RSUs ser muito heterogênea, pode se afirmar que nos países menos desenvolvidos os resíduos possuem concentração maior de matéria orgânica que nos países em desenvolvimento (Tabela 1).

Tabela 1: Teor de Matéria Orgânica no RSU no Brasil e no mundo

<i>Cidades do Mundo</i>	<i>Teor de Matéria Orgânica (Peso%)</i>	<i>Cidades Brasileiras</i>	<i>Teor de Matéria Orgânica (Peso%)</i>
<b><i>Nairóbi</i></b>	74%	<b>Salvador</b>	70%
<b><i>Cochabamba</i></b>	71%	<b>São Paulo</b>	52%
<b><i>Istambul</i></b>	61%	<b>Recife</b>	60%
<b><i>Atenas</i></b>	59%	<b>Manaus</b>	51%
<b><i>Pequim</i></b>	45%	<b>Laranjal do Jari</b>	61%
<b><i>Bancoc</i></b>	44%	<b>Quatis</b>	59%
<b><i>Genebra</i></b>	28%	<b>Paracambi</b>	63%
<b><i>Nova Iorque</i></b>	20%	<b>Rio de Janeiro</b>	53%
<b><i>Hong Kong</i></b>	15%	<b>Dourados</b>	58%

Fonte: adaptada de SCHUELER, MAHLER e GUIÃO JR (2012)

O processo de compostagem é um método de tratamento onde a partir do lixo orgânico é produzido composto que, por sua vez, pode ser utilizado para fins agrícolas. Este método de tratamento é listado como uma das medidas previstas pela Lei 12.305/10 que rege a gestão de resíduos no país. Segundo as características do lixo no Brasil, que possui teor de matéria orgânica na faixa de 50% a 70%, conforme Tabela 1, a compostagem tem grande potencial de ser adotada como método de tratamento de parte dos resíduos.

### 2.3 Modos de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos

A disposição ou destinação do lixo é a etapa final do sistema de limpeza urbana e pode ser realizada de diversas formas, sendo antecedida ou não de algum processo de tratamento ou beneficiamento do lixo, ou ainda ser realizada imediatamente após a coleta (IBAM, 2005). Alguns exemplos de processamentos realizados sobre os resíduos são a compactação, trituração e incineração. A disposição incorreta dos resíduos contribui diretamente para o agravamento dos riscos à saúde humana, pela proliferação de vetores de doenças, contaminação da água e do solo, dentre outros fatores. Nesse contexto, com o desenvolvimento da medicina, o lixo

começou a ser encarado como um problema e passou a ser descartado em áreas distantes dos centros urbanos, dando origem aos “lixões” (FADINI e FADINI, 2001).

### ***2.3.1 Lixões***

O lixão consiste na simples descarga dos resíduos sobre o solo a céu aberto, sem dispor de mecanismos de proteção ao meio ambiente e à saúde pública. Um exemplo é o Aterro Metropolitano de Jardim Gramacho, que operou desde os meados da década de 1970 até meados da década de 1990 como um lixão a céu aberto (BASTOS e MAGALHÃES, 2016).

No lixão são recebidos todo tipo de resíduos, tais como, resíduos sólidos urbanos, lodo de esgoto, resíduos perigosos, lixo eletrônico, lixo hospitalares e etc., sendo que tais resíduos são dispostos sem nenhum processo de separação, destinando um volume expressivo de materiais que poderiam ser recicláveis e reutilizáveis para os lixões. A comercialização destes materiais é tida como fonte de renda de uma parcela economicamente desfavorável da população, chamados de catadores. Por conta disto, os catadores são atraídos para este local em busca de materiais que possam ser reciclados, recuperados e, também, de itens para seu uso e consumo, inclusive alimentos (DIONYSIO e DIONYSIO, 2008).

É característica do lixão a presença de vetores de doenças, tais como insetos e roedores, além de outros animais que encontram nestes locais abrigo e alimento em abundância. Além disto, a decomposição da matéria orgânica disposta sobre estas áreas gera mau odor e alta carga poluidora. A poluição gerada pode atingir o solo, águas subterrâneas e ainda causar problemas de saúde em indivíduos que possivelmente tenham contato com o lixo e com o lixiviado e gases produzidos, uma vez que não é previsto nenhum tipo de coleta e tratamento nesses locais (IPT, 2018). O chorume gerado que percola livremente nos lixões e o biogás, altamente inflamável, é composto por dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e metano ( $\text{CH}_4$ ), que se move em direção às regiões de menor resistência, criando instabilidade no solo possibilitando casos de desabamento além do risco de incêndios acidentais (Figura 2).

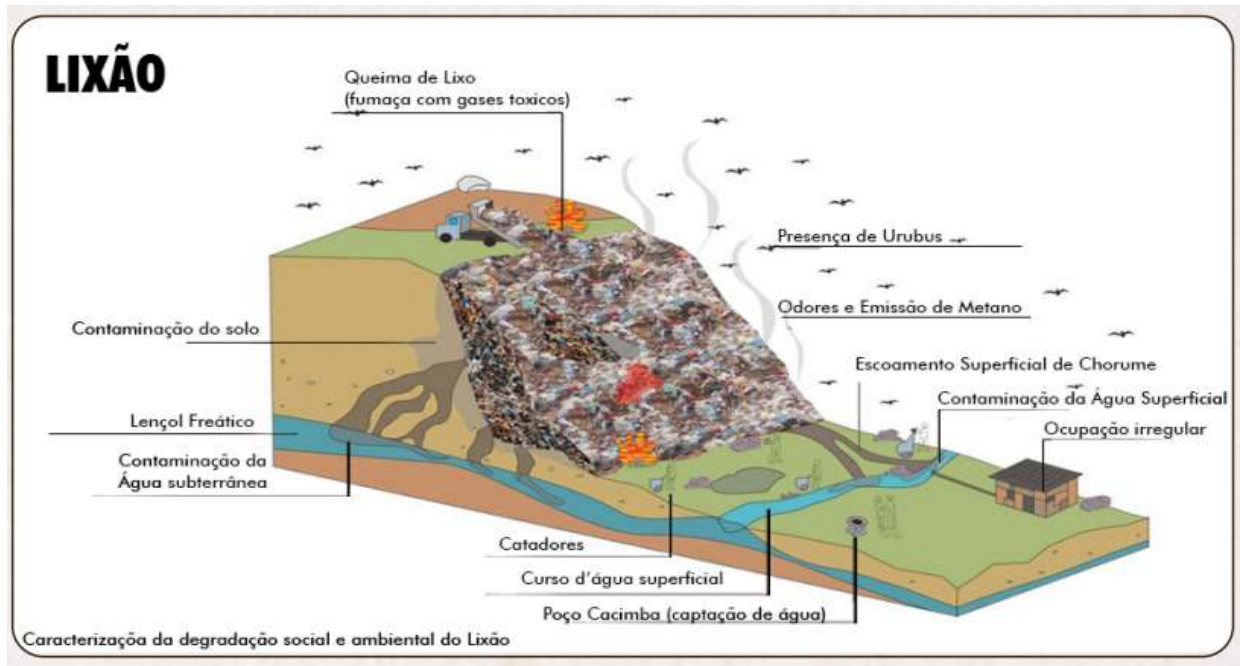


Figura 2. Desenho esquemático da operação de um lixão e seus danos ao meio ambiente.  
 Fonte: Panorama da adequação das regiões metropolitanas à Política Nacional de Resíduos Sólidos (2017)

Um estudo realizado no lixão localizado no município de Santa Helena/GO identificou uma série de impactos gerados no local, onde podem ser destacados o aumento dos processos erosivos gerados pela ausência de cobertura vegetal; a queima dos resíduos como medida adotada para diminuir o volume de lixo, prática que gera fumaça altamente poluidora devido à composição dos resíduos; e ainda a exposição dos catadores aos diversos riscos à saúde encontrados no local (ARAÚJO e RIBEIRO, 2016).

É válido ainda ressaltar os impactos causados ao solo, que sofre contaminação proveniente da disposição desordenada, sem nenhuma barreira ou proteção. A matéria orgânica presente no solo possui características que facilitam a adsorção de metais pesados. Segundo Milhome *et al.* (2018), em um estudo realizado em Iguatu/CE, o zinco, o manganês e o ferro se correlacionam mais com a matéria orgânica, sendo assim mais adsorvidos e contribuindo de maneira mais significativa para a poluição do solo. O cromo, o cobre e o chumbo, por sua vez, se correlacionam menos à matéria orgânica e, por isso, se movem com maior facilidade através do solo, podendo atingir o lençol freático. De todo modo, os metais pesados presentes no lixão acabam sendo inseridos na cadeia alimentar e, por não serem metabolizados pelos organismos, se acumulam causando danos aos sistemas nervoso e vascular (DIONYSIO e DIONYSIO, 2008).

### 2.3.2 Aterros Controlados

Os aterros controlados geralmente são construídos a partir do que inicialmente era um lixão. Trata-se da disposição dos resíduos no solo, seguido de compactação e cobertura com material inerte até que o aterro atinja seu esgotamento quando, geralmente, a cobertura é feita com terra para o plantio de gramíneas. A cobertura do lixo reduz a proliferação de vetores de doenças e também a dispersão do mau odor. Não está contemplado no aterro controlado a proteção do solo e corpos hídricos, gerando, neste caso, os mesmos impactos a estes locais que o lixão (INSTITUTO AUTOGLASS, 2017). No entanto, a fim de amenizar a poluição gerada, é possível coletar parte do chorume gerado através de sistema de bombeamento e a construção de chaminés para liberação dos gases (Figura 3).

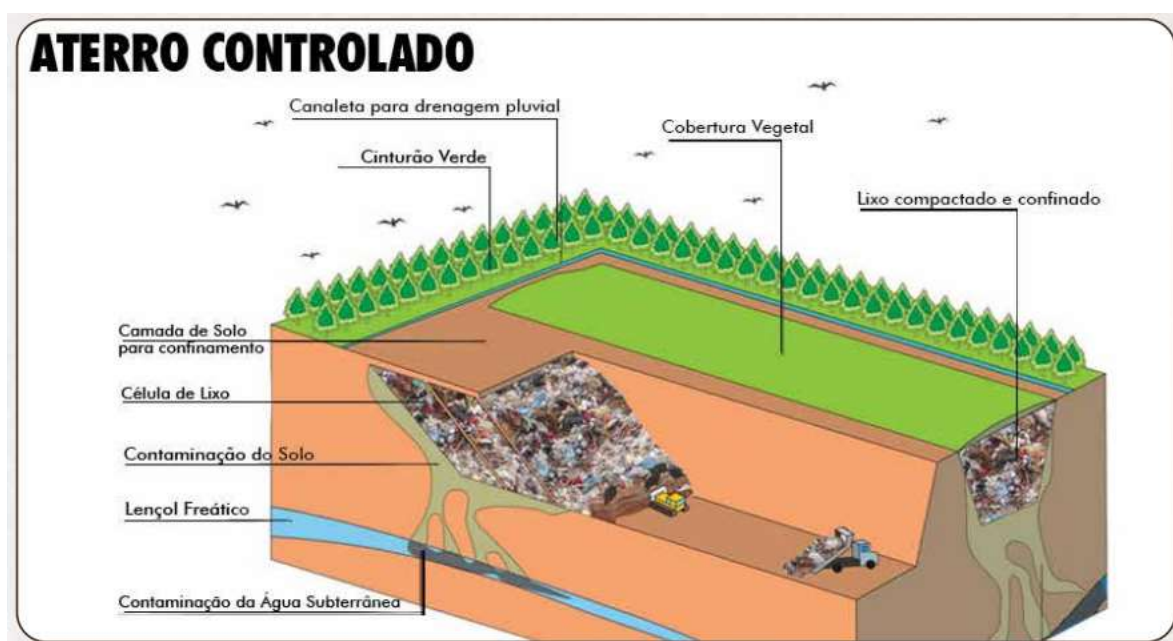


Figura 3. Desenho esquemático de Aterro controlado em operação.

Fonte: Panorama da adequação das regiões metropolitanas à Política Nacional de Resíduos Sólidos (2017)

Devido à cobertura do lixo, há um confinamento maior dos gases provenientes da decomposição dos resíduos e também são estabelecidas condições anaeróbias, aumentando a produção do metano e, conseqüentemente o risco de explosão nestes locais é maior (INSTITUTO AUTOGLASS, 2017). Outra medida adotada nos aterros controlados é o monitoramento do lixo recebido, não sendo permitida a entrada de resíduos perigosos e hospitalares, por exemplo.

O Lixão Jardim Gramacho, inaugurado na década de 1970, operava como um lixão e, após a Conferência das Nações Unidas (Rio-Eco 92), o local recebeu uma série de alterações tornando o num aterro controlado (BASTOS e MAGALHÃES, 2016).

### **2.3.3 Aterros Sanitários**

Segundo a NBR 8419/92, define-se como Aterro Sanitário:

*“Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário. ” (ABNT, 1992)*

Dentre as medidas adotadas em um aterro como forma de proteção à saúde pública e ao meio ambiente, é possível destacar a construção de sistemas de drenagem, captação e tratamento de chorume e gases gerados pela decomposição dos resíduos; a impermeabilização da base do aterro, criando barreira protetora entre o solo e águas subterrâneas e o lixo; e sistema de monitoramento que permite identificar o vazamento de gases e chorume (Figura 4). A Política Nacional dos Resíduos Sólidos – PNRS (Lei nº 12.305/2010) define que os aterros sanitários devem receber apenas rejeitos, cabendo aos demais resíduos serem encaminhados ao tratamento, como compostagem e reciclagem, por exemplo. Os aterros sanitários não são locais de tratamento de resíduos sólidos e, sim, de disposição ambientalmente adequada, onde técnicas são implementadas para minimizar os impactos e evitar a poluição gerada pela decomposição dos rejeitos. No entanto, no Brasil, os aterros sanitários ainda são utilizados para disposição de qualquer tipo de resíduos sólidos, não somente de rejeitos. A Figura 4 ilustra esquematicamente, as três fases de operação de um aterro sanitário – implementação, execução e conclusão – e o sistema de proteção e monitoramento do local onde implantado.

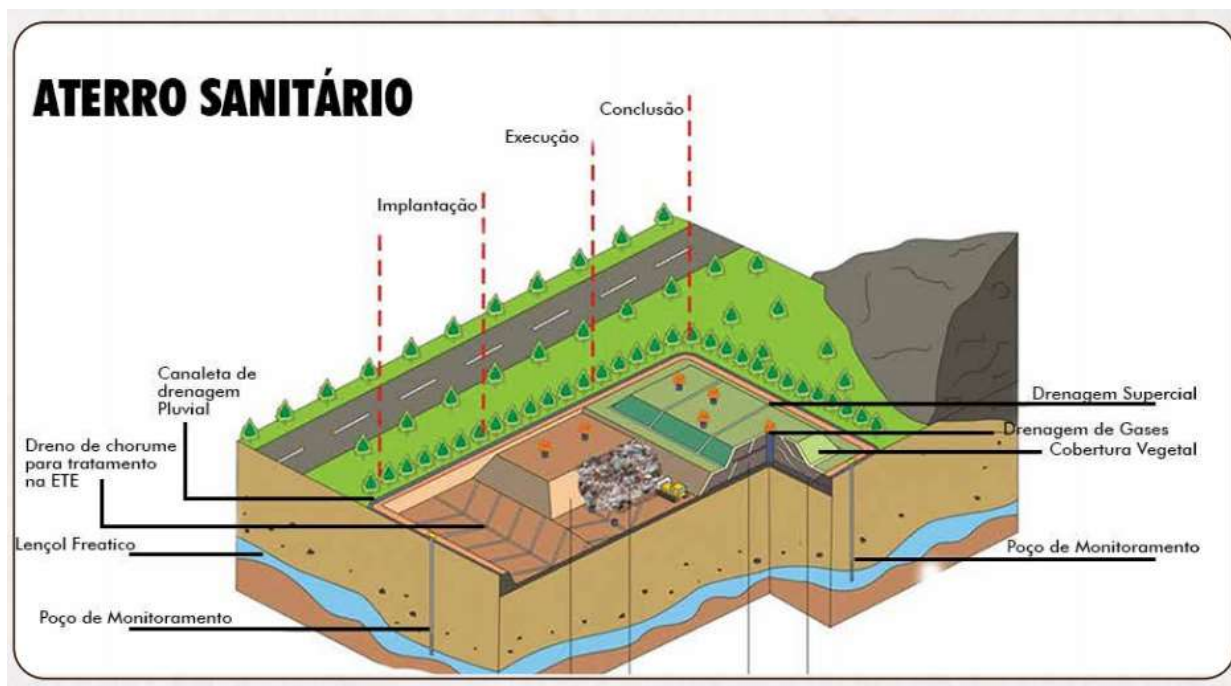


Figura 4. Desenho esquemático de Aterro Sanitário em operação

Fonte: Panorama da adequação das regiões metropolitanas à Política Nacional de Resíduos Sólidos (2017)

A fase de implementação contempla toda montagem do sistema de proteção do aterro, quando é feita a terraplenagem e a impermeabilização do terreno, são instalados os dutos de drenagem e captação, e também os sistemas de monitoramento de vazamentos (CETESB, 2016).

Em seguida, o aterro entra efetivamente em operação, na fase de execução. Nesta fase o aterro recebe diariamente todo resíduo coletado, sendo disposto em células, compactado e em seguida coberto, o que inibe a proliferação de insetos e demais vetores de doenças (LANZA e CARVALHO, 2006). Após um tempo em operação, a massa de lixo inicia seu processo de decomposição e começa a produzir chorume<sup>1</sup> e gás bioquímico<sup>2</sup>, sendo estes compostos altamente tóxicos e poluidores. Sendo assim, os aterros sanitários devem dispor de técnicas de impermeabilização do solo, impedindo a percolação e infiltração dos agentes contaminantes, além de contar com mecanismos de coleta e tratamentos de tais compostos que variam de aterro para aterro (INSTITUTO AUTOGLASS, 2017). Os gases produzidos, ou biogás<sup>3</sup>, passam por tratamento de desumidificação e sofrem queima em *flares* instalados no aterro transformando

<sup>1</sup> Chorume: líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO (ABNT NBR 8419/1992)

<sup>2</sup> Gás bioquímico: Mistura de gases produzidos pela ação biológica na matéria orgânica em condições anaeróbias, composta principalmente de dióxido de carbono e metano em composições variáveis. (ABNT NBR 8419/1992)

<sup>3</sup> Gás bioquímico, gás de aterro ou biogás: Mistura de gases produzidos pela ação biológica na matéria orgânica em condições anaeróbias, composta principalmente de dióxido de carbono e metano em composições variáveis. (ABNT NBR 8419/92)

o metano (CH<sub>4</sub>) em dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) que possui menos impacto sobre as alterações climáticas. A queima do biogás reduz e evita a emissão de CH<sub>4</sub> na atmosfera podendo, a partir disto, se obter créditos de carbono. Outra alternativa é o metano ser utilizado como fonte geradora de energia para diversas atividades como alimentação de motores de combustão, iluminação a gás, produção de calor de processos, entre outros (ICLEI e LACS, 2009). Quanto ao chorume, este é coletado e, em seguida, é encaminhado para tratamento. O efluente tratado é lançado em corpo hídrico, definido na fase de implementação, ou ainda, a depender do nível de tratamento da unidade, o mesmo pode ser reaproveitado como água de reuso. Devido à heterogeneidade dos resíduos, a composição do chorume gerado possui algumas características particulares diferindo seu processo de tratamento do processo de tratamento de efluentes sanitários. Uma característica muito particular, por exemplo, é sua alta concentração de amônia. (CANO *et al.*, 2015)

Quando as células de disposição alcançam sua capacidade máxima, o aterro é desativado e entra na fase de conclusão, quando não recebe mais resíduos, mas ainda assim há geração de biogás e chorume, devido à decomposição da massa de resíduos, que devem continuar sendo coletados e tratados (INSTITUTO AUTOGLASS, 2017)

#### *2.3.4.1 A tecnologia de proteção dos aterros sanitários*

Os aterros sanitários contam com sistemas de impermeabilização, captação de gases, captação de chorume e monitoramento de alta tecnologia. Neste tópico será abordado, em maior detalhamento, o sistema de proteção do aterro sanitário CTR-Rio, objeto de estudo deste trabalho.

A impermeabilização do solo da célula de disposição de resíduos é composta de várias camadas com materiais como areia, mantas geotêxtil, bentonítica e manta de Polietileno de Alta Densidade – PEAD (Figura 5), além de contar com drenos e sensores que detectam o vazamento de chorume. Os drenos de chorume são dispostos na base do aterro e direcionam por gravidade o percolato gerado pela decomposição do lixo para a Central de Tratamento de Chorume. Na parte inferior da camada onde os drenos estão dispostos, há uma camada de PEAD e, logo abaixo, estão alocados os sensores que detectam um possível vazamento. Para o caso de vazamento, existem ainda drenos de emergência e mais uma camada impermeabilizante que juntos impedem que o material atinja o solo e/ou lençol freático. Os sensores são verificados periodicamente e, em caso de alguma alteração, observa-se se haverá chorume proveniente dos drenos de emergência e caso haja, será feita uma intervenção (MORATELLI, 2012).

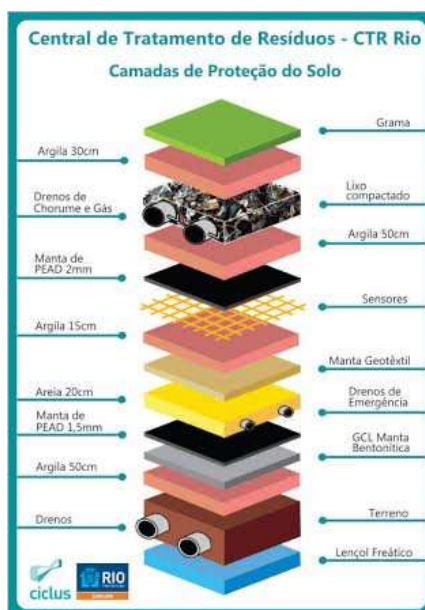


Figura 5. Esquema das camadas de base do aterro.  
 Fonte: [www.cicluambiental.com.br](http://www.cicluambiental.com.br)

Os poços verticais, detalhados na Figura 6, direcionam o choro para a base do aterro onde estão localizados os drenos de choro. Nestes mesmos poços são conectados os drenos de captação de gases, estes drenos direcionam os gases gerados na decomposição até uma estação onde é feita sua queima gerando créditos de carbono. A estação também conta com unidade de tratamento de gás, uma vez que o gás coletado possui impurezas em sua composição, tal unidade permite a purificação deste gás para seu uso como fonte de energia (VEREDA, 2007).



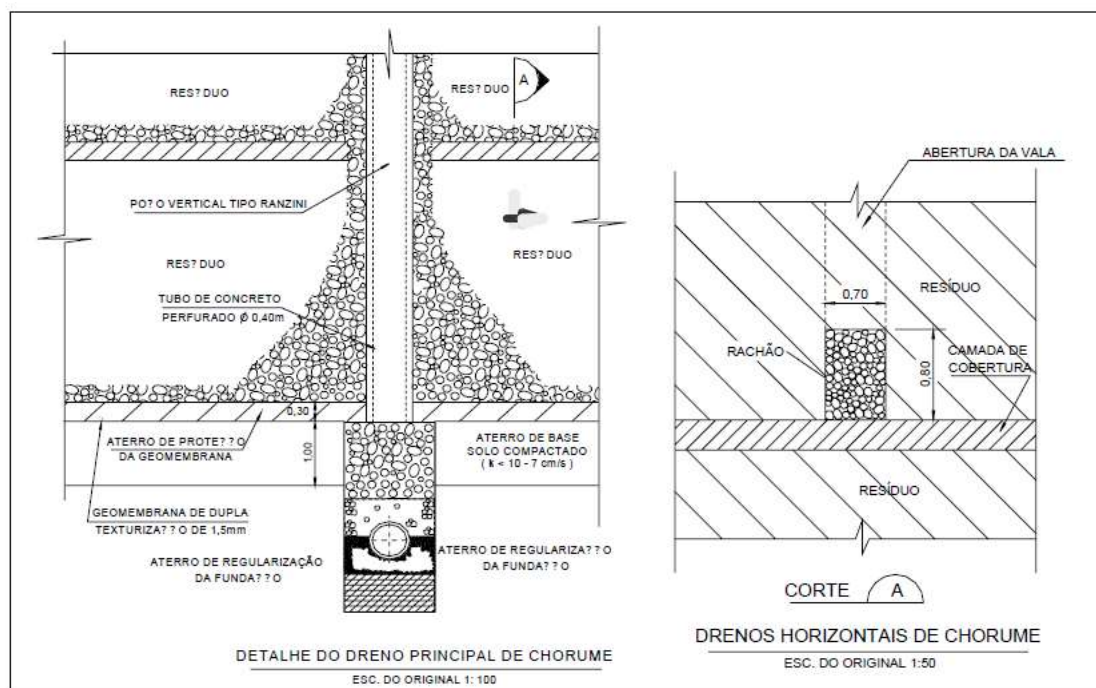


Figura 6. Detalhes do dispositivo do sistema de drenagem.  
Fonte: VEREDA (2007).

## 2.4 Chorume – Lixiviado resultante da decomposição dos resíduos

O chorume ou lixiviado consiste em um líquido de coloração escura e turva, com mau odor e alta carga poluidora, proveniente do teor de umidade contido na massa de resíduos com a decomposição da matéria orgânica (ALVES e TEIXEIRA, 2004; SILVA *et al.*, 2014). Tal umidade pode estar inicialmente contida no próprio lixo coletado (CAMPOS, *et al.*, 2010) ou ainda, quando em um local de disposição ter como origem fontes externas tais como precipitação, infiltração subsuperficial dentre outros (HAMADA, 1997). Essa massa de água, ao percolar através dos resíduos, contribui com o processo de decomposição e solubilização de substâncias que são carregadas por toda a massa de resíduos dando origem a uma mistura líquida de composição heterogênea.

A composição do chorume produzido em um aterro sanitário depende de muitos fatores, sendo alguns deles (IPT, 2018):

- Os inerentes aos fatores climatológicos do local, tais como índice pluviométrico, grau de infiltração e regime de escoamento superficial;
- Os característicos aos resíduos como composição, grau de umidade inicial e densidade;

- E os relativos à disposição do lixo, sendo estes a sequência de disposição, a profundidade do aterro, grau de compactação, idade do aterro e etc.

Levando em consideração a idade do aterro para análise da composição do lixiviado, devem ser observadas as fases de decomposição dos resíduos. A primeira fase deste processo ocorre nas primeiras semanas quando todo o oxigênio presente na massa de resíduos é consumido liberando gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) e hidrogênio ( $\text{H}_2$ ). Em seguida, inicia-se a fase ácida que dura cerca de cinco anos. Nesta fase, os compostos orgânicos mais complexos são degradados a ácidos graxos, açúcares, amônia e outros compostos de baixo peso molecular (IPT, 2018). O chorume produzido, por sua vez, possui pH ácido, alta biodegradabilidade registrando, segundo Ehrig (1988), valores acima de 0,4 mg/L de DBO/DQO, e alta concentração de compostos inorgânicos e, portanto, índices elevados de DBO<sub>5</sub>, DQO, COT e metais pesados (HAMADA, 1997). A fase seguinte e mais longa, com duração de cerca de quinze anos, é a fase metanogênica. Em tal fase, bactérias acetogênicas e metanogênicas agem no processo de decomposição de modo que, as bactérias acetogênicas transformam os produtos gerados na fase anterior em substrato apropriado para as bactérias metanogênicas que, por sua vez, são responsáveis pela produção de metano ( $\text{CH}_4$ ), gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) e outros gases (IPT, 2018). O chorume produzido nesta fase possui concentrações significativamente menores de DBO<sub>5</sub>, DQO e COT, pH em torno de 6,5 e 7,5 (HAMADA, 1997) e, além disso, ao alcance da estabilidade desta fase o valor da relação DBO/DQO cai para valores inferiores a 0,1 mg/L (KJELDSEN *et al*, 2002).

Devido à composição do chorume, com carga altamente poluidora, é necessário o emprego de tratamento previamente ao seu lançamento no meio ambiente. Usualmente, para se alcançar a eficiência de tratamento desejada, são utilizadas diferentes combinações de tratamento. O tratamento biológico pode ser realizado em lagoas onde a degradação da matéria orgânica é realizada por bactérias e outros microrganismos, reproduzindo em escala os fenômenos de autodepuração que ocorrem na natureza. Desta forma, a matéria orgânica presente no efluente atua como substrato para os microrganismos decompositores que atuam no processo de remoção da carga orgânica do efluente (GIORDANO, 2004). Alguns exemplos deste tipo de tratamento são lagoas anaeróbias, aeróbias e facultativas, lodo ativado e filtro biológico (APÊNDICE I) O tratamento físico-químico, por sua vez, consiste em métodos de remoção de parâmetros físicos tais como sólidos suspensos, óleos e gorduras e parâmetros químicos tais como cor, turbidez, metais pesados, acidez e alcalinidade. A depender do processo utilizado ele pode ser utilizado como etapa prévia ou ainda inserido no ciclo de tratamento em

si. São exemplos de tratamentos físico-químicos os processos de coagulação e floculação, adsorção com carvão ativado e *stripping* de amônia (APÊNDICE II)

#### **2.4.1. Processo de tratamento de Chorume na CTR-Rio**

Na Central de Tratamento de Resíduos – CTR-Rio, todo chorume gerado e líquido percolado é coletado a partir dos drenos subterrâneos do aterro, disposto em lagoas e passa por um processo de tratamento e ao final do processo parte do efluente tratado é reutilizado para umedecimento das vias internas e o restante é lançado no Rio Piloto através de um emissário. O sistema de tratamento é composto de uma combinação de etapas envolvendo diferentes tipos de tratamento. Como resultado do tratamento, a unidade possui capacidade de obter até cerca de 1.000m<sup>3</sup>/dia de chorume tratado (CICLUS AMBIENTAL, 2016).

O lixiviado coletado é inicialmente direcionado ao tratamento físico-químico, onde é realizado o *stripping* de amônia. Nesta etapa do processo o efluente recebe a adição de Cal hidratada, a fim de elevar o pH da solução e então possibilitar a remoção da amônia (NH<sub>3</sub>) no processo de *stripping*. O gás coletado passa por um lavador de gases que utiliza o processo de absorção química através da adição de ácido sulfúrico, ácido clorídrico ou ainda ácido fosfórico. Ao final da lavagem de gases obtém-se o sal de amônio como produto, que a depender de sua concentração de nutrientes pode ser utilizado como fertilizante. No caso da unidade, o produto deste processo é armazenado em *geobags* e posteriormente descartado no próprio aterro.

O processo seguinte é o tratamento biológico, onde o líquido proveniente da etapa anterior é levado a um tanque anóxico onde, na entrada do tanque, é feita adição de etanol<sup>4</sup> e lodo biológico como fontes de que é mantido em suspensão a partir de um misturador, a fim de introduzir no sistema bactérias decompositoras e melhorar as condições do meio para ação das mesmas. O efluente passa por este tanque e é direcionado para um tanque aerado onde ocorre a injeção de oxigênio. Neste tanque ocorre o processo de nitrificação que transforma o Nitrogênio Amoniacal (NH<sub>3</sub>) em Nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Após a nitrificação a mistura retorna para o tanque anóxico, onde desta vez ocorre o processo de desnitrificação, que transforma Nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) em Nitrogênio atmosférico (N<sub>2</sub>), em seguida a mistura é direcionada ao decantador secundário. A Figura 7 apresenta visão aérea dos tanques anóxidos, aerados e dos decantados onde esta etapa do tratamento ocorre.

---

<sup>4</sup> O etanol funciona como fonte de carbono, uma vez que nas reações de nitrificação e desnitrificação necessitam da necessidade de matéria orgânica e, por isso, a depender da idade e condições do aterro é necessária adição de fontes externas (ZILZ *et al.*, 2014)



Figura 7. Foto aérea dos tanques de tratamento biológico da Estação de Tratamento de Chorume da CTR-Rio de Set/2017.

Fonte: Ciclus Ambiental (2017)

Ao fim deste processo a concentração de amônia é reduzida para cerca de menos de 5mg/l, mas o efluente ainda possui coloração escura e como o corpo receptor é um rio de baixa vazão o efluente passa ainda por um tratamento físico que utiliza filtros bolsa e nanofiltragem por membranas resultando em efluente límpido. A partir da Figura 8 é possível avaliar a remoção de cor ao longo de todo ciclo de tratamento do lixiviado. Ao fim do processo parte do chorume tratado é reutilizado para umedecer as vias internas e parte é lançada por um emissário, com cerca de 5,5 km, no Rio Piloto.



Figura 8. Amostras de chorume em diferentes etapas do processo de tratamento.

Fonte: Ciclus Ambiental (2017)

## 2.5 Wetlands

O termo “*Wetland*” é utilizado para designar complexos ecossistemas que permanecem alagados total ou parcialmente durante o ano. Nestes ambientes ocorre o desenvolvimento de

determinadas espécies de plantas e microrganismos adaptados a áreas alagadas (CRANDELL, 2019). Observando os ecossistemas naturais, os *Wetlands* são identificados como de pântanos, manguezais, regiões de várzea, dentre outras áreas alagadas. Este sistema configura-se como zona de transição entre os sistemas terrestres e aquáticos, e desta forma, desempenha uma série de papéis importantes no ecossistema onde se insere (POÇAS, 2015). Alguns exemplos são (SALATI, 2006):

- i. Atuam de maneira significativa na regularização do fluxo d'água e recarga de lençóis freáticos e aquíferos, uma vez que possuem a capacidade de armazenar grandes volumes de água;
- ii. São locais de alta concentração de biodiversidade, por abrigarem e fornecerem alimento para seres aquáticos e terrestres;
- iii. Atuam como zonas de filtragem e purificação da água, processo este resultado da ação das plantas e microrganismos presentes neste ecossistema.

As macrófitas aquáticas são plantas que durante seu processo evolutivo saíram do ambiente terrestre e retornaram ao meio aquático, e estão presentes nos ambientes de *Wetlands Naturais*. Desta forma, estes vegetais carregam consigo algumas características de plantas terrestres e uma grande capacidade de adaptação a diferentes meios (ESTEVES, 1998). As espécies como a Taboa (*Typha domingensis*) e os aguapés (*Eichhornia crassipes*) necessitam de alta carga de nutrientes para se reproduzir, e por isso, são utilizadas como agente bioindicador de áreas pantanosas e eutrofizadas. Devido a sua capacidade de absorção de nutrientes, estas espécies vêm sendo utilizadas na recuperação de ambiente poluídos, sendo eficientes inclusive na remoção de substâncias tóxicas e provenientes de despejo de origem doméstica e industrial (NOTARE, 1992)

### **2.5.1 *Wetlands* Construídos**

Com o objetivo de reproduzir a capacidade natural de tratamento dos *Wetlands* naturais, foram criados os *Wetlands Construídos* – WCs, que consistem em sistemas de engenharia criados artificialmente que simulam ecossistemas alagados naturais, utilizando plantas aquáticas, em especial as macrófitas, como agente filtrante absorvendo nutrientes, partículas e metais pesados. Os WCs são sistemas normalmente utilizados no tratamento de águas residuárias biodegradáveis, tais como as de origem doméstica, da suinocultura, de laticínios, industriais, entre outros (TANNER *et al.*, 1998; SEZERINO *et al.*, 2003; DOMINGOS, 2011;)

O primeiro registro do uso de *Wetland* Construídos para tratamento de águas foi em um estudo realizado em 1952, pelo Instituto Max Planck (*Max Planck Institute*), na Alemanha (KADLEC e WALLACE, 2009). Em 1977, em Othfresen, também na Alemanha, foi montado um sistema de tratamento de águas residuárias urbanas em escala real (MASI, 2004 apud SILVA, 2007). No Brasil, o emprego do *Wetland* construído para tratamento de água foi realizado pela primeira vez em 1982 em Piracicaba-SP, onde obteve-se resultados satisfatórios levando a continuidade do estudo nesta área (SALATI, 1984 apud SALATI, 2006). Devido sua capacidade de alcançar elevado nível de tratamento biológico, apesar de sua simplicidade mecânica e operacional, desde 1985 a utilização dos *Wetlands* vem crescendo mundialmente (KADLEC e WALLACE, 2009)

A configuração básica de um *Wetland* Construído é composta de brita e/ou areia, compondo um filtro físico, e sobre uma tela é colocada uma camada de solo onde serão dispostas as plantas, mantendo-se certo nível d'água, a ser definido de acordo com o projeto. Uma das principais vantagens dos WC é seu baixo custo de implantação, operação e consumo de energia, e ainda se destaca na eficiência de remoção do nitrogênio, fósforo e metais pesados (IWA, 2000; HOFFMANN & PLATZER, 2011), sendo uma boa alternativa para o pós-tratamento, seja em nível secundário ou terciário. Além disso, os WCs atuam como etapa adicional na remoção de amônia e carga orgânica. No entanto, estudos mais recentes já consideram a utilização dos WCs como sistemas de tratamento principal (PLENTZ, 2014; BARROS, 2013; CANO *et al.*, 2015). Os tipos de *Wetlands Construídos* descritos na Tabela 2 foram classificados a partir do modelo de fluxo hidráulico ou a partir das plantas filtrantes do qual são compostos.

Tabela 2: Tipos de *Wetlands* Construídos

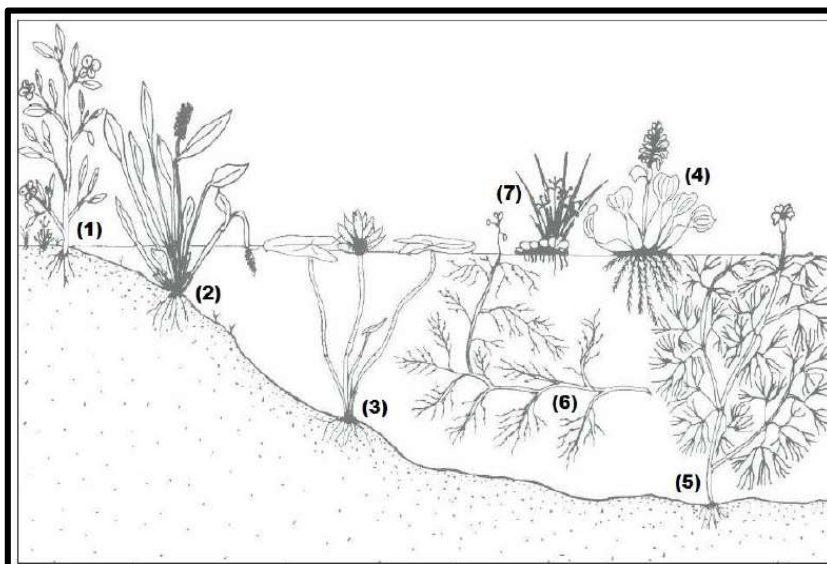
<p><i>Fluxo Superficial</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Efluente flui acima da camada de suporte e possui lâmina d'água aparente;</li> <li>- Possui a desvantagem de potencializar odores e proliferação de insetos;</li> <li>- Indicado para solos com baixa permeabilidade;</li> <li>- Operado com fluxo lento e, desta forma, possui alto tempo de detenção hidráulica;</li> <li>- Estes fatores associados às boas condições de sedimentação que resultam na alta remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos.</li> </ul>
<p><i>Fluxo Subsuperficial Vertical</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Demanda áreas menores e maior profundidade;</li> <li>- O percolado é disposto sobre a superfície cobrindo toda área plantada e drenado até o fundo do WC;</li> <li>- Maior capacidade de transporte de oxigênio, gerando condições aeróbias;</li> <li>- Ação importante na remoção de amônia por nitrificação;</li> <li>- Sistema intermitente com períodos de descanso.</li> </ul>

<i>Fluxo Subsuperficial Horizontal</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Demanda maior área superficiais e menor profundidade;</li> <li>- Possui zona filtrante na entrada e saída do sistema, além da camada intermediária onde é disposta a camada de suporte das plantas;</li> <li>- Formação de biofilmes sobre as camadas suporte onde se desenvolvem bactérias aeróbias e anaeróbias;</li> <li>- Depuração de matéria orgânica e a alteração da cadeia nitrogenada;</li> <li>- Ocorre principalmente processo de desnitrificação.</li> </ul>
--	--

Fonte: Adaptada de LIMA (2016), MATTOSO (2014) e POÇAS (2015).

Nos *Wetlands* construídos as plantas mais utilizadas são as macrófitas, que podem ser classificadas segundo seu biótipo (Figura 9) e na montagem de um sistema de WC podem ser utilizadas diferentes macrófitas ou, ainda, uma combinação delas.

Figura 9. Tipos de macrófitas



- (1) Anfíbia:** Adaptáveis a áreas secas e alagadas;
- (2) Emergente:** Raízes fixas no solo submersos e suas folhas ficam fora d'água;
- (3) Flutuante fixa:** Raízes fixas no solo submerso e folhas flutuantes;
- (4) Flutuante livre:** Não são enraizadas e flutuam sobre a superfície d'água;
- (5) Submersa fixa:** Raízes fixas no solo submerso e suas folhas submersas;
- (6) Submersa livre:** Não são enraizadas e flutuam sob a água;
- (7) Epífita:** Fixam-se sobre outras macrófitas.

Fonte: Adaptado de LIMA (2008) e UFSCAR (2019)

### ***WCs com Plantas Flutuantes***

Os *Wetlands Construídos* que utilizam plantas flutuantes são sistemas de escoamento superficial (Figura 10). Os principais estudos apontam a utilização de aguapés (*Eichhornia crassipes*) na montagem do sistema. Esta espécie possui a capacidade de incorporar em sua biomassa nutrientes como nitrogênio e fósforo quando utilizada em tratamento terciário. Para

o caso da montagem de um sistema integrado de tratamento secundário e terciário é possível ainda reduzir a DBO, DQO e remover carga orgânica (SALATI, 1987). Vale ressaltar que é importante se estabelecer uma rotina de poda a fim de manter a eficiência do sistema.

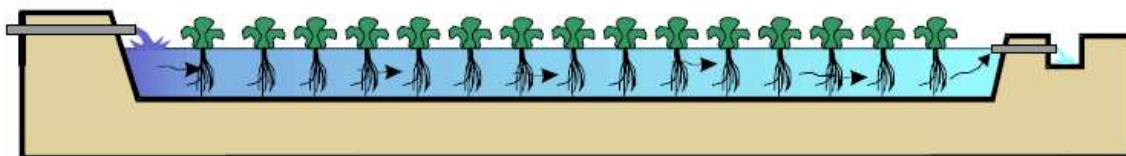


Figura 10. Modelo de *Wetland* Construído com plantas flutuantes.  
Fonte: SALATI (2006).

Na década de 80 foi registrada a remoção de 1.600 kg de nitrogênio, 360 kg de fósforo, 12.300 kg de fenóis e 43 kg de oligoelementos<sup>5</sup> altamente tóxicos por 0,4 hectares de aguapés em experimentos realizados no Rio Mississippi (RODRIGUES, 1999).

### ***WCs com Plantas emergentes***

Para montagem de um sistema com plantas emergentes podem ser utilizados três dos modelos de fluxo hidráulico citados anteriormente. Os WCs de Fluxo Superficial possuem lâmina d'água aparente onde o efluente flui sobre o solo onde as macrófitas estão plantadas (Figura 11). Este sistema é uma das mais antigas configurações de WCs, e seu mecanismo de tratamento consiste na ação de microrganismos aderidos na superfície do solo e na parte do caule, que se encontra submersa (SALATI *et al.*, 2009).

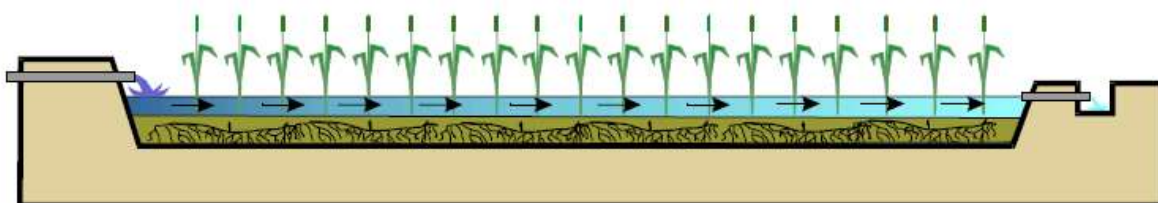


Figura 11. Modelo de *Wetland* Construído com plantas emergentes de Fluxo superficial.  
Fonte: SALATI (2006).

Os WCs de Fluxo Subsuperficial consistem na introdução do efluente na camada suporte de cultivo das plantas, buscando manter um fluxo horizontal (Figura 12). É importante se atentar, pois pode haver a formação de fluxo superficial no sistema, desta forma é preciso

<sup>5</sup> Os oligoelementos, também denominados de microelementos são elementos de baixo peso molecular, definidos como catalisadores no metabolismo das reações enzimáticas dos seres vivo. Alguns exemplos de oligoelementos tóxicos: chumbo, mercúrio, alumínio.



ajustar a vazão do sistema para evitar sua saturação em demasia. Neste tipo de WC é possível observar índices satisfatórios de remoção de nitrogênio e fósforo (SALATI *et al.*, 2009).

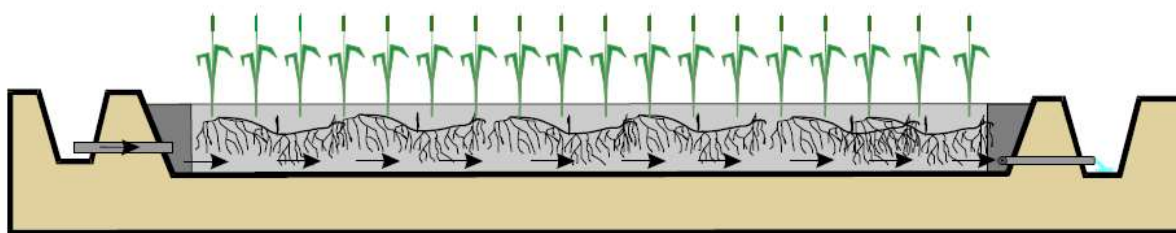


Figura 12. Modelo de *Wetland* Construído com plantas emergentes de Fluxo Subsuperficial.  
Fonte: SALATI (2006)

### **2.5.2 Tratamento de lixiviado por *Wetland* Construído**

A utilização de *Wetlands* Construídos em sistemas de tratamento é relativamente recente, e no caso dos lixiviados seu emprego geralmente é realizado ao final do processo como etapa de polimento, no entanto, já possuem estudos promissores indicando o uso do sistema como etapa principal de tratamento (PLENTZ, 2014; BARROS, 2013). Plentz (2014) estudou dois modelos de WC's que apresentaram bons índices de remoção de DQO, NTK e P e, a partir disto, dimensionou um WC em escala real, para substituição de lagoas facultativas desativadas na estação de tratamento do aterro de lajeado/RS. Já o estudo realizado em escala piloto por Barros (2013), identificou bons resultados para remoção de COT, DQO e turbidez, mostrando a eficiência do sistema na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos.

Além disso, segundo estudo realizado nos aterros de Pirai e Gramacho, o sistema possui boa adaptação a variações na carga poluidora do lixiviado tratado (MANARINNO *et al.*, 2006). E, portanto, sua utilização resulta em significativa remoção de nutrientes, além de ser apontado como sistema de baixo custo e simples operação (CANO *et al.*, 2015).

### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 Estudo da Área Experimental

Diante do esgotamento do aterro controlado de Gramacho, surgiu a apresentação da proposta da implementação da Central de Tratamento de Resíduos Santa Rosa – CTR-Rio, para receber os resíduos sólidos gerados pela região metropolitana do Rio de Janeiro. O processo de licenciamento teve início junto ao Instituto Nacional do Ambiente – INEA/RJ em 2007.

A localização do aterro se dá no município de Seropédica, bairro Piranema, a cerca de 10 km de distância do centro urbano do município e conta com extensão territorial de aproximadamente 2.226.000 m<sup>2</sup> (VEREDAS, 2007). O local possui clima tropical, constantemente úmido e ventos predominantemente calmos. No que diz respeito à pluviosidade da região, a média do índice pluviométrico em 10 anos (1995 a 2004) é 1.400 a 1.600 mm/ano, sendo de dezembro a março o período de precipitação máxima, podendo chegar a índices de 300 mm/mês. O balanço hídrico – diferença entre o volume de precipitação e evaporação – da região permanece positivo de meados de novembro a meados de março e negativo de abril a outubro. Quanto à temperatura, as médias mensais são relativamente altas com valores acima de 18 °C e no verão alcançam médias mensais que ultrapassam 26 °C (VEREDAS, 2007).

Segundo o Estudo de Impacto Ambiental – EIA do empreendimento, o aterro terá em torno de 20 anos de duração recebendo até 8.000 t/dia de Resíduos Sólidos Urbanos – Classe II, além de resíduos industriais Classe I e II, com custo estimado de implementação de R\$ 126 milhões (VEREDAS, 2007). O aterro conta com tecnologia de impermeabilização com PEAD e sensores de monitoramento de vazamento de chorume e gases. Com a implantação do Arco Rodoviário (RJ-109), por meio do EIA Complementar, a vida útil estimada do aterro foi reduzida para 18 anos e sua demanda diária de RSU e Industrial Classe II prevista em 9.000 t/dia e Industrial Classe I em 470 t/mês (VEREDAS, 2009). Em 2010, a concessão da CTR foi recebida pela Ciclus Ambiental e em 2011 teve início a operação da unidade.

A unidade tem capacidade de tratar até 1.000 m<sup>3</sup>/dia de chorume, onde a parcela não utilizada em atividades do próprio aterro é lançada no rio Piloto (CICLUS AMBIENTAL, 2016). O rio Piloto é um dos afluentes do rio da Guarda, ambos pertencentes a Bacia Hidrográfica da Baía de Sepetiba, a qual também pertence o rio Guandu onde é feita captação de água para consumo na cidade do Rio de Janeiro e região. A Estação de Tratamento de Água – ETA Guandu está localizada a cerca de 17 km da CTR-Rio e, portanto, o nível de tratamento do percolato lançado neste corpo hídrico é altíssimo (VEREDAS, 2007). Um exemplo disso diz respeito à concentração de NH<sub>3</sub>, onde o tratamento reduz a concentração inicial de cerca de

2.000mg/L a menos de 5 mg/L, segundo informações obtidas dos funcionários do aterro CTR-Rio, em visita técnica feita pela autora.

### 3.2 Caracterização do Estudo

A pesquisa propõe a avaliação da eficiência de tratamento de lixiviado de aterro sanitário através da utilização de *Wetlands* Construídos em um modelo reduzido. O modelo de tratamento proposto foi planejado para substituir a etapa de tratamento biológico, podendo ser apontado como uma medida alternativa e sustentável, de fácil operação e baixo custo de manutenção. O lixiviado introduzido no sistema foi aquele produzido no próprio aterro CTR-Rio após a etapa de *stripping* de amônia (efluente) e, a fim de avaliar a eficiência do tratamento proposto, foram estabelecidos pontos de coleta em cada etapa do sistema para realização de análises de nitrogênio amoniacal.

A Figura 13 mostra o modelo esquemático do sistema de *Wetland* Construído proposto, sendo composto da combinação de um WC de Fluxo Subsuperficial Vertical seguido por um WC de Fluxo Subsuperficial Horizontal alimentado com o efluente do tratamento físico-químico. Ambos WCs são compostos de uma camada de brita 1, areia média e a camada suporte, onde as bactérias se fixam formando biofilme. Entre cada etapa de tratamento há um ponto de coleta onde, nestes pontos, foi realizada a coleta periódica de amostras para realização de ensaios em laboratório, de modo a avaliar a eficiência do sistema.

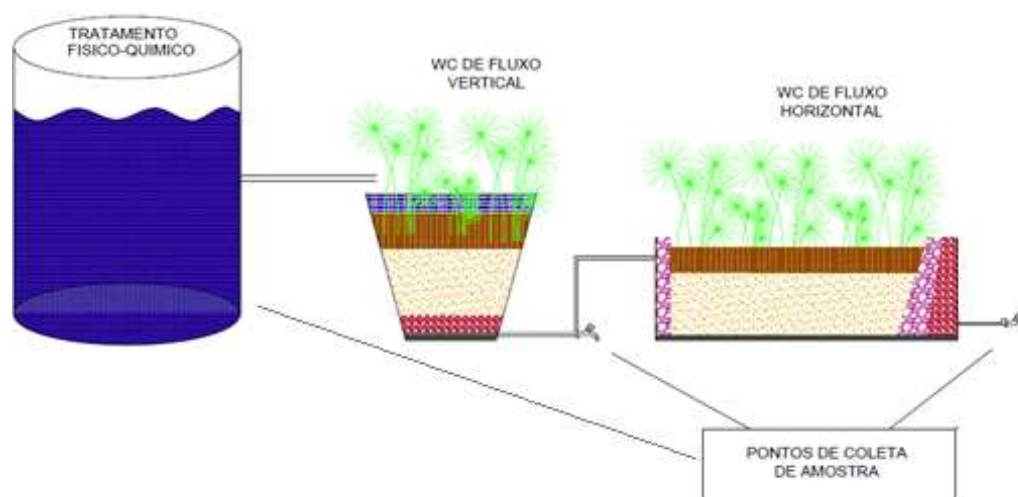


Figura 13. Desenho esquemático do modelo de tratamento proposto  
Fonte: Autora (2019).

A montagem do sistema foi realizada em escala reduzida, conforme as dimensões estimadas apresentadas na Figura 14, e sua montagem utilizou baldes e vasos de plantas.

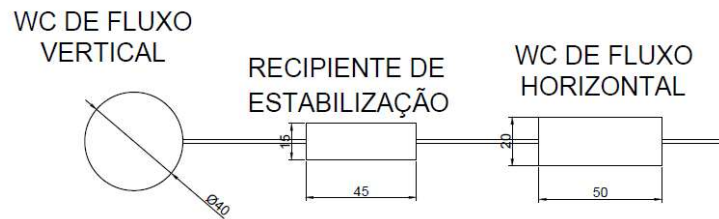


Figura 14. Vista em planta do modelo de tratamento com as dimensões estimadas.  
Fonte: Autora (2019).

O principal objetivo, em termos de tratamento, do sistema proposto é a remoção do nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3$ ) e, portanto, sua configuração visa estabelecer um ciclo que permita a transformação deste composto em Nitrogênio atmosférico ( $\text{N}_2$ ), a partir dos processos de nitrificação e desnitrificação. Por esta razão, foi adotado um WC de Fluxo Vertical, que apresenta condições aeróbicas na primeira etapa, seguido pelo WC de Fluxo Horizontal que apresenta condições anaeróbicas.

Inicialmente foi proposta a utilização de macrófitas nativas da região onde o aterro está localizado, sendo elas a Taboa (*Typha dominguensis*) e o Papiro Brasileiro (*Cyperus giganteus*). A Taboa, em especial, tem uso bem difundido em WCs, no entanto, devido à dificuldade de encontrar fontes de coleta sem riscos de contaminação, foi realizada a substituição desta planta pela Helicônia Papagaio (*Heliconia Psittacorum*) (Figura 15.a) que, por sua vez, foi utilizada para o WC do estudo realizado por Cano *et al.* (2015) apresentando bons resultados de eficiência de remoção de  $\text{NH}_3$ . Já o Papiro Brasileiro foi substituído por sua variedade de pequeno porte, o Papiro anão (*Cyperus papyrus nanus*) (Figura 15.b) devido às dimensões do sistema.



(a)



(b)

Figura 15. Macrófitas selecionadas para a utilização em WC de modelo reduzido, (a) *Heliconia Papagaio* (*Heliconia Psittacorum*) e (b) *Papiro Anão* (*Cyperus papyrus nanus*)  
(Foto da autora, 2019)

Antes do início do experimento, foi considerado um período de adaptação das plantas. Nesta fase, o sistema foi operado apenas com água potável seguido da alimentação de lixiviado diluído e, somente após este período, o sistema foi alimentado efetivamente com o efluente do *stripping* de amônia. Além do sistema de *Wetlands*, foi montado um controle, com as mesmas configurações do sistema de WC, sem o plantio das macrófitas. Os resultados obtidos neste controle servem como base de comparação da avaliação da eficiência do experimento.

### 3.3 Planejamento Experimental

O experimento teve cerca de 4 meses de operação e sua montagem levou 3 dias devido às adversidades encontradas no processo de montagem, principalmente em relação à garantia da estanqueidade do sistema (Figura 16).

Durante etapa seguinte, a de adaptação, o sistema foi alimentado apenas com água potável durante 3 ciclos. Este tempo permitiu às plantas se adaptarem ao local de plantio e, também, o desenvolvimento do biofilme na camada filtrante. No dia 01 de junho, o sistema recebeu a primeira alimentação com lixiviado. No entanto, neste dia foi realizada a diluição deste a uma taxa de 80:20, a fim de amenizar o seu impacto sobre as plantas. Deste dia em diante, o cronograma seguiu com a operação normal do sistema, contando com a alimentação semanal com lixiviado pré-tratado e coleta de amostras para análise, tendo por fim sua desmobilização no dia 13 de setembro.

		CRONOGRAMA SEMANAL																					
Semana		1ª	2ª	3ª	4ª	5ª	6ª	7ª	8ª	9ª	10ª	11ª	12ª	13ª	14ª	15ª	16ª	17ª	18ª	19ª	20ª	21ª	22ª
Mês		Abril		Maio				Junho				Julho				Agosto				Setembro			
Dia		22	27	4	11	18	25	1	8	15	22	29	6	13	20	27	3	10	17	24	31	7	13
1	Montagem do sistema																						
2	Fase de adaptação do sistema																						
3	Início da operação																						
4	Coleta e caracterização das amostras																						
5	Desmontagem do sistema																						

Figura 16. Cronograma semanal de operação do experimento.  
Fonte: Autora (2019).

No decorrer do experimento houve dias onde, devido às condições climáticas ou demandas operacionais, não foram realizadas atividades no laboratório da unidade ocasionando a perda da análise de alguns pontos.

### 3.4 Montagem do experimento

O sistema de tratamento foi montado em escala reduzida, numa área reservada dentro da Estação de Tratamento de Chorume da CTR-Rio, dispensando a utilização de técnicas de conservação e transporte do lixiviado utilizado, além de manter as características ambientais do local do aterro ao longo do experimento. O sistema utilizou, além de baldes e vasos de plantas, tubos e conexões de PVC para a interligação das etapas do sistema. Essas peças foram pré-montadas e as conexões foram instaladas nos baldes e vasos para facilitar a montagem do sistema em si (Figura 17). Para garantir o fluxo hidráulico sem o apoio de bombas os WC foram montados com desnível entre as etapas.



(a)



(b)

Figura 17. Pré-montagem do sistema reduzido de tratamento: (a) tubos e conexões cortados e pré-montados, (b) pré-montagem da configuração do sistema de tratamento.

(Foto da autora, 2019)

#### ***Montagem do Wetland Vertical com plantio de Helicônia***

Na montagem do primeiro WC foi utilizado um balde para a montagem da camada filtrante e, sobre esta, o plantio da macrófita. Portanto, no fundo do recipiente foi disposta uma camada de brita 1 com cerca de 15 a 20 cm (Figura 18.a) e em seguida uma camada de areia média de mesma espessura (Figura 18.b). Por fim, sobre a camada filtrante foi realizado o plantio da Helicônia com a utilização de terra adubada (Figura 18.c).

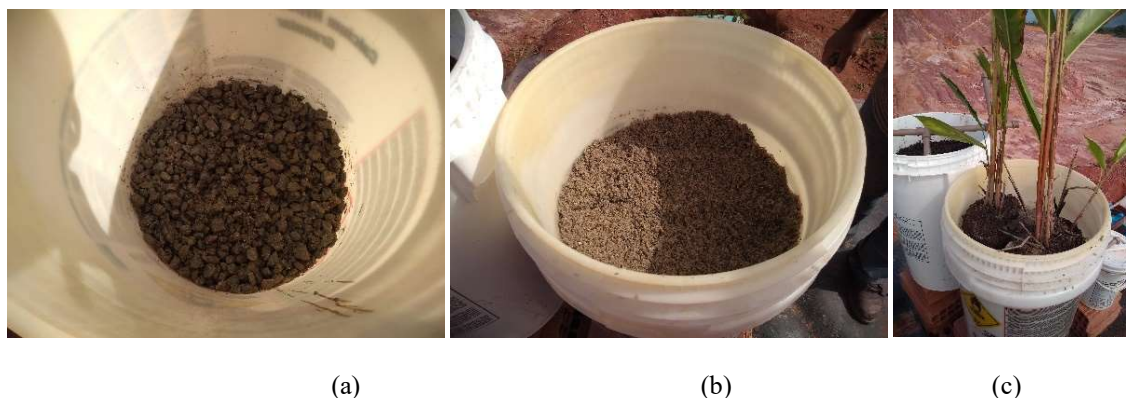


Figura 18. Montagem do *Wetland* Vertical. (a) camada de brita 1, (b) camada de areia média e (c) plantio da Helicônia.

(Foto da autora, 2019)

### ***Montagem do Wetland Horizontal com plantio do Papiro***

Na montagem do WC Horizontal foi utilizado vaso de plantas do tipo floreira. Os furos de drenagem do vaso foram vedados com massa adesiva epóxi subaquática e o recipiente foi revestido com saco plástico para garantir a estanqueidade do sistema (Figura 19.a). Em seguida, a montagem do sistema foi realizada com a mesma configuração do sistema filtrante do *Wetland* Vertical com brita 1 e areia média, sendo que neste caso as camadas possuem cerca de 5 cm. E, por fim, sobre a camada filtrante, foi realizado o plantio do Papiro (Figura 19.b).

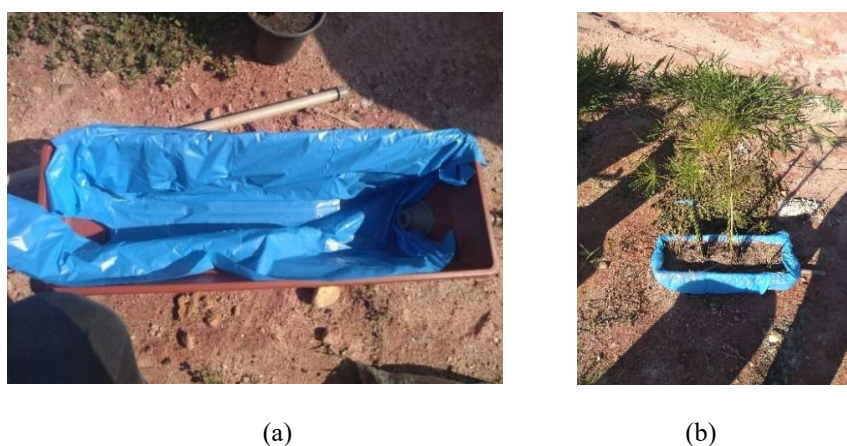


Figura 19. Montagem do *Wetland* Horizontal com Papiro Anão, (a) revestimento do recipiente com saco plástico e (b) sistema montado.

(Foto da autora, 2019)

Foi montado lado a lado do sistema de *Wetlands* um sistema de controle com as mesmas configurações de montagem, à exceção do plantio das macrófitas e sob ambos sistemas foi alocada lona de PEAD para preservação do solo em caso de qualquer incidente com o lixiviado.

A configuração final do experimento com o sistema de WC e com o sistema de controle pode ser visualizada na Figura 20.



Figura 20. Sistema de tratamento com os WCs e sistema de controle.  
(Foto da autora, 2019)

### 3.5 Operação do Sistema

O experimento foi alimentado durante 3 ciclos com água potável. Este período permitiu o desenvolvimento de microrganismos nos *Wetlands* que atuam na camada filtrante como biofilme e, durante este tempo, as plantas puderam se adaptar ao local de plantio (Figura 21). No 4º ciclo a alimentação foi realizada com lixiviado diluído na proporção de 80:20, e por fim, no 5º ciclo iniciou a alimentação do sistema com o lixiviado coletado após o pré-tratamento.



(a)

(b)

Figura 21. Formação de biofilme em *Wetland* Vertical (a) e no Controle (b), após sete dias de alimentação com água, no início do experimento.  
(Foto da autora, 2019)

A operacionalização do sistema foi realizada com entradas semanais no WC Vertical (Figura 22.a), onde o lixiviado permanece por 7 dias e isto ocorre em ciclo batelada, ou seja, o



sistema é alimentado com a válvula de saída fechada. Desta forma, o lixiviado permanece neste *Wetland* durante este período sob o processo de filtragem realizado pelas raízes das plantas e a ação dos microrganismos formados no biofilme. Ao final dos 7 dias a válvula de saída é aberta e o lixiviado tratado segue para próxima etapa do processo. O WC Horizontal é operado em fluxo pistão, isto é, um ciclo contínuo. Sendo assim, o efluente da etapa anterior é alocado em um recipiente de armazenamento (Figura 22.b), a fim de garantir certa continuidade do fluxo de alimentação do WC Horizontal e, ao final do processo, o efluente tratado é armazenado em um recipiente (Figura 22.c). Após a coleta de amostras para análises, o seu descarte é realizado através de sua reinserção na etapa de tratamento biológico do processo de tratamento do aterro sanitário.

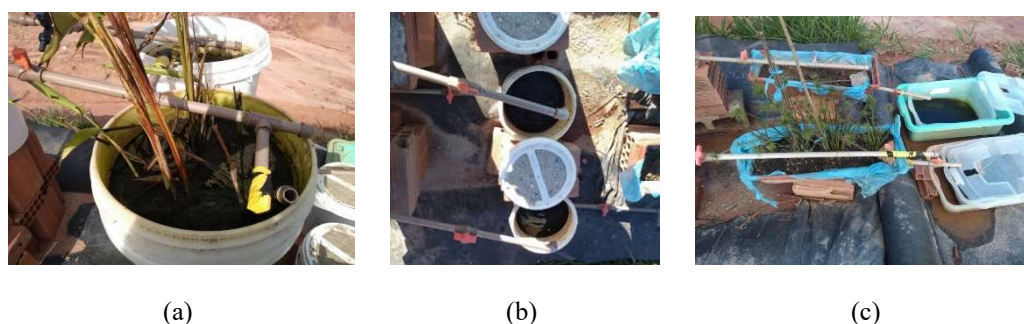


Figura 22. Sistema em operação. (a) alimentação do WC Vertical, (b) armazenamento do efluente da primeira etapa e (c) alimentação do WC Horizontal.  
(Foto da autora, 2019)

### 3.6 Análise Físico-química

A coleta de amostras e manutenção do sistema foi realizada semanalmente. Foram coletadas amostras do sistema de *Wetlands* e do Controle em três pontos: entrada, saída do *Wetland* Vertical e saída do *Wetland* Horizontal para os ensaios de Nitrogênio Amoniaco ( $\text{NH}_3$ ). O equipamento utilizado para tais análises foi o medidor multiparâmetro equipado com sensor de  $\text{NH}_3$ , conforme a **Erro! Fonte de referência não encontrada.**

As análises de Oxigênio Dissolvido – OD foram realizadas utilizando medidor multiparâmetro portátil equipado com sonda de Oxigênio. Os ensaios foram realizados pelos operadores da unidade, sendo inseridos na rotina de análises do aterro. Desta forma, as amostras coletadas foram encaminhadas ao laboratório onde foram realizados os ensaios de  $\text{NH}_3$  enquanto a aferição da taxa de OD foi realizada com inserção da sonda portátil diretamente nos recipientes do sistema de tratamento.

Após já estabelecida a rotina semanal de coletas e passada a fase de adaptação do sistema, algumas amostras foram selecionadas para realização de análises de DQO e Turbidez. As amostras de DQO foram analisadas em laboratório externo credenciado pelo INEA e acreditado para a realização da análise deste parâmetro pela NBR ISO/IEC 17025:2005. Para tal, as amostras foram preservadas com adição de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 1:1 (pH <2) e transportadas refrigeradas em caixa térmica. O laboratório utiliza o método 5220D indicado pela American Public Health Association – APHA na 22ª edição do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater – SMEWW. Neste caso, foram ensaiadas apenas amostras da primeira etapa do sistema, correspondente ao tratamento com WC Vertical. E as análises de turbidez foram realizados utilizando turbidímetro com faixa de 0 a 1000 NTU.

## 4. RESULTADOS

### 4.1 Resultados obtidos

Os resultados obtidos a partir das análises de Nitrogênio Amoniacal Total foram consolidados em ciclos de tratamento, onde cada ciclo teve duração de 7 dias e consiste na passagem completa do lixiviado por cada etapa do sistema.

O gráfico da Figura 23 apresenta os resultados obtidos nos ensaios realizados nas amostras da entrada e saída do *Wetland Vertical* e também do Controle. Nesta etapa, a entrada do sistema com plantas e do controle é o lixiviado coletado após o pré-tratamento da unidade, sendo comum a ambos sistemas. Desta forma, foi possível observar redução de 56% a 71% na taxa de  $\text{NH}_3$  a partir do *Wetland Vertical* enquanto a redução no Controle alcançou valores de 49% a 63%.

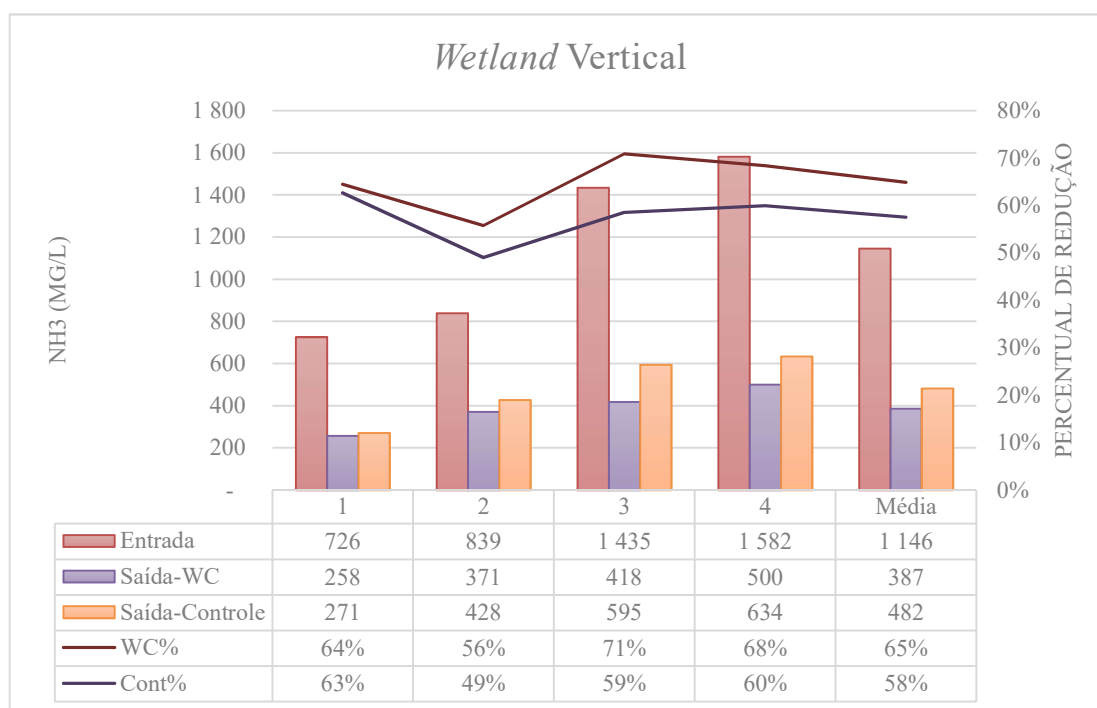


Figura 23. Gráfico comparativo da redução de nitrogênio amoniacal na primeira etapa do sistema a partir do WC Vertical.

A Figura 24 apresenta os resultados obtidos a partir das amostras coletadas na saída do *Wetland Vertical* que, por sua vez, é a entrada do *Wetland Horizontal*, além dos valores de saída do *Wetland Horizontal* e do sistema de controle. Os valores correspondentes à redução de  $\text{NH}_3$  nesta etapa apresentam eficiência de cerca de 94% a 100% no *Wetland Horizontal* e de 52% a 81% no controle.

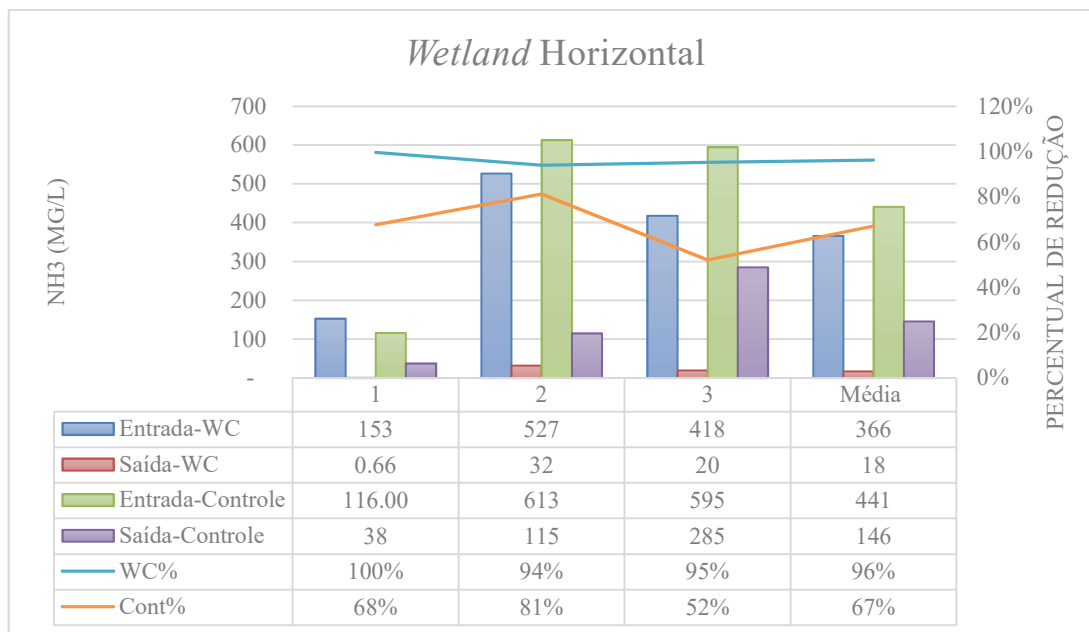


Figura 24. Gráfico comparativo da redução de nitrogênio amoniacal na segunda etapa do sistema a partir do WC Horizontal.

Em relação ao Oxigênio Dissolvido – OD, foi observada uma redução em sua concentração ao compararmos a entrada e a saída do sistema, tanto para o *Wetland Vertical* quanto para o Controle, com média de 4,61 mg/L e 4,70 mg/L, respectivamente (Figura 25).

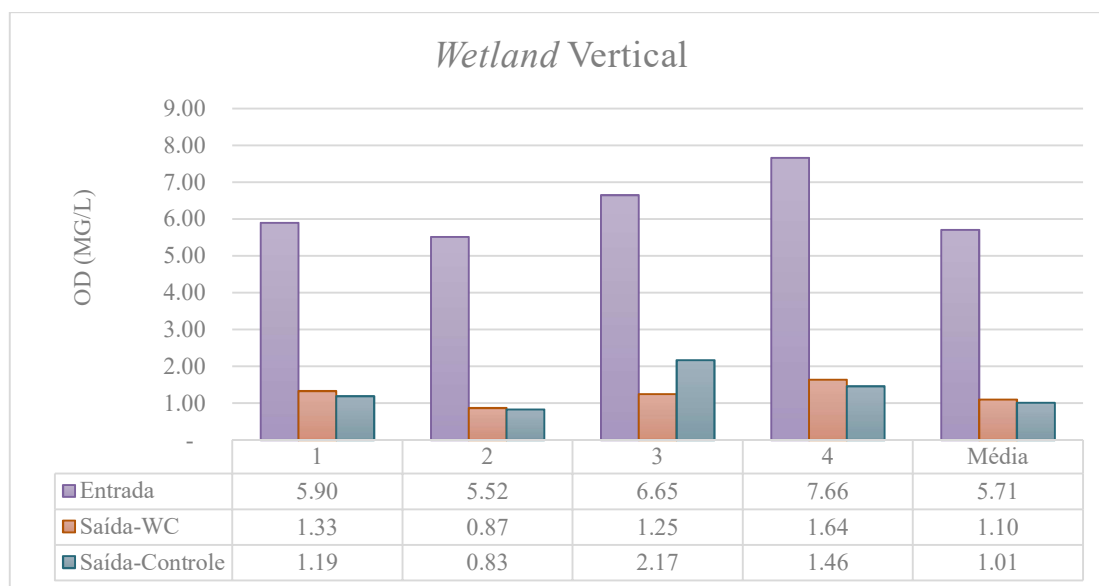


Figura 25. Gráfico comparativo da redução de oxigênio dissolvido na primeira etapa do sistema, a partir do WC Vertical.

Já na segunda etapa do sistema, tanto para o *Wetland Horizontal* quanto para o Controle, é possível observar que, apesar de em alguns ciclos ter ocorrido um aumento na concentração

do oxigênio dissolvido e em outros uma diminuição, os valores não sofreram mudança significativa (Figura 26).

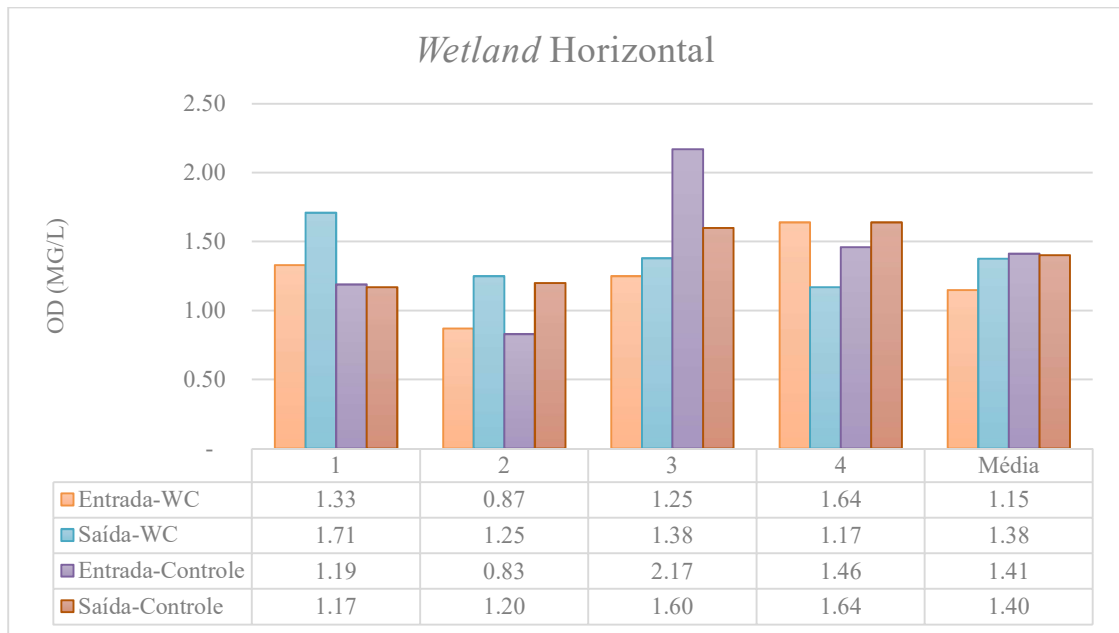


Figura 26. Gráfico comparativo da redução de oxigênio dissolvido na segunda etapa do sistema a partir do WC Horizontal.

Nas análises de DQO, os valores encontrados indicam maior remoção desse parâmetro para o controle, numa média de 50%, enquanto para o *Wetland* a média foi de 39% (Figura 27).

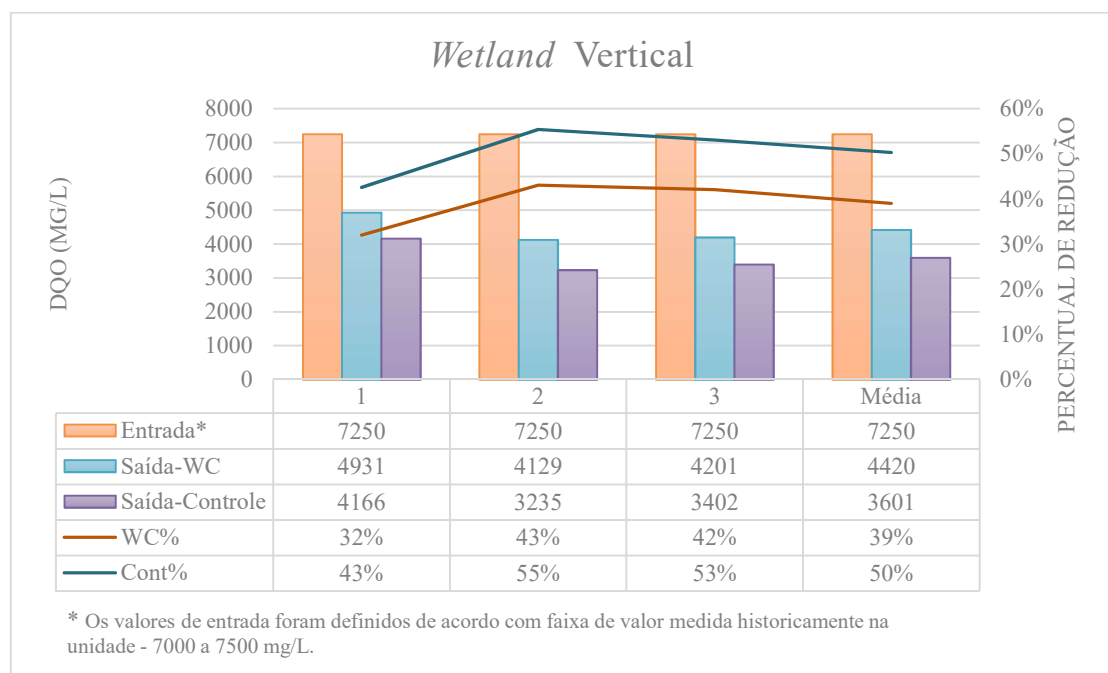


Figura 27. Gráfico comparativo da redução de DQO na primeira etapa do sistema a partir do WC Vertical

E em relação à Turbidez, os resultados das análises na primeira etapa do sistema foram similares para o *Wetland* Vertical e o controle, com valores de remoção de, em média 248,3NTU e 246,3 NTU, respectivamente (Figura 28).

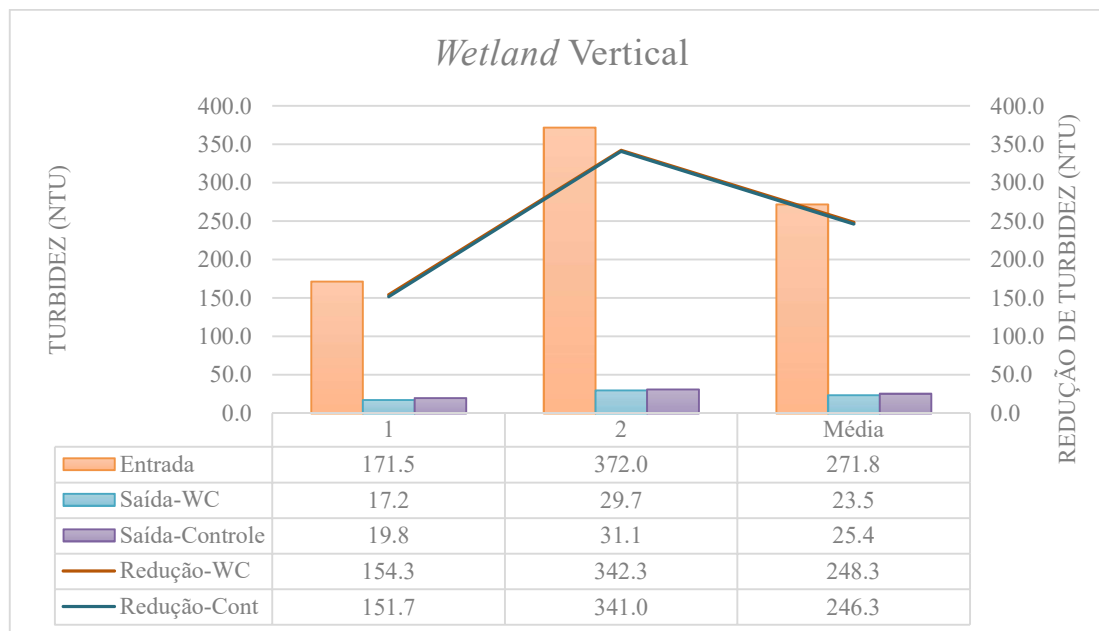


Figura 28. Gráfico comparativo da redução de Turbidez na primeira etapa do sistema a partir do WC Vertical

Já na segunda etapa do sistema, os valores de turbidez apresentaram leve aumento de, em média, 13,7 NTU no *Wetland* Horizontal e 7,9 NTU no controle (Figura 29).

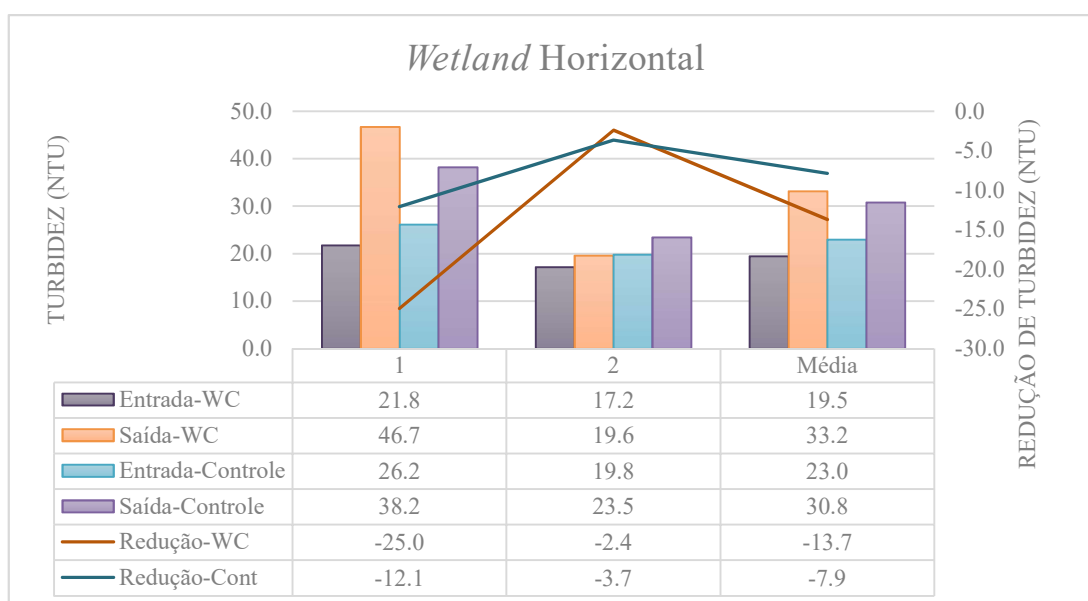


Figura 29. Gráfico comparativo de redução de turbidez na segunda etapa do sistema a partir do WC Horizontal

## 4.2 Análise de resultados

### 4.2.1 Nitrogênio Amoniacal

É possível verificar, a partir dos resultados, que o *Wetland* Vertical alcançou aproximadamente 65% de eficiência na remoção do  $\text{NH}_3$  em comparação a 58% de remoção do controle, podendo-se atribuir maior eficiência das plantas e suas propriedades de tratamento. Na segunda etapa do tratamento, o *Wetland* Horizontal atingiu cerca de 96% de eficiência, bem superior (29%) ao controle e, portanto, também atribuída às plantas. A ação das macrófitas neste processo ocorre mais especificamente a partir da absorção de elementos contaminantes por suas raízes, gerando um processo de fitorremediação.

Segundo a Resolução CONAMA nº 430/2011, que revisa alguns padrões dos efluentes a serem lançados em corpos hídricos definidos na Resolução CONAMA Nº 357/2005, o valor máximo de nitrogênio amoniacal permitido é de 20 mg/L. Dentre os valores finais medidos no experimento, é possível observar um ponto com taxa de  $\text{NH}_3$  acima do permitido. Apesar disso, o valor médio da saída do sistema é de 18mg/L e, portanto, pode-se dizer que, em termos gerais, o resultado do tratamento proposto neste trabalho se enquadra nos padrões definidos pela CONAMA.

De acordo com Mannarino *et al.* (2006), o uso de *Wetlands* Construídos para o tratamento de lixiviado nos aterros de Gramacho e Pirai mostrou-se eficiente. Em Gramacho, o sistema foi montado utilizando gramíneas da vegetação local e sua operação ocorreu em regime subsuperficial, removendo cerca de 45% de nitrogênio amoniacal. No aterro de Pirai foi utilizado WC de fluxo superficial com Taboas e a eficiência de remoção alcançada foi de 51%. Em valores absolutos, o estudo não alcançou os níveis estabelecidos pelo CONAMA, no entanto, segundo o autor, a alta concentração do efluente pode ser decorrente da perda líquido por evapotranspiração. Dessa forma, os resultados obtidos no experimento deste estudo superam a remoção atingida por Mannarino *et al.* (2006) ainda em sua primeira etapa (WC Vertical).

Outro estudo similar foi feito por Cano *et al.* (2015) que utilizaram dois WCs Horizontais em série com o plantio de *Helicônia* papagaio em ambos. O valor de remoção encontrado na primeira etapa de seu ciclo de tratamento foi de 36,2% sendo 11,2% mais eficiente que seu controle. Observando o primeiro ciclo de tratamento do experimento estudado, a taxa média de remoção é cerca de 29% maior que a encontrada no estudo de Cano *et al.*

(2015). No entanto, a parcela atribuída ao *Wetland* medida no experimento de Cano *et al.* (2015) é 4,2% mais eficiente que o valor deste estudo (Tabela 3).

Tabela 3: Análise comparativa de resultados encontrados em diferentes estudos

<i>Estudo</i>	<i>Fase 1 WC</i>	<i>Fase 1 Controle</i>	<i>Comparativo</i>	<i>Fase 2 WC</i>	<i>Fase 2 Controle</i>	<i>Comparativo</i>
<i>Oliveira P.C.<sup>1</sup></i>	64,9%	57,5%	7,3%	96,2%	61,8%	34,4%
<i>Cano et al.<sup>2</sup></i>	36,20%	25%	11,20%	74,5%	49%	25,50%

<sup>1</sup>As fases 1 e 2 utilizaram diferentes configurações de *Wetlands* e plantio de diferentes espécies.

<sup>2</sup>Sistema em série de *Wetlands* Construídos de Fluxo Horizontal com plantio de Helicônia papagaio.

Em relação ao WC Horizontal (Fase 2 da Tabela 3) os resultados obtidos neste estudo, tanto para o *Wetland* de maneira isolada quanto para o valor comparado ao seu controle alcançou níveis de tratamento mais elevados que os obtidos por Cano *et al.* (2015), sendo em média 9% mais eficiente.

#### 4.2.2 Oxigênio Dissolvido

As análises de OD da primeira etapa do sistema indicaram redução significativa deste parâmetro no lixiviado tratado e valores muito próximos de redução, tanto para o *Wetland* Vertical quanto para o seu controle. A redução encontrada em ambos os sistemas pode ser atribuída à decomposição aeróbia de matéria orgânica e reação de nitrificação, reafirmado a partir dos resultados positivos de remoção de NH<sub>3</sub> já apresentados (FIORUCCI *et al.*, 2005). Porém, o valor encontrado já se encontra abaixo do valor mínimo estabelecido pela Resolução CONAMA N° 357/2005 que é de 6 mg/L.

Quanto à análise comparativa entre o *Wetland* Vertical e seu controle, o fato de não haver diferenças significativas entre os valores de OD, não é possível afirmar que o controle possui mesma eficiência que o sistema com plantas. Isto porque, nos *Wetlands* há liberação de OD através dos rizomas das plantas (BRIX, 1997), tal aumento foi registrado por Salviato (2013), Stiegemeier (2014) e ocorreu também na segunda etapa do sistema estudado.

As análises de OD realizadas no sistema de *Wetland* Horizontal apontaram aumento na concentração deste parâmetro, com exceção de um ponto onde houve redução. No entanto, como os valores de OD da entrada desta etapa eram baixos, em média 1,15 mg/L no *Wetland* e 1,38 mg/L no controle, havia pouco oxigênio disponível para reações aeróbias. Ainda assim, a



partir dos valores de remoção de  $\text{NH}_3$ , é possível observar que houve continuidade do processo de nitrificação. O oxigênio disponível para tal reação possivelmente é proveniente da solubilização do oxigênio atmosférico e da fotossíntese, que por sua vez são as principais fontes de transferência de  $\text{O}_2$  para a água (FIORUCCI *et al.*, 2005).

Sendo assim, os resultados obtidos no controle podem expressar que ora o volume de oxigênio consumido por bactérias aeróbias foi superior ao da solubilização e ora houve o processo inverso. Pode ainda se supor que houve zonas anaeróbias tanto no controle quanto no *Wetland*, contribuindo para o ciclo de transformação do nitrogênio amoniacal em atmosférico.

#### **4.2.3 Demanda Química de Oxigênio**

Segundo as informações coletadas na unidade de tratamento, no ponto onde o lixiviado é coletado para inserção no sistema estudado o valor da DQO varia entre 7.000 mg/L e 7.500mg/L. Para fins de análise de resultados, está sendo utilizado o valor médio desta faixa (7.250 mg/L). Sendo assim, os resultados obtidos apontam eficiência de cerca de 39% no *Wetland* e de 50% no controle. Além disto, em valores absolutos, os resultados encontrados são ainda consideravelmente elevados, sendo em média 4.420 mg/L no *Wetland* e 3.601 mg/L no controle.

Em termos de percentual de remoção, os valores encontrados no *Wetland* deste estudo são próximos aos valores alcançados por Mannarino *et al* (2006), sendo estes de 31% no aterro de Gramacho e 41% no aterro de Pirai. Mas, ainda assim, os valores de remoção encontrados são inferiores ao controle indicando que o sistema não alcança a eficiência esperada.

De todo modo, é válido observar que, de acordo com as medições da unidade, o valor médio de  $\text{DBO}_5$  do afluente do sistema estudado é cerca de 2900 mg/L, e portanto, a relação  $\text{DBO}/\text{DQO}$  gira em torno de 0,4 mg/L. Tal índice reflete a transição da fase ácida para metanogênica e também o aumento da recalcitrância do lixiviado. Segundo Gomes *et al* (2018), em casos como este, onde a biodegradabilidade do lixiviado é baixa, o é indicado a utilização de tratamento físico-químico para remoção de DQO.

#### **4.2.4 Turbidez**

Os valores obtidos na primeira etapa do sistema apresentam alto índice de remoção de turbidez, alcançando eficiência superior a 90% de remoção. No entanto, não há diferenças significativas entre a eficiência do *Wetland* e do controle indicando que a ação das plantas não aumenta de maneira relevante a eficiência do sistema. De todo modo, os valores encontrados

nesta etapa atendem à Resolução CONAMA nº 357/2005 que determina valor máximo de turbidez de 40 NTU nos efluentes sanitários lançados em corpos hídricos.

Salviato (2013) realizou estudo com a utilização de um *Wetland* horizontal de fluxo subsuperficial para tratamento terciário de efluentes gerados em uma vinícola da Serra Gaúcha. O efluente sofreu primeiramente tratamento por coagulação química, seguido de tratamento biológico, através de lagoa aerada. A eficiência registrada foi de 80,42% a 97,82% remoção de turbidez. Sendo assim, os resultados encontrados na primeira etapa deste estudo estão dentro da faixa observada por Salviato (2013).

O estudo realizado por Lourenço (2017) utiliza *Wetland* horizontal de fluxo suberficial como etapa final de tratamento de esgoto doméstico na ETE Aparecida em Campos Novos. O efluente previamente passou por pré-tratamento e reator anaeróbico. O resultado encontrado foi de média de 84% de remoção de turbidez, sendo inferior à média encontrada neste estudo.

Em contrapartida, a segunda etapa do sistema registrou aumento no valor de turbidez, 13,7 NTU no *Wetland* e 7,9 NTU no controle. Não é possível afirmar a causa de tal aumento, uma hipótese a ser considerada é que haja carreação de sólidos uma vez que esta etapa funciona em fluxo pistão.

## 5. CONCLUSÃO

### 5.1. Principais Conclusões

A partir do experimento conduzido neste estudo, foi possível observar a eficiência de remoção do Nitrogênio Amoniacal com a utilização de *Wetlands* Construídos, conforme já mostraram outros estudos similares. Tal redução ocorre de maneira mais expressiva no WC Horizontal, com cerca de 35% de eficiência em relação ao controle. A combinação de mais de um ciclo de tratamento potencializou o processo de remoção, alcançando níveis expressivos de eficiência, chegando neste experimento a valores superiores a 90%. Isto possivelmente se deve à criação de melhores condições para realização completa do ciclo do nitrogênio incluindo sua absorção pelas raízes das plantas.

Os resultados de remoção de oxigênio dissolvido permitem entender o comportamento da decomposição da matéria orgânica no sistema, evidenciando a ação de bactérias aeróbias e a transformação de O<sub>2</sub> em oxigênio dissolvido através dos rizomas das plantas. No entanto, os valores finais de OD são muito baixos quando se considera o seu lançamento em corpos hídricos, podendo indicar também falta de O<sub>2</sub> para a ação de bactérias aeróbias.

Os resultados analisados para o parâmetro DQO não foram considerados eficientes, pois a redução deste parâmetro para o *Wetland* foi inferior ao do controle. Além disto, a baixa biodegradabilidade do lixiviado utilizado, sugere a implantação de tratamento físico-químico no sistema.

A primeira etapa do sistema, utilizando WC Vertical, apresentou resultados satisfatórios de remoção de turbidez, com percentual de redução superior a 90%. No entanto, tal eficiência não pode ser atribuída às plantas e sim, possivelmente, ao sistema filtrante tanto do controle quando do *Wetland* e/ou ainda ao processo de decantação, visto que esta etapa funciona em fluxo batelada. Como a segunda etapa funciona em fluxo contínuo, o aumento do parâmetro de turbidez pode ser atribuído à carreação de sólidos pelo lixiviado.

Desta forma, do ponto de vista técnico, a utilização de *Wetlands* Construídos para tratamento de lixiviado de aterro sanitário pode ser considerada uma alternativa viável no que diz respeito à remoção de nitrogênio amoniacal e decomposição de matéria orgânica biodegradável. Já em relação à remoção de DQO, o sistema não se mostrou eficiente sendo necessária adição de etapa complementar para tratamento deste parâmetro.

O experimento deste trabalho, realizado em escala reduzida, mostrou-se eficiente para os parâmetros analisados e, portanto, é indicada a implantação deste tipo de tratamento em escala real, com vantagens econômicas e ambientais.

## 5.2. Sugestões para próximos trabalhos

É sugerido, para continuidade e aprofundamento de estudos da eficiência de *Wetlands* no tratamento de lixiviado, que seja realizado experimento com monitoramento dos impactos da variação do tempo de detenção hidráulica. Isto pode ser estudado a partir da análise comparativa dos resultados obtidos em ensaios realizados em sistemas de mesma configuração com diferentes tempos de detenção.

Para avaliar se a sequência das etapas de tratamento interfere em sua eficiência é recomendada a variação da configuração do sistema utilizando, por exemplo, sistema de mesmo modelo de fluxo hidráulico ou WC Horizontal como primeira etapa sendo seguido por WC vertical e etc.

A relação direta das plantas utilizadas com a eficiência do sistema também poderá ser analisada. Neste caso, recomenda-se a criação de sistemas independentes com plantas diferentes, utilizando apenas uma espécie por sistema. Assim, poderá ser avaliado o potencial de tratamento de cada espécie para diferentes parâmetros.

Devido ao valor final extremamente baixo de OD (inferior a 2 mg/L) é sugerida a replicação do estudo com aeração do sistema. Isto permitirá avaliar se, além de aumentar o valor de OD na saída do sistema, haverá aumento na redução de outros parâmetros importantes.

Com os resultados satisfatórios alcançados, é recomendada a continuidade da pesquisa com a montagem do sistema em escala maior, e caso possível, até mesmo em escala real. Isso possibilitará a avaliação da real eficiência do sistema, eliminando possíveis efeitos causados por sua realização em escala reduzida, além de explicitar as possíveis dificuldades e vantagens em relação a instalação e operação de sistemas com *Wetlands* Construídos.

Adicionalmente às sugestões anteriores é recomendada a ampliação dos parâmetros de tratamento analisados e o monitoramento das interferências causadas pelo ambiente onde o sistema é alocado. São indicadas as análises, por exemplo, de pH, DBO<sub>5</sub>, cor, metais pesados e etc., além do monitoramento da temperatura, pluviosidade e evapotranspiração.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT. **NBR 8419 - Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. BRASIL, p. 7. 1992.
2. ABNT. **NBR 10.004 - Classificação de Resíduos Sólidos**. BRASIL, p. 71. 2004.
3. ABNT. **NBR ISO/IEC 17025 - Requisitos gerais para a competência de laboratórios de ensaio e calibração**. BRASIL, p. 31. 2005.
4. ALBEPRE. **Panorama dos resíduos sólidos do Brasil 2017**. [S.l.]: [s.n.], 2018.
5. ALVES, D. C.; TEIXEIRA, R. M. Estudo comparativo das técnicas de tratamento do chorume utilizadas em alguns aterros sanitários. **Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em resíduos e desenvolvimento sustentável**, Florianópolis, 2004 2004. 4806-4815.
6. APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. : APHA, 2012.
7. ARAÚJO, C. C. G.; RIBEIRO, R. L. **Avaliação de Impactos Ambientais no Lixão do Município de Santa Helena de Goiás, GO**. Goiás: Universidade de Rio Verde - Trabalho de Conclusão de Curso, 2016.
8. BARROS, J. G. D. **Utilização de Wetlands no tratamento de lixiviado de aterros sanitários**. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro - Dissertação de Mestrado, 2013.
9. BASTOS, V. P.; MAGALHÃES, A. O. Lixão de Gramacho: impactos do encerramento para os catadores. **Temporalis**, Brasília , n. ano 16, p. 379-398, jan/jun 2016.
10. BRASIL. **Política Nacional dos Resíduos Sólidos - Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010**. [S.l.].
11. BRASIL, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 430, de 31 de maio de 2011**. [S.l.]. (Complementa e altera a Resolução nº 357/2005).
12. BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357, de 17 de Março de 2005**. [S.l.].
13. BRIX, H. Function of Macrophytes in Constructed Wetlands. **Water Science Technology**, v. 29, n. 4, p. 71-78, 1994.

14. CAMPESTRINI, S. Flora Digital do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, 2011. Disponível em: <[http://www.ufrgs.br/fitoecologia/florars/open\\_sp.php?img=5247](http://www.ufrgs.br/fitoecologia/florars/open_sp.php?img=5247)>. Acesso em: 05 Maio 2020.
15. CAMPOS, D. C. et al. LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM REATORES DE FLUXO PISTONADO. **TECNO-LÓGICA**, Santa Cruz do Sul, v. 14, n. 2, p. 52-60, jul/dez 2010.
16. CAMPOS, D. C. et al. Stripping de amônia em lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado. **TECNO-LÓGICA**, Santa Cruz o Sul, v. 14, n. 2, p. 52-60, jul./dez. 2010.
17. CANO, V.; VICH, D. V.; NOLASCO, M. A. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por Wetland Construído: Estratégias de operação. **5th International Workshop Advances in Cleaner Production**, São Paulo, Maio 2015.
18. CETESB. **COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO**, 2016. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/proclima/2016/07/14/os-criterios-para-a-implantacao-de-aterros-sanitarios/>>. Acesso em: 06 fevereiro 2020.
19. CICLUS AMBIENTAL. Comitê Guandu, 2016. Disponível em: <<http://www.comiteguandu.org.br/downloads/ARTIGOS%20E%20OUTROS/CTR-SANTA-ROSA.pdf>>. Acesso em: 27 Dezembro 2017.
20. CICLUS AMBIENTAL. Ciclus Ambiental. Disponível em: <<http://www.ciclusambiental.com.br>>. Acesso em: 27 Dezembro 2017.
21. CRANDELL, C. J. Wetland. **Britannica**, 2019. Disponível em: <<https://www.britannica.com/science/wetland>>. Acesso em: Outubro 2019.
22. DEMOZZI, G. T. **Catadores de Materiais recicláveis: Um estudo sobre o estigma social**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná - Monografia , 2013.
23. DIONYSIO, L. G. M.; DIONYSIO, B. **Lixo Urbano: descarte e reciclagem de materias**, 2008. Disponível em: <[http://web.ccead.puc-rio.br/condigital/mvsl/Sala%20de%20Leitura/conteudos/SL\\_lixo\\_urbano.pdf](http://web.ccead.puc-rio.br/condigital/mvsl/Sala%20de%20Leitura/conteudos/SL_lixo_urbano.pdf)>. Acesso em: 01 dez. 2019.
24. DOMINGOS, S. S. **Vertical flow constructed wetlands for the treatment of inorganic industrial wastewater**. Australia: Murdoch University - Thesis (PhD in Environmental Engineering), 2011.
25. EHRIG, H. J. Water and element balances of landfills.. In: BACCINI, P. **The landfill**. Berlin: Springer Velarg , v. (Lecture Notes in Earth Science, Vol.20), 1988. p. 83-116.

26. EIGNHEER, E. M. **Lixo - A limpeza urbana através dos tempos**. Porto Alegre: Campus; Elsevier, 2009.
27. ELK, A. G. H. P. V.; SEGALA, K. **Mecanismo de desenvolvimento limpo aplicado à resíduos sólidos. Redução de emissões na disposição final**. Rio de Janeiro: IBAM, 2007.
28. ESTEVES, F. D. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ª. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.
29. FADINI, S.; FADINI, A. A. B. Lixo: desafios e compromissos. **Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola**, São Paulo, n. 1, p. 9 - 18, Maio 2001.
30. FERREIRA, J. A. et al. UMA REVISÃO DAS TÉCNICAS DE TRATAMENTO DE CHORUME E A REALIDADE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO. **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES – Trabalhos Técnicos**, p. 1-9, 2000.
31. FIORUCCI , A. R.; BENEDETTI FILHO, E. A Importância do Oxigênio Dissolvido em Ecossistemas Aquáticos. **Química Nova na Escola: Química e Sociedade**, n. 22, p. 10-16, Novembro 2005.
32. GIORDANO, G. Tratamento e controle de efluentes industriais. 81 p. Apostila (Efluentes Industriais). **Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente – UERJ.**, 2004. Disponível em: <<https://pt.slideshare.net/LiviaIostGallucci/apostila-tratamento-de-efluentes-industriais>>. Acesso em: 20 nov. 2019.
33. HAMADA, J. Estimativa de geração e caracterização do chorume em aterros sanitários. **19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES**, Foz do Iguaçu, p. 1801-1810, 1997.
34. HOFFMANN, H.; PLATZER, C. **Technology review of constructed wetlands subsurface flow. Constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment in developing countries**. Deutsche: Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH (GTZ). Saneamento sustentável - programa Ecosan, 2011. 36 p.
35. HÖSEL, G. **Unser Abfall aller Zeiten. Eine Kulturgeschichte der Stadtreinigung**. 2ª. ed. Munchen: Verlag Jehle, 1990.
36. ICLEI - GOVERNOS LOCAIS PARA SUSTENTABILIDADE; SECRETARIADO PARA AMÉRICA LATINA E CARIBE (LACS). **Manual para aproveitamento do biogás: volume um, aterros sanitários**. . ed. São Paulo: [s.n.], v. 1, 2009.

37. INSTITUTO AUTOGLASS. **Panorama de adequação das regiões metropolitanas à Política Nacional dos Resíduos Sólidos**. [S.l.]: [s.n.], 2017.
38. INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. Cartilha de Limpeza Urbana, 2005. Disponível em: <[http://www.ibam.org.br/media/arquivos/estudos/cartilha\\_limpeza\\_urb.pdf](http://www.ibam.org.br/media/arquivos/estudos/cartilha_limpeza_urb.pdf)>. Acesso em: Novembro 2019.
39. INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO (IPT). **Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado**. 4ª. ed. São Paulo: CEMPRE, 2018.
40. IWA - INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION. **Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. Scientific and Technical Report**, London, n. 8, p. 156, 2000.
41. KADLEC, R. H.; WALLACE, S. **Treatment Wetlands**. 2. ed. [S.l.]: [s.n.], 2009.
42. KJELDSEN, P. E. A. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, p. 297-336, Outubro 2002.
43. LANZA, V. C. V.; CARVALHO, A. L. **Orientações básicas para operação de aterro sanitário**. Belo Horizonte: FEAM, 2006.
44. LAUERMANN, A. **CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DOS EFLUENTES GERADOS PELO ATERRO CONTROLADO DE SANTA MARIA E RETENÇÃO DE CHUMBO E ZINCO POR UM ARGILOSO DA DEPRESSÃO CENTRAL DO RIO GRANDE DO SUL**. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria - Dissertação de Mestrado, 2007.
45. LIMA, R. F. D. S. **Potencialidades dos Wetlands Construídos Empregados no Pós-tratamento de Esgotos: Experiências Brasileiras**. Florianópolis: Univesidade Federal de São Carlos, 2016.
46. LIMA, S. B. **Pós-tratamento de chorume com wetlands construídos utilizando macrófitas aquáticas emergentes da região de Campo Mourão-PR**. Maringá: Universidade Estadual de Maringá - Tese de Doutorado, 2008.
47. MADERA-PARRA, C. A. Treatment of landfill leachate by polyculture constructed wetlands planted with native plants. **Ingeniería y Competitividad**, Cali, v. 18, n. 2, p. 183-192, 2016.



48. MANARINNO, C. F. et al. Wetlands para tratamento de lixiviado de aterro sanitário - experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 11, n. 2, p. 108-112, abr/jun 2006.
49. MASI, F. Constructed wetland for wastewater treatment, 2004. Disponível em: <[http://www.iridra.it/cw/fitodep/fitodepu\\_eng.html](http://www.iridra.it/cw/fitodep/fitodepu_eng.html)>. Acesso em: 18 Agosto 2004.
50. MATTOSO, F. D. B. **Estudo de eficiência de Wetland no córrego Pirajussara**. São Paulo : Universidade de São Paulo, 2014.
51. MÁXIMO, V. A. **Tratamento por coagulação-Floculação dos lixiviados do aterro sanitário da região metrolonitana de Florianópolis**. Florianópolis-SC: Universidade Federal de Santa Catarina - Dissertação de Mestrado, 2007.
52. MILHOME, M. A. L. et al. Diagnóstico da Contaminação do Solo por Metais Tóxicos Provenientes de Resíduos Sólidos Urbanos e a Influência da Matéria Orgânica. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 1, p. 59-72, Jan-Fev 2018.
53. MONTEIRO, J. H. P. et al. **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**. 15. ed. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Administração Municipal, 2001.
54. MORATELLI, V. Tecnologia inédita no País varre todo lixo do Rio pra cima do tapete.. **Último Segundo**, 2012. Disponível em: <<http://ultimosegundo.ig.com.br/brasil/rj/2012-05-31/tecnologia-inedita-no-pais-varre-todo-o-lixo-do-rio-para-cima-do.html>>. Acesso em: 12 Dezembro 2017.
55. NOTARE, M. **Plantas hidrófilas e seu cultivo em aquário**. Rio de Janeiro: Sulamérica, 1992.
56. PLANTA SONYA. **Planta Sonya**. Disponível em: <<http://www.plantasonya.com.br/cultivos-e-cuidados/cultivo-do-mini-papiro-ou-papiro-anao-cyperus-papyrus-nanus.html>>. Acesso em: Novembro 2019.
57. PLENTZ, J. B. W. **Avaliação e Instalação de um sistema wetland construído para tratamento de chorume no aterro sanitário de Lajeado/RS**. Lajeado: Centro Universitário Univates - Trabalho de Conclusão de Curso , 2014.
58. POÇAS, C. D. **Utilização da tecnologia de wetlands para tratamento terciário: controle de nutrientes**. São Paulo: Universidade de São Paulo - Dissertação de Mestrado, 2015.
59. RAFAEL. **Mundo Ecologia**. Disponível em: <<https://www.mundoecologia.com.br/plantas/como-plantar-heliconia-papagaio/>>. Acesso em: Novembro 2019.

60. RODRIGUES, J. A água do imaginário da urbanidade. **Jornal a Página da Educação**, v. 78, n. Ano 8, p. 10, 1999.
61. ROEHRS, F. **Tratamento Físico - Químico de Lixiviado de Aterro Sanitário por Filtração Direta Ascendente**. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina - Dissertação de Mestrado, 2007.
62. SALATI, E.; RODRIGUES, N. S. De poluição a nutriente, a descoberta do aguapé. **Revista Brasileira de Tecnologia**, p. 37-42, 1982.
63. SALATI, E. **Método fitopedológico de despoluição de águas**. [S.l.]: Fundação Salim Farah, 1984.
64. SALATI, E. Edaphic-phytodepuration: A new approach to wastewater treatment. In: REDDY, K. R.; SMITH, W. H. **Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery**. Orlando: Magnolia, 1987.
65. SALATI, E. **Controle de qualidade de água através de sistemas de Wetlands Construídos**, 2006. Disponível em: <[http://www.fbds.org.br/Apresentacoes/Controle\\_Qualid\\_Agua\\_Wetlands\\_ES\\_out06.pdf](http://www.fbds.org.br/Apresentacoes/Controle_Qualid_Agua_Wetlands_ES_out06.pdf)>. Acesso em: 2018.
66. SALATI, E.; SALATI FILHO, E.; SALATI, E. **UTILIZAÇÃO DE SISTEMAS DE WETLANDS CONSTRUIDAS**. Piracicaba/SP: Instituto Terramax, 2009.
67. SALVIATO, L. F. K. **Avaliação de um Wetland Costruído para o Polimento de Efluentes Gerados por uma Vinícola na Região da Serra Gaúcha**. Lajeado: Centro Universitário Univates - Trabalho de Conclusão de Curso, 2013.
68. SCHUELER, S. D.; MAHLER, F.; GUIÃO JR, R. Compostagem. In: MAHLER, C. F. **Lixo Urbano - O que você precisa saber sobre o assunto**. Rio de Janeiro: Revran, 2012. Cap. 2, p. 33-70.
69. SERAFIM, A. C. et al. Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamento. **III Fórum de Estudos Contábeis**, Rio Claro, 2003.
70. SEZERINO, P. H. . R. V. . S. M. A. . K. K. . K. S. . P. L. S. . S. H. M. Nutrient removal from piggery effluent using vertical flow constructed wetlands in southern Brazil. **Wat.Sci.Tech.**, v. 98, n. 2, p. 129-135, 2003.
71. SILVA, A.; GALVÃO, R. B.; ASSUNÇÃO JR., V. G. PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADO DO ATERRO SANITÁRIO DE CIANORTE-PR POR FILTRAÇÃO ASCENDENTE EM PEDREGULHO SEGUIDA DE ADSORÇÃO EM CARVÃO ATIVADO GRANULAR. **X Fórum Ambiental da Alta Paulista**, 10, 2014. 220-233.

72. SILVA, S. C. **“WETLANDS CONSTRUÍDOS” DE FLUXO VERTICAL COM MEIO SUPORTE DE SOLO NATURAL MODIFICADO NO TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS**. Brasília: Universidade de Brasília - Tese de Doutorado, 2007.
73. SOARES, E.; MAHLER, C. F. Características dos resíduos sólidos urbanos e poder calorífico. In: SOARES, F. **Lixo Urbano - O que você precisa saber sobre o assunto**. Rio de Janeiro: Revran, 2012. Cap. 1, p. 21-32.
74. SOARES, L. R. Flora Digital do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, 2013. Disponível em: <[http://www.ufrgs.br/fitoecologia/florars/open\\_sp.php?img=5247](http://www.ufrgs.br/fitoecologia/florars/open_sp.php?img=5247)>. Acesso em: 05 Maio 2020.
75. STIEGEMEIER, A. M. **Avaliação do Sistema de Wetland Construído no Polimento do Efluente da Indústria Frigorífica de Aves**. Lajeado: Centro Universitário Univates - Trabalho de Conclusão de Curso, 2014.
76. TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. S.; P., U. Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. **WaterResources**, v. 32, p. 3046-3054, 1998. ISSN 10.
77. UFSCAR. A DIVERSIDADE DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NOS LAGOS DO MÉDIO RIO DOCE (MG) E NO SISTEMA DO RIO TIETÊ (SP) - APLICAÇÃO EM MATERIAIS DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL. Disponível em: <[http://www.ufscar.br/~probio/monogr\\_katia.html](http://www.ufscar.br/~probio/monogr_katia.html)>. Acesso em: Novembro 2019.
78. UFSCAR. O que são Macrófitas aquáticas. Disponível em: <[http://www.ufscar.br/~probio/info\\_macrof.html](http://www.ufscar.br/~probio/info_macrof.html)>. Acesso em: outubro 2019.
79. VEREDA ESTUDOS E EXECUÇÃO DE PROJETOS LTDA. **Relatório de Impacto Ambiental - Central de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Santa Rosa - Seropédica - RJ**. Rio de Janeiro. 2007.
80. VEREDA ESTUDOS E EXECUÇÃO DE PROJETOS LTDA. **Estudo de Impacto Ambiental - Central de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Santa Rosa - Seropédica - RJ**. Rio de Janeiro. 2007.
81. VEREDA ESTUDOS E EXECUÇÃO DE PROJETOS LTDA. **Estudo de Impacto Ambiental - Central de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Santa Rosa - Seropédica - RJ - Complementação**. Rio de Janeiro. 2009.

82. ZILZ, L.; SILVA, J. D.; PINHEIRO, A. Eficiência do melão como fonte de carbono na remoção de nitrito em lixiviados de aterros sanitários. **ABES - Eng. San. Ambiental**, v. 19, n. 1, p. 97-104, jan/mar 2014.

## APÊNDICE I

<b>Tratamento Biológico</b>	
<b>Processos Anaeróbios</b>	Lagoas anaeróbia: Não são necessárias grandes áreas, no entanto, precisa-se de profundidade significativa a fim de reduzir a penetração do oxigênio produzido na superfície para as camadas inferiores, criando assim um ambiente anaeróbio.
<b>Processos Aeróbios</b>	Lagoas aeróbias: Exigem grandes áreas para implementação e, a depender das condições do local, é necessária a instalação de um aerador. Tais lagoas são relativamente rasas, para permitir que o oxigênio presente na superfície atinja as camadas inferiores, principalmente pela fotossíntese.  Lodo ativado: o efluente é alocado em um tanque com aeração superficial, onde, a partir da degradação da matéria orgânica é gerado um lodo. Parte deste lodo é decantado e disposto em um leito de secagem e, em seguida, descartado no próprio aterro. A outra parte retorna ao tanque como forma de reativação da população de bactérias decompositoras.
<b>Lagoas facultativas</b>	Este sistema permite a ação conjunta de bactérias aeróbias e anaeróbias, as primeiras atuando nas camadas superficiais da lagoa e as demais nas camadas inferiores. No topo da lagoa, onde há maior incidência solar, as algas realizam fotossíntese gerando o oxigênio necessário à respiração aeróbia. No fundo da lagoa ocorre a decomposição anaeróbia da DBO que se sedimenta naturalmente na lagoa. Há ainda a ação de microrganismos capazes de se proliferar e sobreviver com ou sem a presença de oxigênio nas zonas de transição.
<b>Filtro biológico</b>	São reatores com camada suporte composta de material inerte tais como brita, areia, peças plásticas e etc. onde é formado um biofilme de microrganismos. O efluente é tratado a medida que passa pela camada suporte através da degradação da matéria orgânica que pode ocorrer de forma aeróbia ou anaeróbia.

Fonte: Adaptado de FERREIRA *et al.* (2000), MONTEIRO *et al.* (2001), SERAFIM *et al.* (2003), PLENTZ (2014).

## APÊNDICE II

---

**TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO**

---

<b>Stripping de amônia</b>	Realiza a transferência da massa do poluente da fase líquida para a fase gasosa. Esse processo ocorre estabelecendo-se uma condição adequada de pH e injetando ar no líquido a ser tratado que, por meio da circulação da massa de ar, a parcela volátil da amônia (NH <sub>3</sub> ) é expulsa por arraste da massa. As parcelas ionizadas deste gás não podem ser removidas por serem totalmente solúveis. O <i>stripping</i> é atualmente o método mais usado para eliminar altas concentrações de nitrogênio amoniacal, tanto no tratamento de esgotos quanto no tratamento de lixiviado de aterros.
<b>Coagulação</b>	A partir da adição de agentes coagulantes ocorre uma reação no meio que resulta na formação de flocos. A coagulação é o processo químico de reação, que é seguido pelo processo físico de floculação, que consiste na aglomeração destes flocos. O tempo necessário para a formação dos flocos é curto, de décimos de segundos a faixa de 100 segundos. A partir da decantação, flotação ou filtração estas partículas podem ser separadas do efluente em tratamento.

---

Fonte: Adaptado de ROEHRS (2007) e CAMPOS *et al.* (2010).