

**AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE LODOS ATIVADOS  
UTILIZADO EM UM ATERRO SANITÁRIO PARA  
TRATAMENTO DE LIXIVIADO**

Leonardo Rhoden Rech

Orientadora

Dr<sup>a</sup>. Elivete Carmen Clemente Prim

2012/2





**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E  
AMBIENTAL**

Leonardo Rhoden Rech

**AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE LODOS ATIVADOS  
UTILIZADO EM UM ATERRO SANITÁRIO PARA  
TRATAMENTO DE LIXIVIADO**

Trabalho de Conclusão de Curso  
apresentado à Universidade  
Federal de Santa Catarina para  
Conclusão do Curso de  
Graduação em Engenharia  
Sanitária e Ambiental.  
Orientadora: Dr<sup>a</sup>. Elivete Carmen  
Clemente Prim

FLORIANÓPOLIS, 2013



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E  
AMBIENTAL

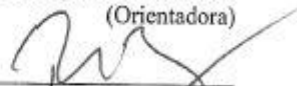
AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE LODOS ATIVADOS  
UTILIZADO EM UM ATERRO SANITÁRIO PARA TRATAMENTO  
DE LIXIVIADO

LEONARDO RHODEN RECH

Trabalho submetido à Banca Examinadora  
como parte dos requisitos para Conclusão do  
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária  
e Ambiental – TCC II

BANCA EXAMINADORA:

  
Dr. Elivete Carmem Clemente Prim  
(Orientadora)

  
Prof. Dr. Paulo Belli  
(Membro da Banca)

  
Msc. Viviane Furtado Velho  
(Membro da Banca)

FLORIANÓPOLIS, (SC)  
FEVEREIRO/2013



## AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus, pela concessão da vida e oportunidade de concluir mais esta etapa da vida.

Aos meus pais, Luiz Alberto Rech e Teresinha Maria Rhoden Rech pelo exemplo e valores, os quais hoje me sustentam; pelo amor e todo o suporte necessário para trilhar o caminho da vida.

À minha irmã Luisa Rhoden Rech pelo carinho, tolerância e apoio de sempre.

A todos os familiares, em especial aos meus tios Mauro Fengler e Bernadete Rhoden por todo o auxílio e carinho despendido durante a realização deste curso.

À minha doce inspiração, Djema Maria Cristiano, por iluminar meu caminho no fim dessa jornada, pela força e incentivo na realização deste trabalho.

Aos meus amigos e companheiros de faculdade, Tiago Siegle, Guilherme Freccia Silvestrin, Murillo Turnes Rosa e Luiz Paulo dos Santos Campos. Parceiros nos momentos de alegria e na batalha diária de estudos na busca conjunta de um objetivo comum.

À orientadora Elivete Carmen Clemente Prim, pela confiança depositada e disposição ao orientar.

Aos membros do LARESO, que participaram em diferentes intensidades dessa pesquisa. Em especial, à Iracema de Souza Maia, Camilla Moritz, Thiago Marcis e Matheus Massaut.

À empresa gestora do aterro sanitário, por disponibilizar o local de estudo e assim viabilizar a realização dessa pesquisa.

Enfim, agradeço a todos, que de uma forma ou outra, me auxiliaram nessa caminhada.





## RESUMO

A consolidação da população brasileira vivendo no meio urbano fomenta problemas atrelados a esse estilo de vida, como a geração dos resíduos sólidos urbanos. Como opção para minimizar seus impactos e sanar o ambiente urbano, a disposição em aterro sanitário concede tratamento adequado através da compactação e cobertura diária com camada de terra. Porém, a decomposição dos resíduos gera o lixiviado, um líquido de difícil tratamento, carregado de metais, matéria orgânica e outros nutrientes, o qual deve ser devidamente drenado e tratado para lançamento final. Embora de comprovada eficiência tratando outros efluentes, o sistema de lodos ativados é pouco aplicado no tratamento de lixiviado. Portanto, o presente trabalho avalia o processo de lodos ativados utilizado em um aterro sanitário para tratamento de lixiviado através do monitoramento do lixiviado nos seguintes pontos: entrada e saída do sistema de tratamento, tanque de aeração, entrada do decantador secundário e na recirculação do lodo. Foram realizadas 10 coletas compreendidas entre 21 de agosto e 17 de dezembro. A caracterização do lixiviado afluente apresentou um grau de biodegradabilidade em torno de 0,32, pH de  $8,49 \pm 0,24$ , baixa carga orgânica e elevadas concentrações de nitrito e nitrato em relação ao lixiviado bruto. O monitoramento do sistema apresentou um lixiviado com pH na faixa de 8,20 a 8,49 durante todo o tratamento; eficiência de remoção da matéria carbonácea em termos da DQO na ordem de 21,8% e 21,7% para  $DQO_t$  e  $DQO_s$ , respectivamente. Além disso, verificou-se 30% de eficiência na nitrificação, porém de modo irregular e incompleta. Por outro lado, não se verificou desnitrificação no reator, no entanto, constatou-se sua indevida ocorrência no decantador secundário. Aproximadamente 36% do nitrogênio total foi removido; assim como 24% do fósforo. De um modo geral, a eficiência do sistema foi demasiadamente afetada pela baixa concentração de sólidos suspensos voláteis (biomassa) no reator.

**Palavras-chave:** aterro sanitário, lixiviado, lodos ativados.



## ABSTRACT

The setting of the Brazilian population living in urban areas instigates problems related to this lifestyle, like the generation of solid waste. Being an option to minimize its impacts and to remedy the urban environment, the disposal in landfill sites allows appropriate treatment through compression and daily coverage with ground layer. However, the waste composition generates the leachate, a liquid of difficult treatment, loaded of metals, organic material and other nutrients, which needs to be properly drained and treated for final release. Despite treating other effluents with proven efficiency, the activated sludge system is little applied in leachate treatment. Therefore, this work evaluates the activated sludge process utilized in a landfill site for leachate treatment through leachate monitoring in the following points: input and output of the treatment system, aeration tank, input of the secondary decanter and the sludge recirculation. Ten collections between the 21st August and the 17th December were accomplished. The leachate effluent characterization presented biodegradability degree around 0,32, pH of  $8,49 \pm 0,24$ , low organic load, high nitrite and nitrate concentrations in relation to brute leachate. The monitoring of the system presented a leachate with a pH between 8,20 and 8,49 during the whole treatment; efficiency in the removal from carbon material in terms of COD in the level of 21,8% and 21,7% for COD<sub>t</sub> and COD<sub>s</sub>, respectively. Furthermore, it was verified an efficiency from 30% in the nitrification, but in an irregular and incomplete way. On the other hand, it wasn't verified denitrification in the reactor, however, it was found its undue occurrence in the secondary decanter. Approximately, 36% of the total nitrogen was removed, as well as 24% of the phosphorus. In general, the system efficiency was too affected by the low concentration of suspended volatile solids (biomass) in the reactor.

**Keywords:** landfill, leachate, activated sludge



## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Corte esquemático de um aterro sanitário .....	24
Figura 2 - Esquema das unidades da etapa biológica do sistema de lodos ativados .....	28
Figura 3 - Fluxograma da metodologia aplicada.....	36
Figura 4 - Imagem de satélite do aterro sanitário.....	38
Figura 5 - Disposição das unidades antes e após as alterações .....	39
Figura 6 - Lagoas Anaeróbias 1 (maior) e 2; e Lagoa de Polimento (menor).....	39
Figura 7 - Tanque de Aeração .....	40
Figura 8 - Decantador Secundário.....	40
Figura 9 - Localização dos pontos de amostragem .....	41
Figura 10 - Lixiviado afluente (saída da Lagoa Anaeróbia 2 - P1).....	41
Figura 11 - Tanque de aeração (P2) .....	41
Figura 12 - Entrada do decantador secundário (P3) .....	42
Figura 13 - Efluente tratado (P4).....	42
Figura 14 - Recirculação do lodo (PL).....	42
Figura 15 - Coleta de amostra utilizando recipiente e corda .....	43
Figura 16 - Coleta de amostra utilizando recipiente acoplado a um cabo de madeira .....	43
Figura 17 - Série Temporal – Vazão .....	54
Figura 18 - Boxplot do SSV nos pontos P1, P2, P3, P4 e PL.....	57
Figura 19 - Série temporal - SSV .....	58
Figura 20 - Boxplot do DQO <sub>t</sub> nos pontos P1, P2, P3, P4 e PL.....	59
Figura 21 - Boxplot do DQOs nos pontos P1, P2, P3, P4 e PL.....	59
Figura 22 - Concentração média - DQO <sub>t</sub> x DQO <sub>s</sub> .....	60
Figura 23 - Boxplot do pH nos pontos P1, P2, P3, P4 e PL .....	63
Figura 24 - Série temporal - pH.....	63
Figura 25 - Boxplot da Alcalinidade nos pontos P1, P2, P3, P4 e PL...	64
Figura 26 - Série temporal - Alcalinidade .....	65
Figura 27 - pH x Alcalinidade.....	66
Figura 28 - Boxplot do NTK nos pontos P1, P2, P3, P4 e PL.....	67
Figura 29 - Série temporal - NTK .....	67
Figura 30 - Concentração média - NTK x Amônia .....	68
Figura 31 - Boxplot da Amônia nos pontos P1, P2, P3, P4 e PL .....	69
Figura 32 - Boxplot do Nitrito nos pontos P1, P2, P3, P4 e PL .....	69
Figura 33 - Boxplot do Nitrato nos pontos P1, P2, P3, P4 e PL.....	71
Figura 34 - Série temporal - Nitrato .....	71
Figura 35 - Boxplot do Fósforo nos pontos P1, P2, P3, P4 e PL.....	73
Figura 36 - Série temporal - Fósforo .....	74

## ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros.....	26
Tabela 2 - Padrões estabelecidos na Legislação Federal e Estadual quanto ao enquadramento de corpos d'água e para o lançamento de efluentes.....	35
Tabela 3 - Caracterização do lixiviado bruto.....	37
Tabela 4 - Identificação dos Pontos de Amostragem.....	40
Tabela 5 - Calendário das coletas.....	43
Tabela 6 - Parâmetros e métodos analíticos.....	44
Tabela 7 - Comparativo do efluente tratado à legislação ambiental.....	51
Tabela 8 - Resultados da caracterização físico-química do lixiviado ...	52
Tabela 9 - Dados de entrada.....	60
Tabela 10 - Avaliação da oferta de matéria orgânica biodegradável e capacidade de consumo de substrato.....	61
Tabela 11 - Comparação dos resultados à legislação ambiental referente a padrões de lançamento de efluentes.....	75

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos
APHA	American Public Health Association
CEMPRE	Compromisso Empresarial para Reciclagem
CIRAM	Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONDER	Companhia de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia
DBO <sub>5</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQO <sub>S</sub>	Demanda Química de Oxigênio Solúvel
DQO <sub>T</sub>	Demanda Química de Oxigênio Total
E	Eficiência de remoção
EPAGRI	Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
FINEP	Financiadora de estudos e Projetos do Ministério da Ciência e Tecnologia
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
IVL	Índice Volumétrico de Lodo
LARESO	Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos
LIMA	Laboratório Integrado de Meio Ambiente
NBR	Norma Brasileira
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
P1	Ponto de amostragem - Lixiviado afluente (saída da Lagoa Anaeróbia 2)
P2	Ponto de amostragem - Tanque de Aeração (Reator)
P3	Ponto de amostragem - Entrada do Decantador Secundário
P4	Ponto de amostragem -Efluente tratado (saída do Decantador Secundário)
PL	Ponto de amostragem - Recirculação do lodo
pH	Potencial hidrogeniônico
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico

Q	Vazão
RBN	Remoção Biológica de Nutrientes
RBS	Reatores em Bateladas Sequenciais
RSU	Resíduos sólidos urbanos
SST	Sólidos suspensos totais
SSF	Sólidos suspensos fixos
SSV	Sólidos suspensos voláteis
ST	Sólidos totais
SFT	Sólidos fixos totais
SVT	Sólidos voláteis totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TRC	Tempo de Retenção Celular
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
UV	Radiação ultravioleta



## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>19</b>
<b>2. OBJETIVOS.....</b>	<b>21</b>
2.1. Objetivo Geral .....	21
2.2. Objetivos Específicos .....	21
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>22</b>
3.1. Resíduos Sólidos .....	22
3.2. Aterro Sanitário .....	23
3.3. Lixiviado – Definição e Tratamento.....	25
3.4. Lodos Ativados.....	27
3.4.1. Definição e Classificação .....	27
3.4.2. Fatores Interferentes à biomassa .....	29
3.4.3. Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) e Tempo de Residência Celular (idade do lodo) .....	30
3.4.4. Avaliação da Oferta de Matéria Orgânica Biodegradável e Capacidade de Consumo de Substrato .....	30
3.4.5. Remoção Biológica de Nutrientes .....	31
3.5. Pesquisas com Lodos Ativados Aplicados ao Tratamento de Lixiviado.....	33
3.6. Padrões exigidos pela Legislação no lançamento de efluentes...	34
<b>4. METODOLOGIA .....</b>	<b>36</b>
4.1. Configuração do sistema de tratamento de lixiviado.....	36
4.2. Amostragem de lixiviado.....	40
4.2.1. Pontos de amostragem de lixiviado .....	40
4.2.2. Período e Método de amostragem de lixiviado .....	42
4.3. Caracterização do lixiviado afluente ao sistema de lodos ativados .....	44
4.4. Monitoramento do Sistema de Lodos Ativados.....	44
4.4.1. Tempo de detenção hidráulica (TDH) e tempo de residência celular (idade do lodo) .....	45

4.4.2. Avaliação da oferta de matéria orgânica biodegradável e capacidade de consumo de substrato .....	46
4.4.3. Remoção Biológica de Nutrientes.....	49
4.5. Tratamento Estatístico dos dados.....	50
4.6. Comparação dos resultados à legislação ambiental referente a padrões de lançamento de efluentes .....	50
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>52</b>
5.1. Caracterização do lixiviado afluente ao sistema de lodos ativados .....	52
5.2. Monitoramento do Sistema de Lodos Ativados .....	53
5.2.1. Tempo de detenção hidráulica (TDH) e tempo de residência celular (idade do lodo) .....	53
5.2.2. Avaliação da oferta de matéria orgânica biodegradável e capacidade de consumo de substrato .....	56
5.2.3. Remoção Biológica de Nutrientes.....	62
5.3. Comparação dos resultados à legislação ambiental referente a padrões de lançamento de efluentes .....	75
<b>6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>77</b>
<b>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>80</b>
<b>8. APÊNDICE .....</b>	<b>86</b>

## 1. INTRODUÇÃO

O Censo de 2010, realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), ratificou a consolidação da população brasileira como muito urbanizada, chegando a 84% da população brasileira vivendo nas cidades, e em decorrência disso, o aumento dos problemas atrelados a esse modo de vida, como o consumo de bens industrializados e consequente geração dos resíduos sólidos urbanos (RSU).

Assim como em todo o Brasil, no Estado de Santa Catarina, o destino final dos resíduos sólidos é um verdadeiro pesadelo para os governos municipais, fato evidenciado ao analisar os dados apresentados pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos (ABRELPE) no Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil de 2011, no qual quase 42% dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil têm disposição inadequada.

De acordo com esse mesmo panorama, a geração dos resíduos sólidos urbanos continua em pleno crescimento e, por isso, a necessidade de criar condições para destiná-los de forma correta. Como opção para resolver esse problema, vem crescendo a utilização do aterro sanitário, uma obra de engenharia destinada a receber os resíduos sólidos coletados e concedê-los a destinação adequada, através da compactação e cobertura diária com camada de terra, de modo a minimizar impactos ambientais e sanar o ambiente urbano.

Porém, a chuva que cai sobre o aterro, ao infiltrar no solo constitui um líquido carregado de metais, matéria orgânica e outros nutrientes provenientes dos resíduos sólidos em decomposição, chamado de lixiviado, o qual deve ser devidamente drenado e tratado para seu correto lançamento em rios, lagos e no mar. O tratamento do lixiviado, no entanto, requer uso de várias tecnologias em conjunto, já que é um efluente de difícil tratamento. Avaliar o tratamento desse efluente é de suma importância na gestão de um aterro sanitário, para que se possam definir melhorias no processo com finalidade de evitar esse passivo ambiental.

O presente trabalho irá avaliar o sistema de lodos ativados em escala real no tratamento de lixiviados de aterro sanitário através do monitoramento do lixiviado nos seguintes pontos: entrada e saída do sistema de tratamento, tanque de aeração, entrada do decantador secundário e na recirculação do lodo.

Inserido no estudo em rede nacional desenvolvido pelo PROSAB (Programa de Saneamento Básico) através do Tema III do

Edital VI intitulado “Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários com foco na remoção amoniacal, matéria orgânica biodegradável e compostos recalcitrantes”, denominado TRATALIX, é financiado pela FINEP (Financiadora de Estudos e Projetos do Ministério da Ciência e Tecnologia) e CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico). O trabalho foi realizado através do Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos (LARESO) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), conforme parceria técnico-científica estabelecida entre a universidade e a empresa gestora do aterro sanitário.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo Geral**

O objetivo geral deste trabalho é avaliar o processo de lodos ativados utilizado em um aterro sanitário para tratamento de lixiviado.

### **2.2. Objetivos Específicos**

São objetivos específicos deste:

- Caracterizar o lixiviado afluyente ao sistema de lodos ativados através de análises laboratoriais;
- Avaliar os parâmetros operacionais do sistema de lodos ativados;
- Determinar a eficiência do sistema de lodos ativados, na remoção de nitrogênio e fósforo;
- Avaliar os resultados obtidos, comparando-os à legislação ambiental referente a padrões de lançamento de efluentes - CONAMA n.430/2011 e Lei 14.675/2009;

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1. Resíduos Sólidos

Resíduo sólido é uma expressão que foi instituída para substituir o termo lixo, como era anteriormente denominado o resultado da produção e consumo de bens industrializados. Essa alteração teve por finalidade lhe empregar uma melhor interpretação, já que a denominação antiga implicava no entendimento errôneo de que o resíduo sólido não poderia ser tratado ou reaproveitado, para com isso, induzir a população a assumir sua responsabilidade na geração e destinação do resíduo gerado.

Os resíduos sólidos quando coletados ou dispostos de forma inadequada são responsáveis por uma das principais causas de insalubridade e contaminação ambiental, pois beneficiam a proliferação de vetores e germes causadores de diferentes doenças, a geração de gases e o mau odor (FENT, 2003 *apud* MORAIS, 2005).

Importantíssimo no que tange a geração, gestão e destinação final dos resíduos sólidos, a Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída pela Lei Nº 12.305, de 02 de Agosto de 2010, define resíduos sólidos como:

[...] material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), por sua vez, define os resíduos sólidos através NBR-10004: Resíduos Sólidos - Classificação (2004), como:

[...] resíduos nos estado sólido e semi-sólido, oriundos de atividades industriais, domésticas, hospitalares, comerciais, agrícolas, de serviços e de varrição. Também ficam incluídos nesta

definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição e líquidos cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis face à melhor tecnologia disponível.

Apesar de ambas as definições serem semelhantes, elas demonstram a diversidade e complexidade da composição dos RSU a serem tratados em um município. As características dos resíduos sólidos, assim como das comunidades em si, podem variar tanto qualitativamente quanto quantitativamente de acordo com algumas variáveis, tais como variáveis sociais, econômicas, climáticas, geográficas e culturais (ZANTA *et al*, 2003). Essas variáveis determinam a composição dos RSU encontrada em cada região e, portanto, na escolha do melhor tratamento a ser empregado.

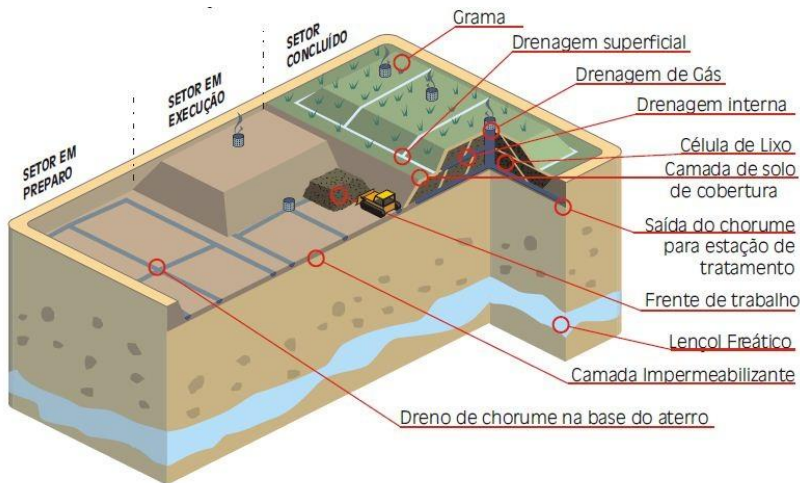
De acordo com Ramos (2004), “tratar resíduos sólidos urbanos significa prepará-los para algum tipo de reaproveitamento, reduzir seu volume, reduzir seu potencial de poluição ambiental e/ou de agressão à saúde humana.” A partir deste conceito, a autora exemplifica opções de tratamento para os resíduos sólidos, como a segregação, reciclagem, compostagem, incineração ou disposição final adequada, onde se enquadra o aterro sanitário.

### **3.2. Aterro Sanitário**

Aterro Sanitário é “uma técnica de disposição de resíduos sólidos 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 urbanos 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 for necessário”, conforme a NBR 8419 (ABNT, 1992).

Ainda segundo a norma supracitada, os elementos de projeto que devem ser abordados na concepção do projeto incluem o sistema de drenagem superficial, sistema de drenagem e remoção de percolado, sistema de tratamento de percolado, impermeabilização inferior e/ou

superior e sistema de drenagem de gás. Pode-se analisar a seguir, corte esquemático de um aterro sanitário (Figura 1).



**Figura 1 - Corte esquemático de um aterro sanitário**

Fonte: CONDER (2009)

Embora seja reconhecidamente o processo mais barato para realizar adequadamente o tratamento e a destinação final dos resíduos sólidos, Viana (1999) aponta algumas restrições desse sistema de tratamento, como por exemplo, o tempo de operação relativamente curto e a dificuldade na obtenção de locais adequados para sua implantação nos arredores dos centros urbanos.

CONDER (2009) ressalta a importância de realizar um serviço de manutenção eficaz na estrutura do aterro, para que os problemas sejam encontrados em estágio inicial, e corrigidos antes que se agravem demasiadamente. São previstos, entre outros, os seguintes tipos de manutenção:

- Manutenção do sistema viário;
- Paisagismo;
- Manutenção do sistema de drenagem de lixiviado;
- Manutenção das máquinas e equipamentos;



- Manutenção da limpeza geral da área;
- Manutenção do sistema de monitoramento geotécnico;
- Manutenção do sistema de drenagem superficial;
- Manutenção das cercas e portões.

Quando saturado, o aterro recebe várias camadas de solo, tornando-o parcialmente impermeabilizado e assim, possibilitar e promover o crescimento da cobertura vegetal. Deve-se ainda instalar poços de controle no entorno do aterro sanitário, monitorando a possível contaminação do solo e das águas subterrâneas causados pelo lixiviado (SWITZENBAUM, 1992).

### **3.3. Lixiviado – Definição e Tratamento**

Líquido de coloração escura e forte odor, o lixiviado de aterros sanitários é formado de materiais dissolvidos ou em suspensão, orgânicos ou inorgânicos, originários de extração física ou de processo de hidrólise e fermentação dos resíduos, levados de arraste pela água da chuva, na percolação através dos resíduos em decomposição (LEMA; MENDEZ; BLAZQUEZ, 1988).

De acordo Philips *et al.* (2004), a qualidade do lixiviado depende da composição dos resíduos sólidos, idade do aterro sanitário e condições locais, como infiltração, precipitação e escoamento. Diferentes qualidades de lixiviados implicam em diferentes métodos de tratamento, o que torna a escolha do sistema de tratamento do lixiviado a etapa mais complicada na implantação do aterro sanitário e, por isso, requer muito cuidado.

A Tabela 1 apresenta a variação encontrada na composição do lixiviado, em estudo que englobou 25 aterros sanitários brasileiros.

**Tabela 1 - Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros**

<b>Parâmetro</b>	<b>Faixa máxima</b>	<b>Faixa mais provável</b>	<b>FVMP (%)</b>
<b>pH</b>	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78
<b>Alcalinidade total (mg/L de CaCO<sub>3</sub>)</b>	750 - 11.400	750 - 7.100	69
<b>Dureza (mg/L de CaCO<sub>3</sub>)</b>	95 - 3.100	95 - 2.100	81
<b>Condutividade (µS/cm)</b>	2950 - 2.500	2950 - 17 660	77
<b>DBO (mg/L de O<sub>2</sub>)</b>	< 20 - 30.000	< 20 - 8.600	75
<b>DQO (mg/L de O<sub>2</sub>)</b>	190 - 80.000	190 - 22.300	83
<b>Óleos e graxas (mg/L)</b>	10 - 480	10 - 170	63
<b>NTK (mg/L de N)</b>	80 - 3.100	Não há	-
<b>N-amoniaco (mg/L de N)</b>	0,4 - 3.000	0,4 - 1.800	72
<b>N-orgânico (mg/L de N)</b>	5 - 1.200	400 - 1.200	80
<b>N-nitrito (mg/L de N)</b>	0 - 50	0 - 15	69
<b>N-nitrato (mg/L de N)</b>	0 - 11	0 - 3,5	69
<b>P-total (mg/L)</b>	0,1 - 40	0,1 - 15	63
<b>Sulfeto (mg/L)</b>	0 - 35	0 - 10	78
<b>Sólidos totais (mg/L)</b>	3.200 - 21.900	3.200 - 14.400	79
<b>Sólidos totais fixos (mg/L)</b>	630 - 20.000	630 - 5.000	60
<b>Sólidos totais voláteis (mg/L)</b>	2.100 - 14.500	2.100 - 8.300	74
<b>Sólidos suspensos totais (mg/L)</b>	5 - 2.800	5 - 700	68
<b>Sólidos suspensos voláteis (mg/L)</b>	5 - 530	5 - 200	62

FVMP: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.

Fonte: Adaptado de Souto e Povinelli (2007) *apud* GOMES (2009).

Para o tratamento de lixiviados, são utilizados processos, em que se destacam o tratamento biológico, a recirculação do chorume através do aterro sanitário e o tratamento físico-químico (IPT/CEMPRE, 2000). No Brasil, por sua vez, os processos mais aplicados, incluem processos biológicos, como lagoas de estabilização, lodos ativados e filtros biológicos (BIDONE *et al.*, 1997).

Silva *et al* (2000), afirma que o uso de lagoas de estabilização apresenta algumas limitações, como: vazão muito variável; carga orgânica variável; ausência de parâmetros cinéticos concretizados; necessidade de grandes áreas para implantação e eficiência reduzida quando o lixiviado oferece uma baixa biodegradabilidade.

Muito utilizado, principalmente na Europa, é o tratamento conjunto do lixiviado com o esgoto, porém Wiszniowski *et al.*(2006), alega a necessidade do pré-tratamento do lixiviado no próprio aterro para atender os padrões para a sua descarga na rede de esgoto.

Objeto de estudo deste trabalho, o processo a ser detalhado será o sistema de lodos ativados, que é amplamente utilizado no tratamento de efluentes e, que a cada dia ganha mais interesse em sua implantação nos aterros sanitários, principalmente em países com clima tropical, caso do Brasil, pois se trata de um processo biológico e, portanto, trabalha melhor em temperaturas mais elevadas.

### **3.4. Lodos Ativados**

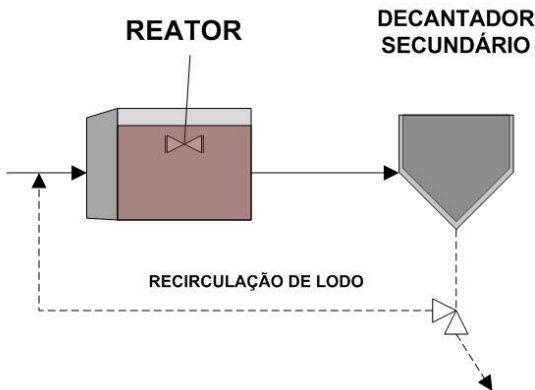
#### **3.4.1. Definição e Classificação**

Na ânsia de desenvolver um sistema de tratamento com melhor eficiência aos existentes à época, em 1914, os ingleses Andern e Locket apresentam uma técnica revolucionária, a de recircular os sólidos decantados em vez de descartá-los, adaptando assim, o já inovador sistema de Fowler que utilizava uma cultura de biomassa no tanque aerado (JORDÃO e PESSÔA, 2005). Tal inovação representa segundo Von Sperling (1996), um valor de 20 a 30 vezes maior na concentração de sólidos em suspensão no sistema de lodos ativados se comparado às lagoas aeradas, o que justifica o melhor desempenho desse tratamento para reatores de mesmo volume.

Jordão e Pessôa (2005) definem o lodo ativado como sendo o floco produzido em um esgoto bruto ou decantado e acumulado em concentração satisfatória graças ao retorno de outros flocos previamente formados na presença de oxigênio dissolvido, pelo crescimento de bactérias zooglêias ou outros organismos. O sistema de lodos ativados é, portanto, um tratamento biológico que se utiliza do lodo ativado para tratamento de efluentes. Vazollér (1989), por sua vez, define o sistema de lodos ativados como “[...] um processo fermentativo aeróbio contínuo com reciclo de biomassa, que se constitui num inóculo permanente e aclimatado.”

Extremamente difundido em escala mundial, o sistema de lodos ativados é empregado em circunstâncias em que é necessária uma elevada qualidade do efluente e área reduzida. Em contrapartida, o sistema de lodos ativados constitui um alto nível de mecanização no comparativo a outros sistemas de tratamento, implicando em uma operação mais complexa e em consumo de energia elétrica superior (VON SPERLING, 1997).

Segundo Von Sperling (1997), a etapa biológica do sistema de lodos ativados integra o tanque de aeração (reator), o tanque de decantação (decantador secundário) e a recirculação de lodo, conforme esquema apresentado na Figura 2. Ainda de acordo com o autor, no primeiro ocorre a remoção da matéria orgânica e perante condições adequadas, a remoção da matéria nitrogenada, no segundo ocorre a sedimentação dos sólidos (biomassa) e por fim a recirculação dos sólidos sedimentados. Obtendo, de acordo com Metcalf e Eddy (1991), uma boa eficiência de remoção nos parâmetros como Sólidos em Suspensão (SS), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Nitrogênio (por nitrificação e desnitrificação).



**Figura 2 - Esquema das unidades da etapa biológica do sistema de lodos ativados**

Fonte: Adaptado de Von Sperling (1997)

Com o intuito de se economizar com a aeração e permitir a construção de um tanque de volume menor, o sistema de lodos ativados convencional, conta ainda com a presença de um decantador primário à montante do tanque de aeração (VON SPERLING, 1997).

A partir da configuração convencional, o processo apresenta inúmeras variações, desenvolvidas em busca de inovações aliadas a maior economia, além de melhores condições do lodo recirculado. Além do reator em batelada seqüencial (RBS), sistema em que o processo ocorre em um único tanque, Jordão e Pessôa (2005) destacam 16 variações do processo convencional de lodos ativados, dentre os quais, o processo de alta capacidade, aeração escalonada, mistura completa e valo de oxidação.

Von Sperling (1997) classifica os sistemas de lodos ativados de três formas diferentes, quanto à idade do lodo, em convencional (4 a 10 dias) ou aeração prolongada (18 a 30 dias), quanto ao fluxo, em contínuo ou intermitente e ainda quanto à procedência do efluente, em esgoto bruto, efluente de decantador primário, efluente de reator anaeróbio ou efluente de outro processo de tratamento de esgotos.

### **3.4.2. Fatores Interferentes à biomassa**

Alguns requisitos devem ser observados para que a biomassa envolvida no tratamento se desenvolva corretamente, os quais podem ser divididos em fatores ambientais, parâmetros de projeto e configuração do sistema (MORAIS, 2005). No primeiro, observa-se o pH, temperatura, presença de nutrientes, tipo e concentração de substratos, disponibilidade de sólidos suspensos, enquanto no segundo observa-se a relação A/M (Alimento/Microrganismo), índice volumétrico de lodo (IVL), tempo de retenção celular ( $\theta_c$ ), tempo de detenção hidráulica (TDH) e no último, deve-se observar a conformação do sistema.

Von Sperling (1997) ressalta a importância de outro requisito, a proporção ideal entre os três nutrientes fundamentais para os microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, o carbono orgânico (DBO), o nitrogênio e a fósforo, sendo encontrado comumente na literatura uma proporção (C:N:P) de 100:5:1 para sistemas convencionais, enquanto os sistemas de aeração prolongada necessitam proporções menores de nitrogênio e fósforo. Além disso, deve-se observar os requisitos de aeração (recomenda-se concentração de OD acima de 2 mg/L) a fim de fornecer oxigênio e gerar turbulência necessária para manter os sólidos em suspensão.

### **3.4.3. Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) e Tempo de Residência Celular (idade do lodo)**

No sistema de lodos ativados, a recirculação de sólidos, através da separação e concentração desses na unidade de decantação secundária, de onde parte retorna para o tanque de aeração, resulta na permanência dos sólidos no sistema por mais tempo que o líquido (VON SPERLING, 1997). Para se analisar tal afirmativa, devemos avaliar o tempo de detenção hidráulica e a idade do lodo.

Ainda segundo o autor, o tempo de detenção hidráulica (TDH) corresponde ao tempo que o líquido permanece no reator biológico do sistema. O processo de lodos ativados apresenta tempo de detenção hidráulica relativamente baixo, da ordem de horas, sendo que o sistema com aeração prolongada apresenta os valores mais altos, que variam de 16 a 24 horas, pois dispensam a decantação primária.

O sistema de lodos ativados com essa característica requer um maior volume do tanque de aeração (reator biológico) se comparado a outras configurações de lodos ativados, em consequência da elevada quantidade de biomassa, já que essa permanece no sistema por um período maior devido à recirculação do lodo (BROTTO, 2010).

O tempo de residência celular, comumente denominado de idade do lodo ( $\theta_c$ ), segundo Jordão e Pessôa (2005), é o tempo médio que uma partícula em suspensão permanece sob aeração, sendo que o sistema designado de aeração prolongada possui um valor característico para a idade do lodo entre 18 e 30 dias.

A idade do lodo está intimamente relacionada com a eficiência de remoção da matéria orgânica, pois é a maior retenção dos sólidos no sistema que assegura o tempo suficiente para a biomassa metabolizar a matéria orgânica disponível (PREVITALE, 2006).

### **3.4.4. Avaliação da Oferta de Matéria Orgânica Biodegradável e Capacidade de Consumo de Substrato**

Os microrganismos, no tratamento biológico por lodos ativados, possuem um limite de consumo do substrato (alimento) por unidade de tempo, para tanto é necessário manter uma relação A/M adequada dentro do sistema, já que uma elevada relação A/M pode implicar em sobra de substrato no efluente final em decorrência da oferta excessiva de matéria orgânica biodegradável. Por outro lado, baixos valores de A/M expressam uma oferta de substrato aquém à capacidade de

consumo da biomassa, resultando na utilização da matéria orgânica afluyente, assim como da própria matéria orgânica de constituição celular. Além disso, baixos valores de A/M estão relacionados a altas idades do lodo, e vice-versa (CHERNICHARO, 2001).

### **3.4.5. Remoção Biológica de Nutrientes**

Nitrogênio e fósforo e seus compostos são os principais causadores de eutrofização nos sistemas aquáticos, causando entre outros, problemas no aspecto estético, de recreação e abastecimento d'água. Por isso, a remoção de tais nutrientes deve ser abordada na avaliação de um sistema de tratamento.

#### ***Remoção Biológica de Nitrogênio***

O nitrogênio presente em lixiviados de aterro sanitário de RSU é majoritariamente de origem vegetal e animal (resto de alimentos). Entre as fontes menos importantes de nitrogênio estão os fertilizantes, os produtos de limpeza, a carne preservada com amônia e os produtos para preservação de madeira (FLECK, 2003 *apud* GOMES, 2009).

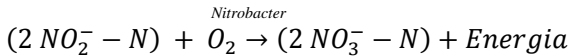
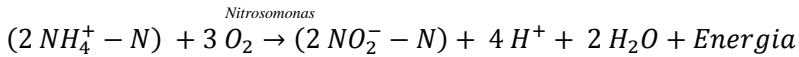
A Remoção Biológica de Nutrientes (RBN), segundo Metcalf e Eddy (2003), refere-se a processos que se utilizam de microrganismos no processo de tratamento para remoção do nitrogênio total e do fósforo total presente em águas residuais. Para Koh *et al.* (2004), o sistema de lodos ativados se destaca quando aplicado na remoção dos compostos nitrogenados biodegradáveis orgânicos e inorgânicos.

De acordo com Von Sperling (1997), a RBN tem dominado a discussão em congressos e encontros científicos internacionais, sendo um ponto que já vem sendo considerado em novos projetos de lodos ativados, principalmente nos países onde a problemática da remoção da matéria carbonácea já está bem resolvida.

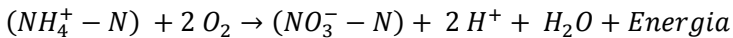
Na Remoção Biológica de Nutrientes (RBN) a nitrificação e a desnitrificação são os processos biológicos essenciais para a remoção de nitrogênio. Na nitrificação, o N-amoniaco, normalmente na forma do amoníaco é oxidado por bactérias autotróficas a nitrito e, em seguida, para nitrato, o qual é transformado em nitrogênio gasoso, a partir de vários produtos intermediários, durante a desnitrificação. (LEE; WELANDER, 1996).

Von Sperling (1997) aponta as reações ocorridas na nitrificação, tanto na transformação da amônia em nitritos (através de bactérias como

as do gênero *Nitrosomonas*) quanto na oxidação de nitritos em nitratos (principalmente através de bactérias do gênero *Nitrobacter*), apresentadas abaixo:



A reação global da nitrificação e a soma das duas equações acima:



O íon hidrogênio liberado na oxidação da amônia a nitrito durante a nitrificação ocasiona a queda no pH, gerando grande consumo de alcalinidade, que por consequência pode inibir ou mesmo parar a nitrificação. (METCALF e EDDY, 2003). Deste modo, monitorar estes parâmetros (amônia, nitrito, nitrato, pH e alcalinidade), têm-se um indicativo da ocorrência de nitrificação e nitratação. A concentração de OD também deve ser monitorada, pois em baixas concentrações provoca decréscimo nas taxas de nitrificação. EPA (1993 *apud* Von Sperling, 1997) recomenda OD mínimo no reator de 2,0 mg/L.

A desnitrificação ocorre necessariamente em condições anóxicas (ausência de oxigênio, presença de nitratos), pois o nitrato é utilizado no lugar do oxigênio como acceptor de elétrons nos processos respiratórios dos microrganismos, transformando-o em nitrogênio gasoso. Para que esse processo ocorra é necessária alguma fonte de carbono orgânico (doador de elétrons) aos microrganismos heterotróficos, caso indisponíveis no próprio efluente pode ser introduzida através de fonte externa, como por exemplo, o metanol (VON SPERLING, 1997).

### ***Remoção Biológica de Fósforo***

A remoção biológica do fósforo, segundo Von Sperling (1997), ocorre na presença de microorganismos acumuladores de fósforo, porém, para que estes se desenvolvam é fundamental a ocorrência de zonas anaeróbias (que funcionam como um seletor biológico) e de zonas aeróbias ao longo do tratamento. O fósforo acumulado pelos



microorganismos é retirado do sistema no momento em que os microorganismos acumuladores de fósforo são removidos juntamente com o lodo biológico excedente.

Ainda segundo Von Sperling (1997), alguns fatores podem influenciar a remoção biológica de fósforo, entre os quais estão fatores ambientais como a concentração de OD, temperatura, pH e a presença de nitrato na zona anaeróbia, além de parâmetros de projeto como a idade do lodo, tempo de detenção hidráulica e configuração da zona anaeróbia.

### **3.5. Pesquisas com Lodos Ativados Aplicados ao Tratamento de Lixiviado**

Embora muito utilizado no tratamento de efluentes, com vasto material bibliográfico abordando o assunto, o uso do sistema de lodos ativados no tratamento de lixiviado ainda é restrito se comparado ao seu emprego no tratamento de esgotos sanitários, porém, em pleno crescimento, é objeto de diversos estudos e de novos projetos nas estações de tratamento de lixiviado.

Ferreira *et al.* (2001) apontam que o processo de lodos ativados pode ser inibido (especialmente a nitrificação) pela presença de substâncias tóxicas, variação de temperatura e do pH do lixiviado. Os autores também atentam para o caso de lixiviado considerado “velho” (pobre em orgânicos biodegradáveis), quando a relação C/N pode ser muito baixa para a utilização desse processo biológico. Em pesquisa desenvolvida por Rodrigues (2007), após uma etapa de remoção da amônia, o lixiviado foi tratado por lodos ativados com diferentes relações A/M, em que foram apresentados bons resultados na remoção de grande parte dos parâmetros analisados, principalmente na remoção de DBO<sub>5</sub> e DQO.

Uygun e Kargi (2004) apresentam bons resultados na remoção biológica de nutrientes através de um reator em batelada sequencial (RBS) em escala piloto, a partir de um lixiviado pré-tratado pelos processos físico-químicos de coagulação e floculação. O estudo foi realizado variando-se a operação do reator em três, quatro e cinco estágios, este alcançando remoção de 62%, 31% e 19% para DQO, Nitrogênio amoniacal e fósforo (na forma de fosfato) respectivamente.

Em estudo desenvolvido no Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, Edital 5 do PROSAB, Trennepohl (2009) alcançou bons resultados na remoção de nitrogênio com o sistema de lodos ativados, no qual obteve eficiências por volta de 98% na remoção de

nitrogênio amoniacal com auxílio do etanol como fonte de carbono externa para desnitrificação.

### **3.6. Padrões exigidos pela Legislação no lançamento de efluentes**

O lançamento de efluentes em corpos hídricos é regido pelas Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) N°357/2005 e N°430/2011, que dispõem sobre a classificação dos corpos d'água e as condições e padrões de lançamento de efluentes, respectivamente. Na esfera estadual, Santa Catarina possui a Lei N° 14.675 de 13 de abril de 2009, que instituiu o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. A Tabela 2 apresenta os padrões estabelecidos para o lançamento de efluentes.

**Tabela 2 - Padrões estabelecidos na Legislação Federal e Estadual quanto ao enquadramento de corpos d'água e para o lançamento de efluentes**

Parâmetros	CONAMA N° 357			CONAM A N° 430	Lei N° 14.675
	Classe 1	Classe 2	Classe 3		
<b>pH</b>	6 a 9	6 a 9	6 a 9	5 a 9	6 a 9
<b>Oxigênio Dissolvido</b>	> 6 mg/L O <sub>2</sub>	> 5 mg/L O <sub>2</sub>	> 4 mg/L O <sub>2</sub>	-	-
<b>Cor</b>	cor natural	75 mg Pt/L	100 mg Pt/L	-	-
<b>Turbidez</b>	40 UNT	100 UNT	100 UNT	-	-
<b>Alcalinidade</b>	-	-	-	-	-
<b>Clorofila a</b>	10 µg/L	30 µg/L	60 µg/L	-	-
<b>DBO<sub>5</sub>, 20 °C</b>	3 mg/L O <sub>2</sub>	5 mg/L O <sub>2</sub>	10 mg/L O <sub>2</sub>	remoção 60%	60 mg/LO <sub>2</sub> <sup>(1)</sup>
<b>DQO</b>	-	-	-	-	-
<b>Nitrito</b>	1 mg/L N	1 mg/L N	1 mg/L N	-	-
<b>Nitrato</b>	10 mg/L N	10 mg/L N	10 mg/L N	-	-
<b>Cloreto Total</b>	250 mg/L Cl	250 mg/L Cl	250 mg/L Cl	-	-
<b>Sulfatos</b>	250 mg/L SO <sub>4</sub>	250 mg/L SO <sub>4</sub>	250 mg/L SO <sub>4</sub>	-	-
<b>Fósforo Total</b>	0,10 mg/L P	0,10 mg/L P	0,15 mg/L P	-	4 mg/L <sup>(2)</sup>
<b>Amônia</b>	-	-	-	20 mg/L N	-
<b>NTK</b>	-	-	-	-	-
<b>COT</b>	-	-	-	-	-
<b>Sólidos Dissolvidos</b>	500 mg/L	500 mg/L	500 mg/L	-	-
<b>Sólidos Sedimentáveis</b>	-	-	-	Até 1 mL/L <sup>(3)</sup>	-

Da Resolução CONAMA n. 430, art. 5º, § 2º: Para os parâmetros não incluídos nas metas obrigatórias e na ausência de metas intermediárias progressivas, os padrões de qualidade a serem obedecidos no corpo receptor são os que constam na classe na qual o corpo receptor estiver enquadrado.

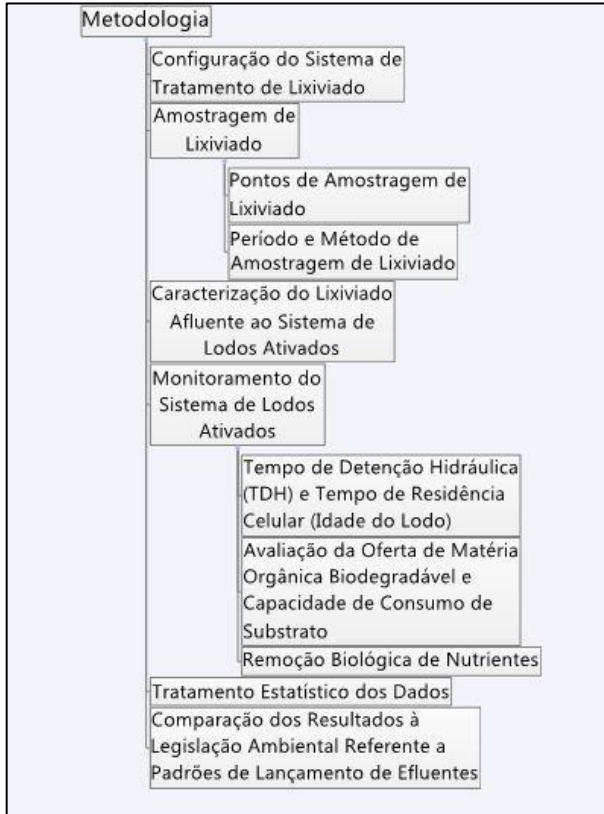
\*(1): Esse limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento biológico de água residuária que reduza a carga poluidora em termos de DBO5 dias 20 °C do despejo em no mínimo 80%;

\*(2): padrão para lançamentos em trechos de lagoas, lagunas e estuários. O efluente deve atender aos valores de concentração estabelecidos ou aos sistemas de tratamento - que devem operar com a eficiência mínima de 75% na remoção de fósforo, desde que não altere as características dos corpos de água; e previstas em Lei.

\*(3): Em teste de 1 hora em cone Imhoff.

## 4. METODOLOGIA

A seqüência lógica da metodologia aplicada no presente trabalho, estruturada de tal modo a atingir os objetivos propostos no estudo, é exposta no seguinte fluxograma:



**Figura 3 - Fluxograma da metodologia aplicada**

### 4.1. Configuração do sistema de tratamento de lixiviado

O Aterro Sanitário em estudo situa-se no Estado de Santa Catarina, implantado e operado por uma empresa privada, a qual terá sua identidade preservada, decisão tomada em comum acordo para dar prosseguimento aos estudos.

O lixiviado bruto do Aterro Sanitário em questão foi caracterizado pelo grupo de pesquisa do Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos (LARESO) para o projeto em rede nacional denominado TRATALIX, financiado pela FINEP e CNPq. A caracterização do lixiviado bruto citada acima pode ser observada na tabela abaixo:

**Tabela 3 - Caracterização do lixiviado bruto**

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor</b>
<b>pH (adimensional)</b>	8,29
<b>DBO (mg/L)</b>	1094
<b>DQO<sub>t</sub> (mg/L)</b>	2789
<b>DQO<sub>s</sub> (mg/L)</b>	2319
<b>Nitrito (mg/L)</b>	0,79
<b>Nitrato (mg/L)</b>	7,44
<b>Fósforo (mg/L)</b>	95,88
<b>NTK (mg/L )</b>	812
<b>Amônia (mg/L )</b>	721
<b>SVT (mg/L)</b>	1802
<b>SFT (mg/L)</b>	4148
<b>ST (mg/L)</b>	5950
<b>Cor (mg Pt-Co)</b>	2453
<b>Turbidez (NTU)</b>	161
<b>Sulfetos (mg/L)</b>	0,23

A caracterização apresenta um lixiviado bruto com pH alto, porém, dentro da faixa esperada para o lixiviado de um aterro brasileiro (conforme Tabela 1), alta concentração de Fósforo e uma relação DBO/DQO de 0,39.

O Aterro Sanitário e seu sistema de tratamento de lixiviado podem ser observados na Figura 4 e 5.

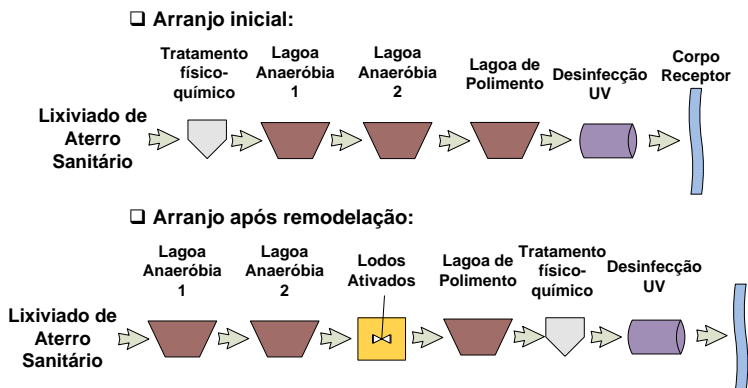


**Figura 4 - Imagem de satélite do aterro sanitário**

Fonte: Bing Maps

No período que envolve o início do presente trabalho, o sistema de tratamento de lixiviados do aterro sanitário alcançava a fase final de uma reformulação em sua configuração. A composição inicial do sistema, portanto, era dada por um tratamento físico-químico, seguido de três lagoas de estabilização e sistema de desinfecção ultravioleta (UV). Situado a montante das lagoas de estabilização, o pré-tratamento físico-químico, tinha por finalidade principal a redução da carga de nitrogênio amoniacal e a remoção de compostos recalcitrantes. As lagoas eram operadas em série, duas lagoas anaeróbias e uma lagoa de polimento. E por fim, o lixiviado passava pelo processo de desinfecção por UV.

A reformulação do processo tem como objetivo melhorar o sistema de tratamento para, deste modo, alcançar melhor eficiência de tratamento e consequentemente, gerando um efluente de melhor qualidade. Para tanto, foi introduzido ao tratamento o sistema de lodos ativados e alterada a sequência de tratamento, com o remanejamento do tratamento físico-químico para depois das lagoas de estabilização. A configuração inicial e as mudanças obtidas depois da reformulação podem ser observadas na Figura 5.



**Figura 5 - Disposição das unidades antes e após as alterações**

Conforme apresentado na Figura 5, o primeiro estágio do tratamento do lixiviado consiste nas lagoas anaeróbias 1 e 2, que possuem as seguintes dimensões: 75,60 x 41,75 x 3,50 metros e 48,30 x 23,50 x 3,5 metros, respectivamente. O sistema de lagoas pode ser visualizado na imagem abaixo (Figura 6).



**Figura 6 - Lagoas Anaeróbias 1 (maior) e 2; e Lagoa de Polimento (menor)**

Enfoque do trabalho, o recém introduzido sistema de lodos ativados de fluxo contínuo e aeração prolongada é composto de dois tanques de aeração (aeração por ar difuso) em paralelo com volume de 700m<sup>3</sup> (Figura 7), decantador secundário trapezoidal (Figura 8) com

talude de declividade 1:1, linha de recirculação de efluente para a lagoa anaeróbia 2 a fim de promover a desnitrificação e linha de recirculação de sólidos, de onde é removido parte do lodo, denominado de lodo excedente.



**Figura 7 - Tanque de Aeração**



**Figura 8 - Decantador Secundário**

Do sistema de lodos ativados, o lixiviado segue para a lagoa de polimento, passando pelo físico-químico (coagulação/floculação) e finalmente recebe a desinfecção por radiação ultravioleta.

Devido a tal reformulação no tratamento do lixiviado, os dados coletados só foram considerados no presente trabalho a partir do momento em que todas as unidades integrantes ao sistema de lodos ativados estavam em pleno funcionamento, o que remete às coletas a partir do dia 21 de agosto de 2012.

## **4.2. Amostragem de lixiviado**

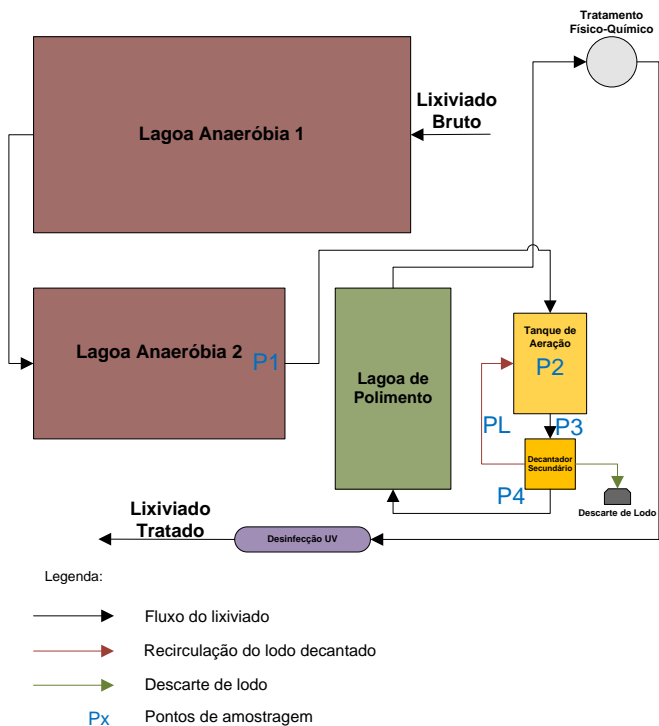
### **4.2.1. Pontos de amostragem de lixiviado**

Foram coletadas amostras em 5 pontos distintos do sistema de tratamento, identificados na Tabela 4 e ilustrados na Figura 9:

**Tabela 4 - Identificação dos Pontos de Amostragem.**

<b>Pontos de Amostragem</b>	<b>Identificação</b>
P1	Lixiviado afluente (saída da Lagoa Anaeróbia 2)
P2	Tanque de Aeração (Reator)
P3	Entrada do Decantador Secundário
P4	Efluente tratado (saída do Decantador Secundário)
PL	Recirculação do lodo





**Figura 9 - Localização dos pontos de amostragem**

Os pontos de amostragem podem ser observados nas figuras abaixo:



**Figura 10 - Lixiviado aflúente (saída da Lagoa Anaeróbia 2 - P1)**



**Figura 11 - Tanque de aeração (P2)**



**Figura 12 - Entrada do decantador secundário (P3)**



**Figura 13 - Efluente tratado (P4)**



**Figura 14 - Recirculação do lodo (PL)**

#### **4.2.2. Período e Método de amostragem de lixiviado**

Conforme observado anteriormente, a remodelação no sistema de tratamento do aterro sanitário determinou o início das coletas, já que havia a necessidade de aguardar a total implantação do sistema de lodos ativados, quando todos os seus componentes estivessem funcionando perfeitamente. Tal necessidade resultou na redução no número de coletas realizadas durante o período do trabalho.

As coletas foram realizadas quinzenalmente, num período de 5 meses, com início no dia 21 de agosto de 2012 enquanto a última coleta foi realizada no dia 17 de dezembro de 2012. Portanto, foram realizadas 10 coletas no período estudado, sendo que a última coleta foi antecipada em uma semana devido ao recesso previsto no calendário acadêmico. O calendário das coletas é exposto na Tabela 5.

**Tabela 5 - Calendário das coletas.**

<b>Coleta</b>	<b>Data</b>
<b>1<sup>a</sup></b>	21 de Agosto
<b>2<sup>a</sup></b>	3 de Setembro
<b>3<sup>a</sup></b>	17 de Setembro
<b>4<sup>a</sup></b>	1º de Outubro
<b>5<sup>a</sup></b>	19 de Outubro
<b>6<sup>a</sup></b>	29 de Outubro
<b>7<sup>a</sup></b>	12 de Novembro
<b>8<sup>a</sup></b>	26 de Novembro
<b>9<sup>a</sup></b>	10 de Dezembro
<b>10<sup>a</sup></b>	17 de Dezembro

Devido às grandes proporções da Lagoa Anaeróbia 2, as coletas no P1 foram realizadas com auxílio de um recipiente conectado ao centro de uma corda, manuseada pelas extremidades conforme visualiza-se na Figura 15. Para os demais pontos, utilizou-se um recipiente acoplado à extremidade de um cabo de madeira (Figura 16).



**Figura 15 - Coleta de amostra utilizando recipiente e corda**



**Figura 16 - Coleta de amostra utilizando recipiente acoplado a um cabo de madeira**

Para sua correta conservação, logo após serem coletadas, as amostras foram preservadas no interior de caixas térmicas com gelo durante o tempo de deslocamento até o laboratório de análises.

As análises laboratoriais, tanto da caracterização do lixiviado bruto, quanto do monitoramento dos demais pontos de amostragem foram realizadas no Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos

(LARESO) e, quando necessário foram utilizadas as dependências do Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), ambos, laboratórios do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Para todos os pontos de amostragem foram monitorados parâmetros através dos métodos analíticos abaixo explicitados (Tabela 6), a maioria em conformidade com o “*Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*” (APHA, 2005).

**Tabela 6 - Parâmetros e métodos analíticos**

<b>Parâmetro</b>	<b>Método</b>
<b>DBO</b>	Manométrico - Standard Methods (SM) 5210D
<b>DQO</b>	Colorimétrico - SM 5220D
<b>Nítrito</b>	Colorimétrico - SM 4500-NO <sub>3</sub>
<b>Nitrato</b>	Colorimétrico - SM 4500-NO <sub>2</sub>
<b>NTK</b>	Digestão/Destilação Kjeldahl - SM 4500-N <sub>org</sub> B
<b>Amônia</b>	Destilação Kjeldahl - SM 4500-NH <sub>3</sub> B
<b>Fósforo</b>	Colorimétrico - SM 4500-P C
<b>Sólidos suspensos</b>	Gravimétrico - SM 2540D
<b>ST, SVT, SFT</b>	Gravimétrico - SM 2540B, E
<b>Sólidos Sedimentáveis</b>	Volumétrico - SM 2540F
<b>pH</b>	Potenciométrico
<b>Alcalinidade</b>	Titulométrico - SM 2320-B

### **4.3. Caracterização do lixiviado afluyente ao sistema de lodos ativados**

O lixiviado afluyente ao sistema de lodos ativados (P1), a partir do qual se dará a avaliação da eficiência do sistema de lodos ativados no tratamento de lixiviado, será caracterizado qualitativamente a partir dos parâmetros apresentados na Tabela 6.

### **4.4. Monitoramento do Sistema de Lodos Ativados**

O sistema de lodos ativados em estudo recebe lixiviado da Lagoa Anaeróbia 2 e tem como características o fluxo contínuo e a

aeração prolongada. O sistema em estudo será avaliado através de monitoramento de parâmetros operacionais e monitoramento físico-químico do lixiviado nos pontos de amostragem, desde o lixiviado afluente ao sistema até efluente tratado, assim como no tanque de aeração e na recirculação do lodo, nos parâmetros apresentados na Tabela 6.

Dados técnicos e operacionais como a vazão de entrada do sistema de tratamento, a vazão de recirculação de lodo e demais informações complementares sobre o funcionamento do sistema foram repassados pela empresa gestora do aterro, conforme previsto na parceria técnico-científica estabelecida.

#### 4.4.1. Tempo de detenção hidráulica (TDH) e tempo de residência celular (idade do lodo)

O tempo de detenção hidráulica é a razão entre volume de líquido no sistema e o volume retirado do sistema por unidade de tempo, porém, como o fluxo é contínuo, o volume de entrada e saída são iguais (VON SPERLING, 1997). Portanto, o TDH pode ser expresso conforme mostra a equação 1:

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (1)$$

Onde:

$TDH$  = tempo de detenção hidráulica (dias);

$V$  = volume de líquido no tanque de aeração ( $m^3$ );

$Q$  = vazão do sistema ( $m^3/d$ ).

Analogamente ao TDH, a idade do lodo é a razão entre a massa de sólidos no sistema e a massa de sólidos retirada do sistema por unidade de tempo, sendo expressa conforme a equação 2:

$$\theta_c = \frac{X_v \cdot V}{(Q - Q_{ex}) \cdot X_{ve} + Q_{ex} \cdot X_{vr}} \quad (2)$$

Onde:

$\theta_c$  = idade do lodo (dias);

$V$  = volume de líquido no tanque de aeração ( $m^3$ );

$X_v$  = concentração de biomassa no reator, representada por SSV ( $\text{g}/\text{m}^3$ );

$Q$  = vazão do sistema ( $\text{m}^3/\text{d}$ );

$Q_{ex}$  = vazão do lodo excedente ( $\text{m}^3/\text{d}$ );

$X_{ve}$  = concentração de SSV no efluente ( $\text{g}/\text{m}^3$ );

$X_{vr}$  = concentração de SSV no lodo de retorno ( $\text{g}/\text{m}^3$ ).

Como  $X_{ve}$  normalmente apresenta valores desprezíveis comparados aos valores de  $X_v$  e  $X_{vr}$ , a Equação 2 pode ser simplificada, obtendo-se a equação 3:

$$\theta_c = \frac{X_v \cdot V}{Q_{ex} \cdot X_{vr}} \quad (3)$$

Onde:

$\theta_c$  = idade do lodo (dias);

$V$  = volume de líquido no tanque de aeração ( $\text{m}^3$ );

$X_v$  = concentração de biomassa no reator, representada por SSV ( $\text{g}/\text{m}^3$ );

$Q_{ex}$  = vazão do lodo excedente ( $\text{m}^3/\text{d}$ );

$X_{vr}$  = concentração de SSV no lodo de retorno ( $\text{g}/\text{m}^3$ ).

#### **4.4.2. Avaliação da oferta de matéria orgânica biodegradável e capacidade de consumo de substrato**

A oferta de matéria orgânica biodegradável e a capacidade de consumo do substrato e demais variáveis relacionadas serão determinadas através da avaliação dos parâmetros a seguir, a partir das equações apresentadas a seguir:

- A oferta de alimentos ou carga de alimentos, em termos de  $\text{DBO}_5$ , determinada a partir da equação 4:

$$A = Q \cdot S_0 \quad (4)$$

Onde:

$A$  = carga de alimentos ( $\text{g DBO}_5/\text{d}$ );

$Q$  = vazão ( $\text{m}^3/\text{d}$ );

$S_0$  = concentração DBO<sub>5</sub> afluente (g/m<sup>3</sup>).

- Massa de microrganismos ou biomassa (M), representada pelos sólidos suspensos voláteis (SSV) no tanque de aeração, conforme equação 5:

$$M = V \cdot X_v \quad (5)$$

Onde:

$M$  = massa de microrganismos (g SSV);

$V$  = volume de líquido no tanque de aeração (m<sup>3</sup>);

$X_v$  = concentração de biomassa no reator (g SSV/m<sup>3</sup>).

- Relação Alimento/Microrganismo (A/M), conforme equação 6:

$$\frac{A}{M} = \frac{Q \cdot S_0}{V \cdot X_v} \quad (6)$$

Onde:

$\frac{A}{M}$  = relação A/M (g DBO<sub>5</sub>/g SSV.d);

$Q$  = vazão do sistema (m<sup>3</sup>/d);

$S_0$  = concentração DBO<sub>5</sub> afluente (g/m<sup>3</sup>)

$V$  = volume de líquido no tanque de aeração (m<sup>3</sup>);

$X_v$  = concentração de biomassa no reator, representada por SSV (g/m<sup>3</sup>).

- Taxa de utilização do substrato, através da equação 7:

$$U = \frac{Q \cdot (S_0 - S)}{V \cdot X_v} \quad (7)$$

Onde:

$U$  = taxa de utilização do substrato (g DBO<sub>5</sub>/g SSV.d);

$Q$  = vazão do sistema (m<sup>3</sup>/d);

$S_0$  = concentração de DBO<sub>5</sub> afluente (g/m<sup>3</sup>);

$S$  = concentração de DBO<sub>5</sub> efluente (g/m<sup>3</sup>);

$V$  = volume de líquido no tanque de aeração (m<sup>3</sup>);

$X_v$  = concentração de biomassa no reator, representada por SSV ( $\text{g}/\text{m}^3$ ).

Porém, como:

$$E = \frac{S_0 - S}{S_0} \quad (8)$$

Onde:

$E$  = eficiência do sistema na remoção de substrato;

$S_0$  = concentração de  $\text{DBO}_5$  afluyente ( $\text{g}/\text{m}^3$ );

$S$  = concentração de  $\text{DBO}_5$  efluente ( $\text{g}/\text{m}^3$ ).

Logo, a equação 8 pode ser rearranjada, o que resulta na equação 9:

$$U = \left(\frac{A}{M}\right) \cdot E \quad (9)$$

Onde:

$U$  = taxa de utilização do substrato ( $\text{g DBO}_5/\text{g SSV.d}$ );

$\frac{A}{M}$  = relação A/M ( $\text{g DBO}_5/\text{g SSV.d}$ );

$E$  = eficiência do sistema na remoção de substrato.

- Índice Volumétrico de Lodo (IVL)

O índice volumétrico de lodo, de acordo com o Manual de Operação de Lodos Ativados (ACQUA ENGENHARIA), é resultado da avaliação do volume (mL) ocupado por um grama de sólidos em suspensão (seco), o qual aponta qualitativamente os padrões de sedimentabilidade do lodo. Segundo esse manual, o IVL pode ser obtido pela equação 10:

$$IVL = \frac{SS_{sed}}{SS} \quad (10)$$

Onde:

$IVL$  = índice volumétrico de lodo ( $\text{mL}/\text{g}$ );

$SS_{sed}$  = sólidos sedimentáveis no tanque de aeração ( $\text{mL}/\text{L}$ );

$SS$  = sólidos suspensos no tanque de aeração ( $\text{g}/\text{L}$ ).



### 4.4.3. Remoção Biológica de Nutrientes

#### *Remoção Biológica de Nitrogênio*

A avaliação do sistema de lodos ativados em termos de remoção de nitrogênio será realizada através da análise dos resultados dos parâmetros da série nitrogenada, tanto no afluente (proveniente das lagoas anaeróbias), quanto do efluente, após a passagem pelo decantador secundário. A ocorrência de nitrificação/desnitrificação será avaliada em termos de N-amoniaco, nitrito e nitrato. A nitrificação, portanto, será avaliada na eficiência de remoção de N-amoniaco, representado pela amônia, através da equação 11:

$$E_N = \left( \frac{(N - NH_{4-})_E - (N - NH_{4-})_S}{(N - NH_{4-})_E} \right) \cdot 100 \quad (11)$$

Onde:

$E_N$  = eficiência de remoção de amônia (%);

$(N - NH_{4-})_E$  = concentração de amônia afluente (mg/L);

$(N - NH_{4-})_S$  = concentração de amônia efluente (mg/L);

Será avaliada a eficiência do sistema de lodos ativados em escala real quanto à desnitrificação, através da equação 12:

$$E_D = \left\{ \frac{((N - NH_{4-})_E - (N - NH_{4-})_S) - (N - NO_{x-})_S}{(N - NH_{4-})_E - (N - NH_{4-})_S} \right\} \cdot 100 \quad (12)$$

Onde:

$E_D$  = eficiência de desnitrificação (%);

$(N - NH_{4-})_E$  = concentração de amônia afluente (mg/L);

$(N - NH_{4-})_S$  = concentração de amônia efluente (mg/L);

$(N - NH_{x-})_S$  = concentração dos compostos de nitrogênio oxidado (nitrito e nitrato) (mg/L);

A eficiência de remoção do nitrogênio total (NTK + nitrito + nitrato) foi calculada utilizando-se a equação 13:

$$E_{NT} = \left( \frac{NT_0 - NT}{NT_0} \right) \cdot 100 \quad (13)$$

Onde:

$E_{NT}$  = eficiência de remoção de nitrogênio total (%);

$NT_0$  = concentração de nitrogênio total afluente (mg/L);

$NT$  = concentração de nitrogênio total efluente (mg/L).

### ***Remoção Biológica de Fósforo***

A remoção de fósforo será verificada no presente estudo no monitoramento do fósforo total em todos os pontos de amostragem. A eficiência de remoção de Fósforo total será obtida através da equação 14:

$$E_P = \left( \frac{P_0 - P}{P_0} \right) \cdot 100 \quad (14)$$

Onde:

$E$  = eficiência do sistema na remoção de substrato (%);

$P_0$  = concentração fósforo total afluente (g/m<sup>3</sup>);

$P$  = concentração de fósforo total efluente (g/m<sup>3</sup>).

### **4.5. Tratamento Estatístico dos dados**

A análise estatística consistiu de uma parte descritiva, com o intuito de apresentar de forma resumida os dados coletados. Nesta análise fez-se a determinação de estatísticas descritivas básicas: tamanho da amostra (n), média, desvio padrão da média, mínimo, primeiro quartil, mediana, terceiro quartil e máximo. Foram também construídos gráficos para visualização do comportamento dos dados coletados (BUSSAB & MORETIN, 2002).

A análise estatística foi desenvolvida com o software STATISTICA (STATSOFT, 2001), enquanto o software Microsoft Excel (MICROSOFT, 2010) foi utilizado na construção dos gráficos.

### **4.6. Comparação dos resultados à legislação ambiental referente a padrões de lançamento de efluentes**

A partir do tratamento dos dados concluído, ou seja, com as planilhas e gráficos das características físico-químicas e biológicas do lixiviado e de suas eficiências alcançadas, juntamente à análise estatística dos dados, far-se-á o comparativo dos resultados obtidos às

legislações CONAMA Nº 357/2005, CONAMA Nº. 430/2011 e Lei Nº. 14.675, verificando se o efluente do sistema de lodos ativados se enquadra nos padrões de lançamento de efluentes. Tal comparativo será apresentado conforme a Tabela 7:

**Tabela 7 - Comparativo do efluente tratado à legislação ambiental**

<b>Parâmetros</b>	<b>CONAMA Nº 430</b>	<b>Lei Nº 14.675</b>	<b>Efluente Tratado</b>
<b>pH</b>	5 a 9	6 a 9	
<b>Oxigênio Dissolvido</b>	-	-	
<b>Cor</b>	-	-	
<b>Alcalinidade</b>	-	-	
<b>DBO<sub>5</sub>, 20 °C</b>	remoção 60%	60 mg/LO <sub>2</sub> <sup>(1)</sup>	
<b>DQO</b>	-	-	
<b>Nitrito</b>	-	-	
<b>Nitrato</b>	-	-	
<b>Fósforo Total</b>	-	4 mg/L <sup>(2)</sup>	
<b>Amônia</b>	20 mg/L N	-	
<b>NTK</b>	-	-	
<b>Sólidos Dissolvidos</b>	-	-	
<b>Sól. Sedimentáveis</b>	1 mL/L <sup>(3)</sup>	-	

Da Resolução CONAMA n. 430, art. 5º, § 2º: Para os parâmetros não incluídos nas metas obrigatórias e na ausência de metas intermediárias progressivas, os padrões de qualidade a serem obedecidos no corpo receptor são os que constam na classe na qual o corpo receptor estiver enquadrado.

\*(1): Esse limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento biológico de água residuária que reduza a carga poluidora em termos de DBO5 dias 20 °C do despejo em no mínimo 80%;

\*(2): padrão para lançamentos em trechos de lagoas, lagunas e estuários. O efluente deve atender aos valores de concentração estabelecidos ou aos sistemas de tratamento - que devem operar com a eficiência mínima de 75% na remoção de fósforo, desde que não altere as características dos corpos de água; e previstas em Lei.

\*(3): Em teste de 1 hora em cone Imhoff.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nesta seção são apresentados e discutidos os resultados obtidos na caracterização do lixiviado afluente e no monitoramento do sistema de lodos ativados, assim como a confrontação dos resultados às legislações ambientais referentes a lançamento de efluentes e proposição de melhorias ao processo de tratamento.

Há ainda a necessidade de se destacar que algumas análises foram afetadas pela indisponibilidade ou falha de equipamento em determinados momentos (caso do medidor de bancada da DBO, *Hach BODTrak* e da sonda multiparâmetros para leitura de OD) ou da impossibilidade de realizar a análise de alguns parâmetros em triplicata que em caso de erro, perdem-se dados. Portanto, alguns dados acabaram sendo desconsiderados.

### 5.1. Caracterização do lixiviado afluente ao sistema de lodos ativados

A Tabela 8 apresenta o resultado da caracterização do lixiviado afluente ao sistema de lodos ativados proveniente da saída da Lagoa Anaeróbia 2.

**Tabela 8 - Resultados da caracterização físico-química do lixiviado**

Parâmetro	n	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
pH (adimensional)	10	8,49	0,24	8,87	8,17
Alcalinidade (mg/L)	9	3476	679	4720	2440
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	5	508	520	1330	60
DQO <sub>t</sub> (mg/L)	10	1566	385	2332	1119
DQO <sub>s</sub> (mg/L)	10	1191	359	2041	822
Nitrito (mg/L)	10	5,53	12,85	42,00	0,48
Nitrato (mg/L)	10	42,80	56,98	151,35	6,18
NTK (mg/L)	9	906,27	892,42	3192,00	319,20
Amônia (mg/L)	10	463,26	145,78	707,00	191,80
Fósforo (mg/L)	10	9,46	3,93	18,35	4,95
SVT (mg/L)	10	1320	212	1794	1050
SFT (mg/L)	10	5000	1028	6705	3302

Parâmetro	n	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
ST (mg/L)	10	6320	978	7873	4660
SS (mg/L)	10	281	164	520	53
SSF (mg/L)	8	122	122	380	20
SSV (mg/L)	8	129	126	420	27

A partir da tabela acima, verifica-se que o lixiviado afluente ao sistema de lodos ativados apresenta pH próximo ao limite máximo encontrado em lixiviados de aterros brasileiros apresentado por Souto e Povinelli (2007) na Tabela 1, com média de 8,49 e valor máximo de 8,87. Os demais parâmetros se encontram dentro da faixa apresentada pelo autor, com concentrações relativamente baixas. Porém, é necessário lembrar que este efluente não é bruto, pois já recebeu o tratamento das lagoas anaeróbias a montante do sistema em estudo.

Ao se comparar a caracterização do lixiviado afluente ao sistema de lodos ativados com o lixiviado bruto (Tabela 3) do aterro sanitário em estudo, verifica-se que o tratamento anaeróbio por lagoas em série alcançou boas eficiências na remoção de matéria carbonácea e fósforo. Por outro lado, o lixiviado apresenta concentrações mais altas em relação à nitrito, nitrato e sólidos totais, além de um baixo grau de biodegradabilidade, representado pela relação  $DBO_5/DQO$  igual a 0,32.

## 5.2. Monitoramento do Sistema de Lodos Ativados

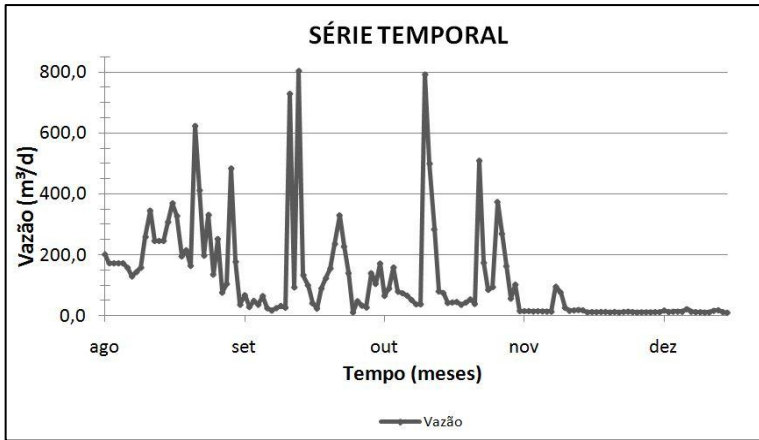
As tabelas completas contendo os resultados do monitoramento assim como as análises descritivas podem ser encontradas no Apêndice.

### 5.2.1. Tempo de detenção hidráulica (TDH) e tempo de residência celular (idade do lodo)

#### *Tempo de detenção hidráulica (TDH)*

Depois de implantado o sistema de lodos ativados, o tempo de detenção hidráulica depende unicamente da vazão. Segundo Arruda (2005), a inconstância na vazão afeta a comunidade biológica do reator não só pela variação no TDH, mas também pela capacidade de diluição e por induzir mudanças ambientais que podem afetar a sobrevivência das populações presentes.

A Figura 17 apresenta a variação da vazão de lixiviado na entrada da estação de tratamento do aterro em estudo, compreendendo dados de agosto até o dia da última coleta.



**Figura 17 - Série Temporal – Vazão**

Fonte: Empresa gestora do aterro

Como verificado no gráfico acima, a vazão de lixiviado em aterro sanitário sofre enormes variações ao longo do tempo, pois é suscetível à inconstância da precipitação. De acordo com dados da EPAGRI/CIRAM para a cidade onde se localiza o aterro sanitário, a precipitação acumulada no período de agosto a novembro de 2012 é de 304,5 mm para uma precipitação de 764,8 mm para o mesmo período de 2011. Em função disso, caso a vazão de entrada não seja equalizada, o TDH do lixiviado no tanque de aeração para sistemas de lodos ativados com aeração prolongada, que em literatura varia entre 16 e 24 horas para tratamento de esgoto sanitário, sofre com essa variação, assumindo valores de até 50 dias, o que prejudica o bom funcionamento do sistema.

Porém, no aterro sanitário em questão, a vazão de entrada no sistema é mantida na faixa entre 4,0 e 6,0 L/s através do auxílio de lagoas pulmão, que servem como reservatório quando a vazão de entrada supera 6,0 L/s. Portanto, quando a vazão no sistema de tratamento está abaixo do limite, esse lixiviado é lançado ao sistema para regularizar a vazão. Se somente isso não for suficiente para manter a vazão, recircula-se o lixiviado da lagoa de polimento para a lagoa anaeróbia 2 a fim de manter o TDH do tanque de aeração em valores razoáveis.

Portanto, apesar de o sistema estar configurado com dois tanques de aeração trabalhando em paralelo, cada um com volume de 350 m<sup>3</sup>, pode-se considerar como um reator único com volume de 700 m<sup>3</sup>, já que ambos são alimentados com a mesma vazão e conseqüentemente a mesma carga orgânica. Assumindo uma vazão média de 5,0 L/s, ou seja, 432 m<sup>3</sup>/d e um volume de líquido no sistema de 700 m<sup>3</sup>, obtém-se a partir da equação 1 o TDH médio de 1,62 dias ou 38,9 horas.

O alto valor do TDH se comparado com o recomendado para tratamento de esgoto sanitário, pode ser aceito a partir do preceito de que o lixiviado é um efluente de difícil tratamento, pois apresenta elevadas concentrações para os principais parâmetros se comparado ao esgoto sanitário. Enquanto o esgoto sanitário, segundo Jordão e Pessoa (2005), apresenta concentrações típicas para DBO<sub>5</sub>, DQO, Nitrogênio total e Fósforo total de 200, 400, 30 e 7 mg/L respectivamente, o lixiviado bruto do aterro sanitário em questão apresenta 1094, 2789, 820 e 96 mg/L para os mesmos parâmetros.

### *Tempo de residência celular (idade do lodo)*

A idade do lodo é um parâmetro fundamental na operação do sistema de lodos ativados (VAN HAANDEL e MARAIS 1999). Caso não haja a correta circunspeção acerca deste parâmetro o sistema pode entrar em colapso, exemplo disso é uma idade do lodo inferior ao tempo necessário para que uma célula bacteriana se duplique, ocasionando o varrimento celular precoce e conseqüentemente uma regressiva diminuição da biomassa no sistema (VON SPERLIN, 1997).

Como se verifica na equação 3, a vazão de lodo excedente está diretamente relacionada com a idade do lodo. No caso do monitoramento do sistema de lodos ativados em estudo, o mesmo começou logo após o início da operação do sistema, ou seja, ainda estava em período de aclimação, e o lodo decantado era totalmente recirculado. Portanto, nesta fase, não é possível calcular-se a idade do lodo, pois não se tem uma vazão de lodo excedente.

Essa prática é usada para obter um valor constante na concentração de sólidos suspensos voláteis no reator, que para sistemas de lodos ativados com aeração prolongada está entre 2500 e 4000 mg SSV/L. Von Sperling (1997) argumenta que aumentando a vazão de recirculação, a concentração de sólidos suspensos aumenta no reator, porém diminui no lodo de retorno, desacelerando o processo de incremento de sólidos no reator. Tal prática deve ser mantida até que se

atinja a concentração de SSV desejada, depois disso o sistema deve ser mantido em estado de equilíbrio, em que a produção e o descarte de biomassa sejam iguais.

O período de aclimação pode variar de um efluente para outro, e segundo afirma Marchetto *et al.* (2003 *apud* CORDI *et al.*, 2008) não é plausível pré-estabelecer um tempo de adaptação padrão já que este depende das condições específicas do sistema.

A adaptação do sistema em estudo, entretanto, foi ainda mais prejudicada pela necessidade de se esvaziar o reator para manutenção. Tal necessidade resultou no descarte da biomassa já existente e impediu com que a concentração de SSV no reator chegasse ao nível adequado em menor tempo e, portanto, como a vazão de recirculação é constante, faz-se necessário a retirada esporádica de lodo a fim de garantir o bom funcionamento do decantador secundário.

### **5.2.2. Avaliação da oferta de matéria orgânica biodegradável e capacidade de consumo de substrato**

Von Sperling (1997), assim como grande parte da literatura mundial e nacional, admite a  $DBO_5$  como a variável representativa do substrato em termos de matéria carbonácea. O autor destaca, porém, que modelos mais recentes têm se fundamentado na DQO, em que os princípios básicos se mantêm, necessitando apenas de ajustes em coeficientes e taxas do processo.

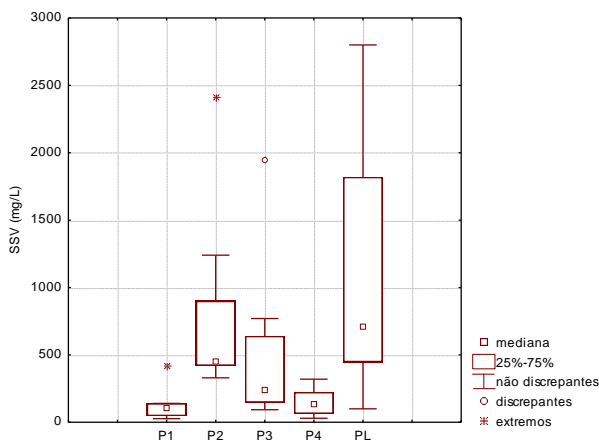
Como já destacado, as análises de  $DBO_5$  foram afetadas por questões laboratoriais e, portanto, os resultados não apresentam um grau de confiança desejável. Sendo assim, para o presente estudo será utilizado a variável DQO para representar a matéria carbonácea.

#### **▪ Comportamento quanto aos sólidos suspensos voláteis (SSV)**

Em teoria, a eficiência do processo está diretamente relacionada à concentração de sólidos em suspensão no tanque de aeração, ou seja, maiores concentrações de sólidos removem maiores concentrações de DQO e nutrientes (STENSEL, 1991 *apud* HENRIQUE, 2010). Von Sperling (1997) vai além, argumenta que a fração inorgânica da massa de sólidos não realiza funções no tratamento biológico e, portanto, representa-se a biomassa através dos sólidos suspensos voláteis (SSV).



Deste modo, a Figura 18 mostra os resultados obtidos no monitoramento de SSV:

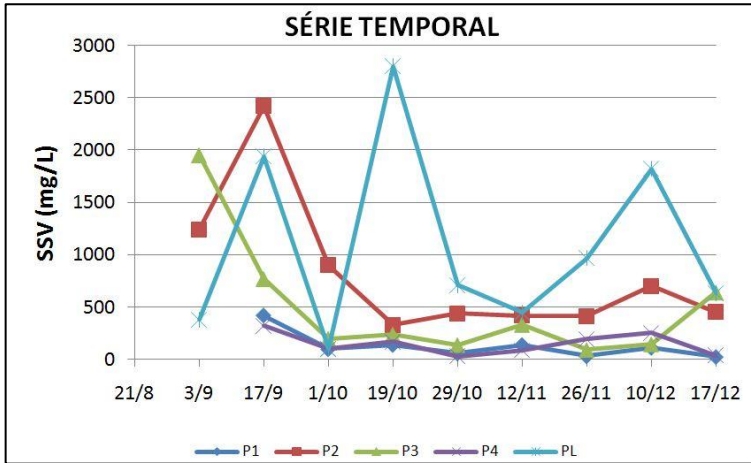


**Figura 18 - Boxplot do SSV nos pontos P1, P2, P3, P4 e PL**

Verifica-se que o lixiviado efluente da lagoa anaeróbia 2 apresenta concentração média de 129 mgSSV/L, um valor baixo, característico de efluentes desse tratamento, já que apresentam boas eficiências de remoção de SS por sedimentação. No reator (P2) ocorre um substancial aumento na concentração de sólidos, com concentração de 813 mg/L de SSV, porém ainda muito abaixo da condição ideal, na qual Von Sperling (1997) recomenda uma concentração de 3000 mg/L. A vital importância de se alcançar essa concentração fica evidente quando o autor sugere a restrição do monitoramento à determinação dos sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV) durante a fase de adaptação da biomassa, pois o tratamento em sua plenitude se dará a partir do momento em que se alcance tal estabilização.

Telles (2010), ao tratar lixiviado em lodos ativados com fluxo contínuo em escala piloto, encontrou dificuldade para manter o teor de SSV acima de 2000 mg/L, mesmo ao adicionar lodo, a concentração de sólidos retornava a decair. Barbosa (2010), por outro lado, utilizando RBS no tratamento de lixiviado obteve uma concentração de SSV de 6000 mg/L, necessitando realizar o descarte de biomassa para atingir à faixa recomendada.

O gráfico abaixo mostra o comportamento da concentração de SSV ao longo do período monitorado.

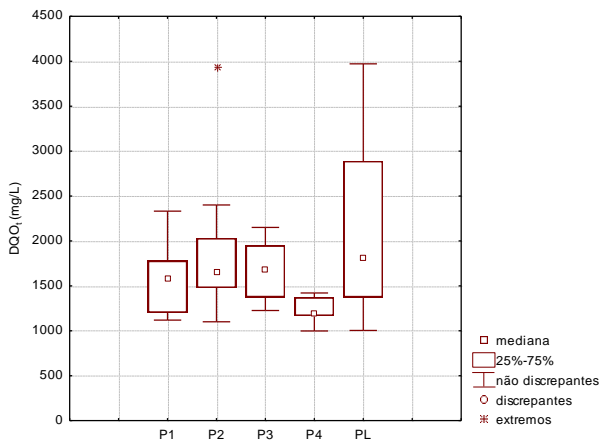


**Figura 19 - Série temporal - SSV**

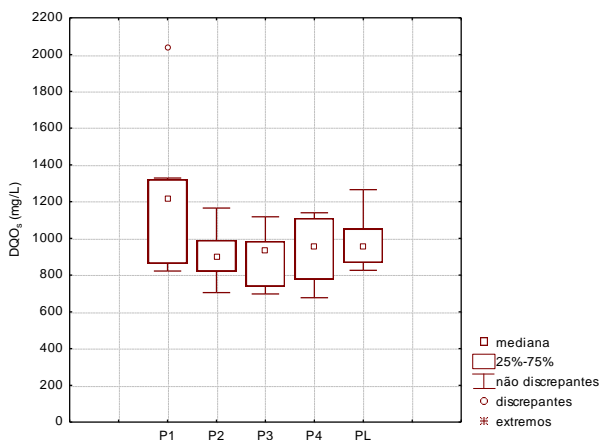
Observa-se um comportamento atípico na concentração de SSV nas primeiras coletas, onde o lodo recirculado apresenta concentrações mais baixas do que as encontradas no reator, ou seja, um lodo recirculado com alta taxa de sólidos inorgânicos. A queda brusca na concentração de sólidos suspensos voláteis no reator (P2) pode ser explicada pela manutenção ocorrida no fim de setembro, o que implicou no esvaziamento do tanque, fazendo com que a biomassa já desenvolvida fosse descartada.

▪ ***Comportamento quanto à Demanda Química de Oxigênio (DQO)***

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) avalia o consumo de oxigênio em meio ácido na oxidação química da matéria orgânica, biodegradável ou não. A DQO solúvel, por sua vez, está relacionada à parcela da matéria orgânica dissolvida no efluente, já que a parcela suspensa é removida no decantador secundário. Os resultados do monitoramento de DQO total e solúvel são apresentados abaixo.



**Figura 20 - Boxplot do DQO<sub>t</sub> nos pontos P1, P2, P3, P4 e PL**



**Figura 21 - Boxplot do DQO<sub>s</sub> nos pontos P1, P2, P3, P4 e PL**

Através dos gráficos acima, verifica-se eficiências de remoção de DQO<sub>t</sub> e DQO<sub>s</sub> da ordem de 21,8% e 21,7% respectivamente. A baixa remoção de DQO<sub>s</sub> está relacionada ao fato do tratamento ser biológico e, portanto, limitado para tratamento de um efluente de baixa biodegradabilidade como o lixiviado. Além disso, contribui a baixa quantidade de biomassa para a degradação desse substrato, representado possivelmente por uma alta relação A/M.

Utilizando um sistema de lodos ativados em escala piloto, Trennepohl (2009) alcançou remoções médias para DQO total e solúvel

entre 20 e 28%. Enquanto Telles (2010) Verificou uma remoção média de DQO em torno de 20% e após o 65º dia de estudo, com a DQO afluyente mais baixa, a remoção média ficou por volta de 30%.

Como demonstra a Figura 22, a  $DQO_t$  no reator apresenta concentração média acima da encontrada no lixiviado de entrada (P1) e de saída (P4), provavelmente devido à DQO em suspensão que sedimenta no decantador secundário e retorna através da recirculação.

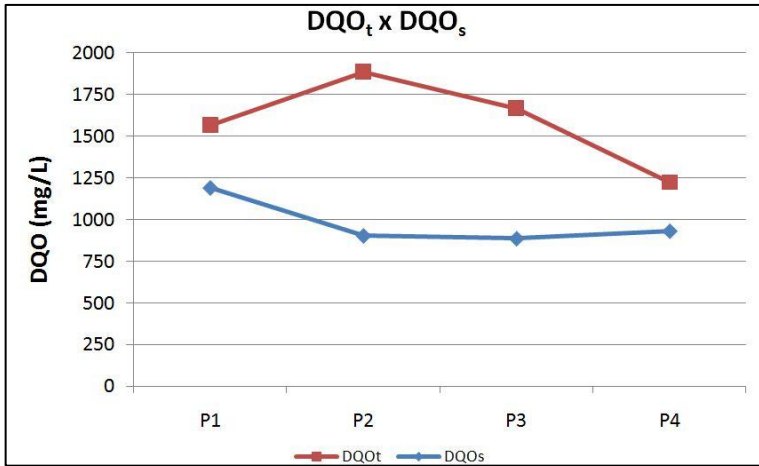


Figura 22 - Concentração média -  $DQO_t$  x  $DQO_s$

Portanto, os dados de entrada para a determinação da oferta de matéria orgânica biodegradável e a capacidade de consumo do substrato e demais variáveis relacionadas são apresentadas na tabela abaixo:

Tabela 9 - Dados de entrada

Dados de Entrada	Valor
Volume do reator ( $m^3$ )	700
Vazão média ( $m^3/d$ )	432
$DQO_t$ afluyente ( $g/m^3$ )	1566
$DQO_t$ efluyente ( $g/m^3$ )	1225
Sólidos Suspensos Voláteis no reator ( $g/m^3$ )	813
Sólidos Sedimentáveis no reator (mL/L)	38
Sólidos Suspensos no reator (g/L)	1,0

Aplicando as equações apresentadas na metodologia, obtêm-se os seguintes resultados:

**Tabela 10 - Avaliação da oferta de matéria orgânica biodegradável e capacidade de consumo de substrato**

<b>Resultados</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidade</b>
<b>Oferta de Alimento (A)</b>	677	(kg/dia)
<b>Biomassa (M)</b>	569	(kg)
<b>Relação A/M</b>	1,2	(d <sup>-1</sup> )
<b>Taxa de Utilização de Substrato (U)</b>	0,3	(d <sup>-1</sup> )
<b>Índice Volumétrico de Lodo (IVL)</b>	37	(mL/g)

Von Sperling (1997) afirma que o controle da relação A/M a fim de mantê-la constante visa garantir uma remoção de substrato uniforme, porém sua utilização em função da DBO<sub>5</sub> como indicador do substrato é prejudicada devido ao tempo necessário para obter o resultado laboratorial, evidenciando assim a vantagem em se utilizar a DQO.

O autor apresenta valores típicos encontrados para a relação A/M no sistema de aeração prolongada tratando esgoto sanitário, geralmente dentro do intervalo de 0,08 a 0,15 kgDBO<sub>5</sub>/kgSSV.d. A fim de se realizar um comparativo, far-se-á o uso da relação DBO<sub>5</sub>/DQO igual a 0,39 da caracterização do lixiviado bruto apresentada no item 4.1. de modo a converter a faixa apresentada pelo autor em função da DQO. Portanto, o intervalo resultante para a relação A/M é de 0,205 a 0,385 kgDQO/ kgSSV.d.

A relação A/M obtida por monitoramento não se enquadra no intervalo apresentado devido à baixa concentração de sólidos suspensos voláteis no reator. O alto valor obtido para a relação A/M implica em uma eficiência reduzida na assimilação do substrato.

Rodrigues (2007), ao avaliar o tratamento de lixiviado efluente de um sistema de lagoas por lodos ativados, empregando seis diferentes relações A/M, desde 0,05 a 0,30 (d<sup>-1</sup>) em função da DBO<sub>5</sub>, alcançou remoção de 97% para DBO<sub>5</sub> e 69% para DQO, ambos com a relação A/M de 0,15 d<sup>-1</sup>.

No entanto, a relação A/M não corresponde à remoção da matéria orgânica, sendo apenas uma representação da carga disponível.

Para tal, deve-se analisar a taxa de utilização de substrato (U), a qual expressa a relação entre o substrato disponível e o removido.

Ao se analisar a ampla diferença entre os valores da relação A/M e de U, percebe-se que a eficiência de remoção da matéria carbonácea em termos de DQO é muito aquém do esperado, pois quanto maior for essa eficiência, mais próximos serão estes valores.

De acordo com Von Sperling (1997), a etapa de sedimentação é fundamental para o processo de lodos ativados, sendo o decantador secundário a última unidade do sistema, regulando a qualidade do efluente final em termos de sólidos em suspensão, DBO e nutrientes e, portanto, deve ser dimensionado e operado com cuidado.

Em relação ao índice volumétrico de lodo, Von Sperling (1997) classifica-o como um método mais simples para se verificar a sedimentabilidade do lodo, que normalmente é inferida através das curvas de sedimentação. De acordo com o Manual de Operação de Lodos Ativados (ACQUA ENGENHARIA), o valor encontrado (IVL = 37 mL/g) aponta um lodo de excelente sedimentabilidade.

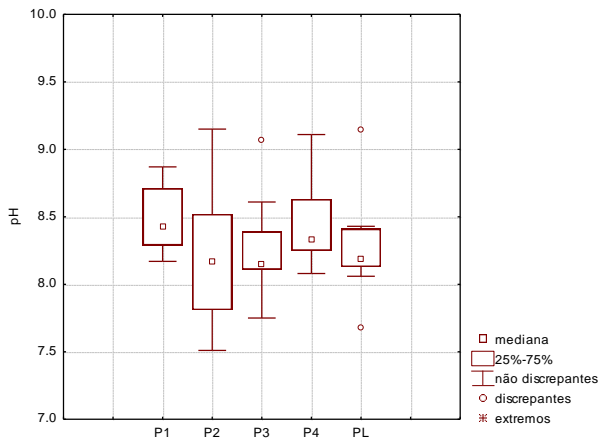
### **5.2.3. Remoção Biológica de Nutrientes**

#### **▪ Comportamento quanto às variáveis pH e Alcalinidade**

##### ***pH***

O pH é um parâmetro muito importante no monitoramento de um sistema de tratamento de efluentes, influenciando diretamente no desenvolvimento da biomassa. Metcalf e Eddy (2003) ressaltam que a maioria das bactérias não sobrevivem em valores de pH acima de 9,5 e abaixo de 4,0, em que o pH ótimo se situa por volta da neutralidade (6,5 a 7,5). Os autores recomendam ainda, manter o pH na faixa de 7,2 a 8,0 na operação de reatores aeróbios com nitrificação. Para remoção de fósforo, segundo Von Sperling (1997), têm-se maior eficiência com pH entre 7,5 e 8,0.

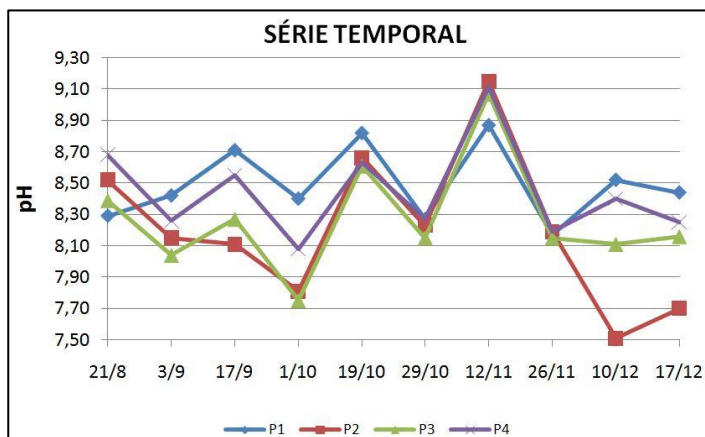
A análise descritiva nos pontos de amostragem para o parâmetro pH são apresentados na figura abaixo:



**Figura 23 - Boxplot do pH nos pontos P1, P2, P3, P4 e PL**

O baixo desvio padrão constatado no gráfico, indica uma estabilidade do pH na faixa entre 8,0 e 9,0 durante todo tratamento. Em pH na faixa observada acima, a nitrificação e a desnitrificação começam a ser prejudicadas, já que as formas não ionizadas do nitrogênio amoniacal e do nitrito, ou seja,  $\text{NH}_3$  (amônia livre) e  $\text{HNO}_2$  (ácido nitroso) encontrados nessa faixa, inibem tanto as bactérias *Nitrosomonas* quanto as *Nitrobacter* (GOMES, 2009).

A série temporal dos pontos amostrados é apresentada no gráfico a seguir:



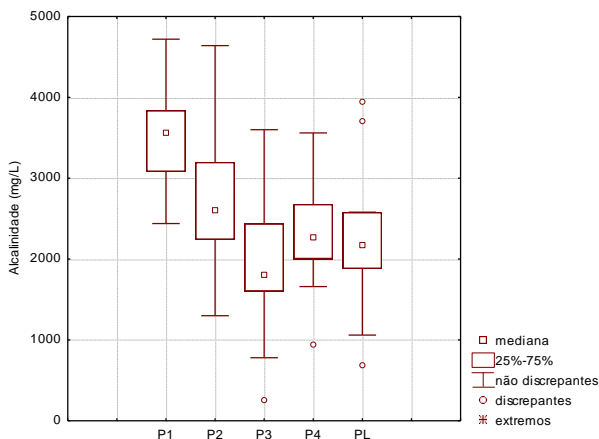
**Figura 24 - Série temporal - pH**

O efluente tratado não apresentou alteração significativa nos valores de pH em relação ao lixiviado efluente. Padrão semelhante foi verificado por Rodrigues (2007), com valores de entrada e saída variando na faixa entre 7,9 e 8,6, enquanto Trennepohn (2009) obteve pH efluente na faixa de 7,00 a 7,94, levemente abaixo dos valores verificados no lixiviado afluente.

Pode-se visualizar também que os pontos P2 (reator) e P3 (entrada do decantador) estiveram em grande parte do monitoramento abaixo dos pontos de entrada e saída do sistema. Tal fato pode ser resultado da nitrificação, em que a amônia é oxidada liberando o íon  $H^+$  no meio líquido, e conseqüentemente consumindo maior alcalinidade. Em números, Von Sperling (1997) mostra que a oxidação de  $1 \text{ mgNH}_4^+ \text{ - N/L}$  consome  $7,1 \text{ mg/L}$  de alcalinidade.

### *Alcalinidade*

Efluentes com baixa alcalinidade podem provocar problemas de funcionamento do processo de tratamento, tal como a destruição ou desfloculação dos flocos de lodos ativados. (ATV Manual, 1997 *apud* HOFFMANN, 2007). Como pode ser visualizado na Figura 25, não é o que ocorre no tratamento em estudo, com alcalinidade média dentro da faixa mais provável ( $760 - 7100 \text{ mg/L}$ ) apresentada por Souto e Povinelli (2007) para lixiviados em aterros brasileiros.



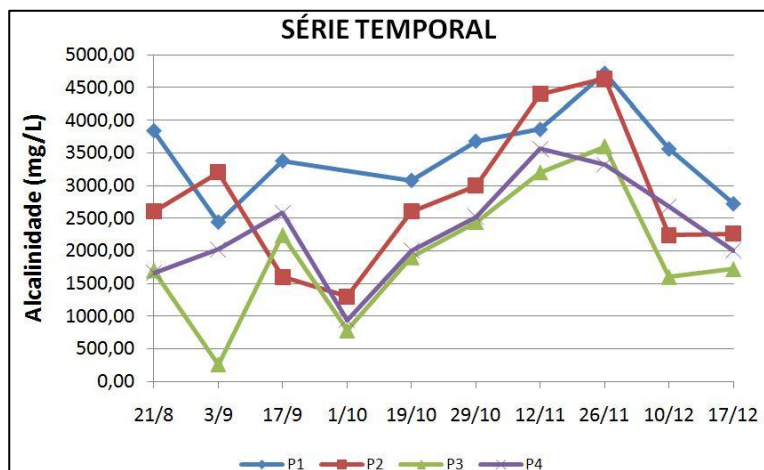
**Figura 25 - Boxplot da Alcalinidade nos pontos P1, P2, P3, P4 e PL**



Verifica-se, a partir da figura acima, que o consumo médio de alcalinidade no tanque de aeração devido à nitrificação chegou a 44%. Da mesma forma, Trennepohl (2009), observou grande consumo de alcalinidade no reator aeróbio, ocasionado pela queda do pH, necessitando a adição de alcalinidade externa. Rodrigues (2007) apresentou 44% de redução da alcalinidade no tratamento de lixiviado por lodos ativados com remoção prévia de amônia por borbulhamento de ar.

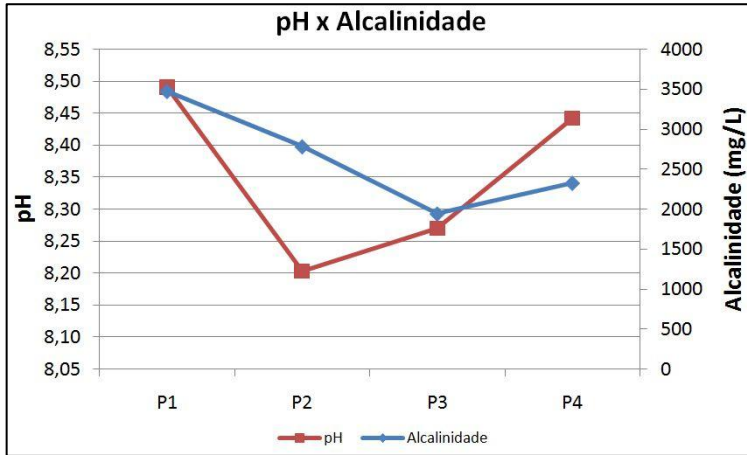
A manutenção da alcalinidade em taxas mais altas apresenta vantagens econômicas e operacionais, como menor produção de lodo excedente, menos energia para a aeração e melhor sedimentabilidade do lodo (ATV Manual, 1997 *apud* HOFFMANN, 2007).

O gráfico da série temporal abaixo exhibe a inconstância encontrada no tratamento na sua fase de adaptação, porém, segue o mesmo padrão durante todo o tratamento, com concentrações mais baixas no lixiviado efluente do tanque de aeração (P3).



**Figura 26 - Série temporal - Alcalinidade**

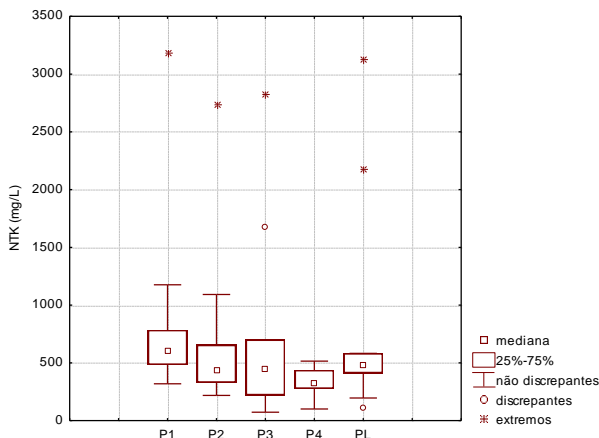
O processo de desnitrificação tem a capacidade de recuperar parcela da alcalinidade consumida na nitrificação, logo, ao analisar o gráfico abaixo, têm-se indícios de que a desnitrificação esteja ocorrendo no decantador secundário, com consumo do íon  $H^+$  e recuperação de parte da alcalinidade.



**Figura 27 - pH x Alcalinidade**

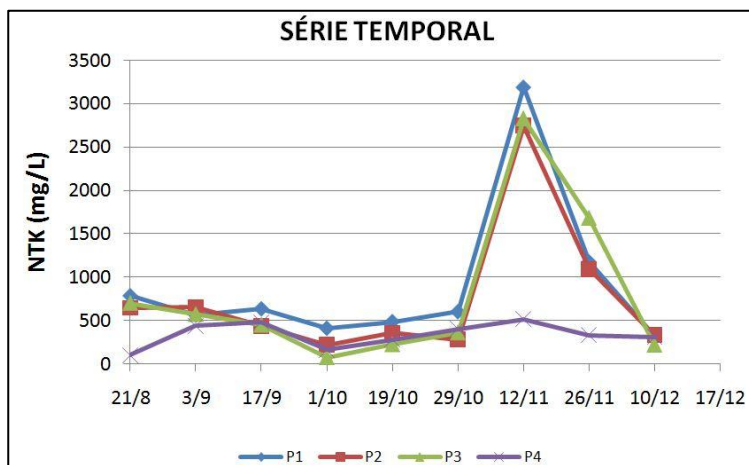
### ***Remoção Biológica de Nitrogênio***

O resultado da soma entre nitrogênio orgânico e amônia é denominado de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), representando quase a totalidade do nitrogênio encontrado em lixiviados de aterro sanitário. A relação DQO/NTK é um parâmetro muito importante na remoção biológica de Nitrogênio, pois segundo EPA (1993) *apud* MORVAVIA (2007), “a taxa de remoção por nitrificação/desnitrificação aumenta com o decréscimo da relação DQO/NTK.” A partir dos resultados abaixo, juntamente com os dados de DQO, obtém-se uma relação DQO/NTK de 1,73.



**Figura 28 - Boxplot do NTK nos pontos P1, P2, P3, P4 e PL**

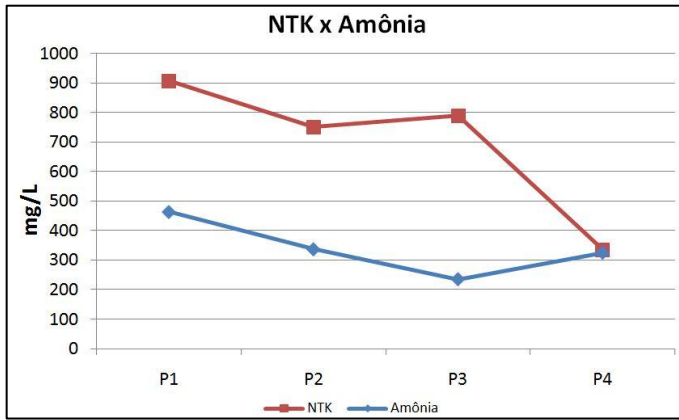
Observou-se uma eficiência média de 63% na remoção de NTK. O decaimento na concentração de NTK está principalmente relacionado com a oxidação da amônia no processo de nitrificação. A série temporal do monitoramento do NTK é apresentada abaixo.



**Figura 29 - Série temporal - NTK**

De acordo com os resultados do monitoramento do NTK e amônia (Figura 28 e 31), verifica-se que pouco mais de 51% do NTK afluente é constituído de amônia. Essa proporção foi afetada pela

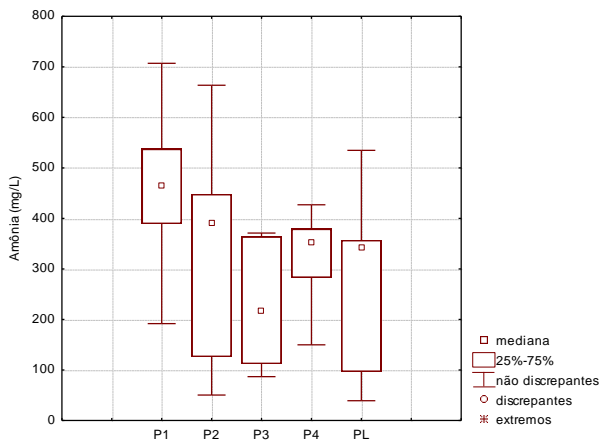
concentração do NTK verificado nas coletas de novembro, as quais saíram do padrão apresentado durante o restante do monitoramento, apresentando um desvio padrão muito acima do esperado. Desprezando tais valores tem-se 85,6% do NTK composto de amônia, proporção mais comumente encontrada. O comportamento das concentrações médias de NTK e amônia podem ser observados no gráfico abaixo.



**Figura 30 - Concentração média - NTK x Amônia**

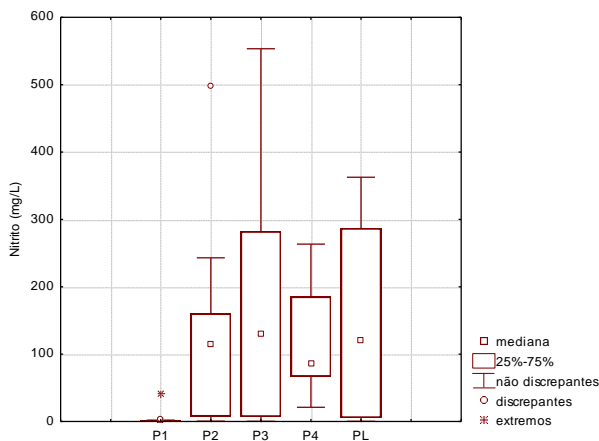
A Figura 31 aponta uma eficiência de remoção de amônia e conseqüentemente uma eficiência de nitrificação de aproximadamente 30%. A baixa eficiência pode estar relacionada ao pH acima de 8,0, em que parte do Nitrogênio amoniacal está na forma de amônia livre, altamente tóxica, podendo exterminar as bactérias nitrificantes, principalmente as que oxidam o nitrito, mais sensíveis.

Estudo de Li e Zhao (1999) com lixiviado de aterro sanitário com baixa relação DBO/DQO, demonstrou que altas concentrações de nitrogênio amoniacal podem inibir significativamente a atividade microbiana da biomassa, indicado pelo declínio da eficiência de remoção de DQO, pela atividade de desidrogenase e pela taxa de absorção específica de oxigênio. Ainda segundo o estudo, os autores afirmam que a concentração de nitrogênio amoniacal deve ser reduzida a níveis inferiores a 100 mg/L através de pré-tratamento ou de recirculação do efluente tratado no processo biológico.



**Figura 31 - Boxplot da Amônia nos pontos P1, P2, P3, P4 e PL**

Wei (2012) tratando lixiviado em reator em batelada sequencial com lodo aeróbico granular inoculado avaliou a remoção de nitrogênio de acordo com a concentração de amônio. Para a concentração de 366 mg/L o processo dominante foi a nitrificação e desnitrificação simultânea, com 788 mg/L, houve acúmulo de nitrito, posteriormente reduzido a gás nitrogênio através da desnitrificação curta e para 1105 mg/L, houve acúmulo tanto de nitrito como de nitrato.



**Figura 32 - Boxplot do Nitrito nos pontos P1, P2, P3, P4 e PL**

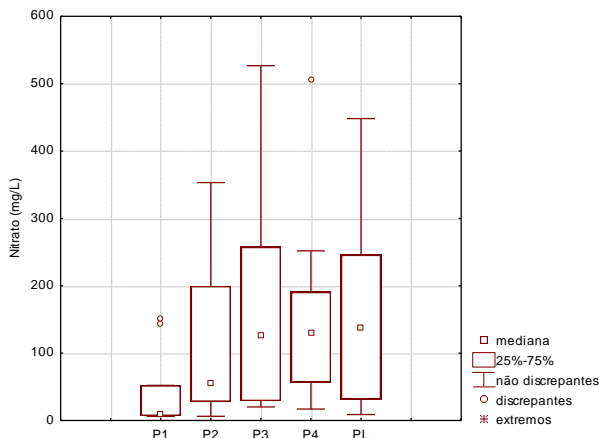
Apesar da baixa eficiência de nitrificação, verifica-se através da Figura 32 um grande aumento de nitrito no tanque de aeração, confirmando a ocorrência da nitrificação, porém o desvio padrão extremamente alto expõe a inconstância apresentada por tal processo, onde as concentrações mínima e máxima diferem em quase 500mg/L.

A presença de nitrito no efluente tratado (P4) em concentrações altíssimas se comparado ao lixiviado afluente, indicam que o processo de nitrificação não se dá até seu último estágio de oxidação. Tal observação pode estar relacionada ao fato da nitrificação, em temperaturas superiores a 25°C, ser mais rápida que a nitratação, podendo haver acúmulo de nitrito quando se cria condições adequadas. (BASTOS e VON SPERLING, 2009).

Von Sperling (1997) afirma que o sistema de lodos ativados é menos sensível à temperatura se confrontado a outros processos, sobretudo os que possuem idade do lodo maior. A temperatura média do meio líquido no reator foi de 31,2 °C, porém não foi constatada grande diferença em termos de eficiência de remoção nos meses mais quentes em relação aos meses com temperaturas amenas.

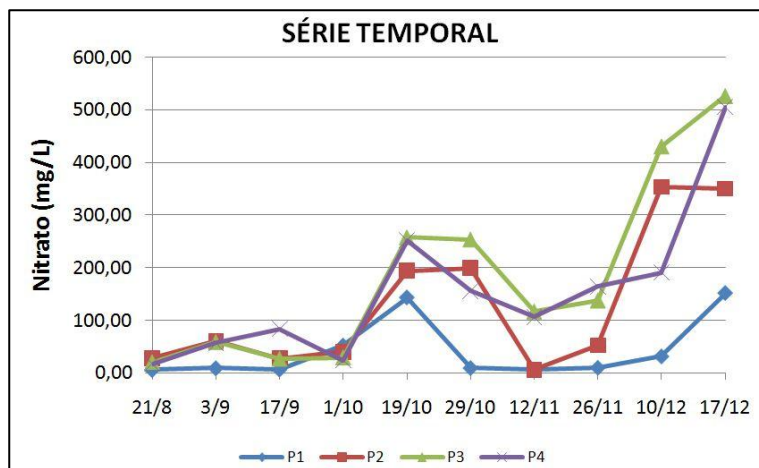
O acúmulo de nitrito, no entanto, não ocorre somente por influência da temperatura, mas também em condições adversas como TDH inadequado, presença de substâncias inibidoras, baixo TRC, pH e sobrecargas durante a partida do sistema (HENZE, 1997 *apud* GOMES, 2009).

Em estudo de Von Sperling e Fróes (1998), para avaliação de uma estação de tratamento em escala real pelo processo de lodos ativados, porém tratando esgoto sanitário, verificou-se eficiência da nitrificação de 72%. Por outro lado, assim como observado no presente trabalho (Figura 32 e Figura 33), Rodrigues (2007) apresentou acúmulo tanto de nitrito como de nitrato no efluente final para todas as relações A/M aplicadas.



**Figura 33 - Boxplot do Nitrato nos pontos P1, P2, P3, P4 e PL**

A partir da Figura 33 verifica-se que o lixiviado efluente ao tratamento (P4) apresenta alta concentração de nitrogênio na forma de nitrato, que segundo Gomes (2009) significa um perigo à saúde pública, pois está relacionada à metahemoglobinemia (síndrome do bebê azul). A Figura 34, por sua vez demonstra uma evolução da ocorrência da nitratação, em que a formação de nitrato no reator é mais eficiente a partir de meados de outubro.



**Figura 34 - Série temporal - Nitrato**

O cálculo da eficiência de desnitrificação resultou em um valor negativo, comprovando a ineficiência de conversão de nitrato a nitrogênio gasoso, o que se explica pelo fato do sistema implantado não oferecer as condições adequadas à conversão de nitrato a nitrogênio gasoso, já que o reator não apresenta zona anóxica, ambiente na qual se desenvolvem as bactérias responsáveis pela desnitrificação.

É imperativo lembrar que o sistema de lodos ativados em estudo prevê a desnitrificação através da recirculação do lixiviado presente no tanque de aeração para a lagoa anaeróbia 2, porém a análise de sua eficiência não pode ser avaliada nesta pesquisa. Ainda assim, ao se avaliar os pontos P3 e P4, que simbolizam a entrada e saída do decantador secundário, verifica-se redução na concentração de nitrato, indicando a ocorrência da desnitrificação no decantador secundário, que pôde ser observado em alguns momentos pela presença de grumos de lodo flutuando no decantador secundário, prejudicando o desempenho deste na separação da fase líquida dos sólidos.

A fim de evitar que problemas operacionais graves como a flotação do lodo no decantador secundário não aconteçam, a desnitrificação deve ser considerada no dimensionamento no projeto do sistema (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Além da desnitrificação ocorrida no decantador secundário e a recirculação do lixiviado do reator para a lagoa anaeróbia 2, o processo de volatilização da amônia que provavelmente ocorre dentro do reator também pode contribuir na remoção do nitrogênio total.

A volatilização da amônia incide em meios aquáticos com pH elevado, caracterizando um processo físico no qual ocorre o desprendimento de gás amônia ( $\text{NH}_3$ ) para a atmosfera através da dissociação do íon  $\text{NH}_4^+$  (ASSUNÇÃO, 2009). Entre pH 8,0 e 9,5, segundo Von Sperling (1997), até 50% da amônia está na forma livre e portanto, passível de volatilizar. Deste modo, aproximadamente 36% do Nitrogênio total foi removido.

### ***Remoção Biológica de Fósforo***

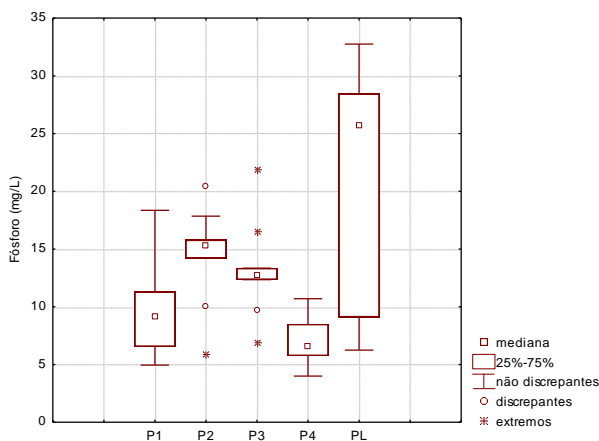
Há de se destacar que o primeiro requisito para a ocorrência de remoção biológica de fósforo, segundo Von Sperling (1997), a ocorrência de zonas anaeróbias (que favorecem o desenvolvimento de microrganismos acumuladores de fósforo) e de zonas aeróbias ao longo do tratamento, é desempenhado no presente estudo pelas lagoas anaeróbias a montante e pelo tanque de aeração do sistema de lodos ativados.



Em condições semelhantes, Rodrigues (2007), ao avaliar o tratamento de lixiviado efluente de um sistema de lagoas por lodos ativados, empregando diferentes relações A/M, não alcançou eficiência na remoção de fósforo, com aumento na concentração do lixiviado para cinco das seis diferentes relações de A/M aplicadas, provavelmente causada pela adição de ácido fosfórico para complementação de nutrientes.

A necessidade da ocorrência das zonas anaeróbias é refletida no baixo número de estudos avaliando a remoção de fósforo em sistemas convencionais e de aeração prolongada de lodos ativados, já que estes geralmente não são projetados com a presença de zonas anaeróbias.

Ainda segundo Von Sperling (1997), a remoção de fósforo se dá pela retirada dos microrganismos acumuladores de fósforo juntamente com o lodo excedente, removido na linha de recirculação de sólidos. Portanto, verifica-se a necessidade de se analisar também o lodo recirculado (PL). As estatísticas descritivas do monitoramento de fósforo são apresentadas na figura abaixo:



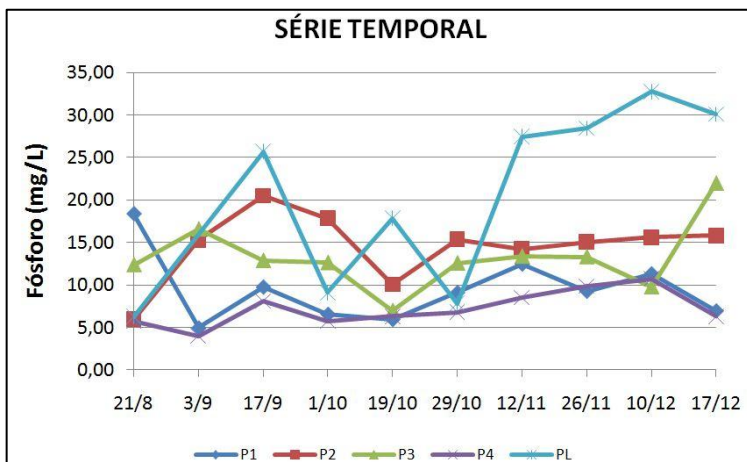
**Figura 35 - Boxplot do Fósforo nos pontos P1, P2, P3, P4 e PL**

A partir das estatísticas descritivas, analisa-se um desvio padrão significativo, reflexo da variação encontrada na concentração do fósforo presente no lixiviado de aterro sanitário. Apesar disso, destaca-se que a eficiência de remoção de fósforo alcançou aproximadamente 24%. A baixa eficiência pode estar atrelada à presença de nitrato na zona anaeróbia e ao pH alto, já que a remoção é mais eficiente em pH entre

7,5 e 8,0 e alta idade do lodo, que apesar de indeterminada sabe-se que é alta.

Em estudo de Uygur e Kargi (2004) através de um reator em batelada sequencial (RBS) em escala piloto operando com três, quatro e cinco fases, no qual obteve eficiência máxima de 19% na remoção de fósforo (na forma de fosfato) e quando misturado a esgoto sanitário e acréscimo de carvão ativado em pó, chegou à remoção de 44%.

Já a eficiência na remoção de fósforo, avaliada por Von Sperling e Fróes (1998) para o sistema de lodos ativados com aeração prolongada tratando esgoto sanitário chegou a 60% através de incorporação à biomassa presente nos sólidos descartados do sistema.



**Figura 36 - Série temporal - Fósforo**

A partir do gráfico, tem-se que o lodo recirculado apresenta a maior concentração de fósforo entre os pontos amostrados na maioria das coletas, sendo acompanhado pelo tanque de aeração (P2), o que identifica que o fósforo está realmente sendo acumulado pela biomassa. Porém, como não há a retirada regular de lodo excedente, já que todo o lodo é recirculado novamente ao tanque de aeração, explica-se a alta concentração de fósforo ali encontrada.

### 5.3. Comparação dos resultados à legislação ambiental referente a padrões de lançamento de efluentes

A tabela abaixo forma um comparativo, com os dados resultantes do lixiviado efluente à legislação referente a padrões de lançamento de efluentes no âmbito nacional e estadual.

**Tabela 11 - Comparação dos resultados à legislação ambiental referente a padrões de lançamento de efluentes**

Parâmetros	CONAMA N° 430	Lei N° 14.675	Efluente Tratado
<b>pH</b>	5 a 9	6 a 9	8,44
<b>Oxigênio Dissolvido</b>	-	-	1,38
<b>Cor</b>	-	-	-
<b>Alcalinidade</b>	-	-	2328
<b>DBO<sub>5</sub>, 20 °C</b>	remoção 60%	60 mg/LO <sub>2</sub> <sup>(1)</sup>	-
<b>DQO</b>	-	-	1225
<b>Nitrito</b>	-	-	125,39
<b>Nitrato</b>	-	-	155,63
<b>Fósforo Total</b>	-	4 mg/L <sup>(2)</sup>	7,21
<b>Amônia</b>	20 mg/L N	-	325
<b>NTK</b>	-	-	335
<b>Sólidos Dissolvidos</b>	-	-	-
<b>Sól. Sedimentáveis</b>	1 mL/L <sup>(3)</sup>	-	-

Da Resolução CONAMA n. 430, art. 5º, § 2º: Para os parâmetros não incluídos nas metas obrigatórias e na ausência de metas intermediárias progressivas, os padrões de qualidade a serem obedecidos no corpo receptor são os que constam na classe na qual o corpo receptor estiver enquadrado.

\*(1): Esse limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento biológico de água residuária que reduza a carga poluidora em termos de DBO5 dias 20 °C do despejo em no mínimo 80%;

\*(2): padrão para lançamentos em trechos de lagoas, lagunas e estuários. O efluente deve atender aos valores de concentração estabelecidos ou aos sistemas de tratamento - que devem operar com a eficiência mínima de 75% na remoção de fósforo, desde que não altere as características dos corpos de água; e previstas em Lei.

\*(3): Em teste de 1 hora em cone Imhoff.

Ao analisar a tabela comparativa, observa-se que tanto a legislação nacional quanto a estadual não determinam limites para

grande parte dos parâmetros analisados. A Resolução CONAMA n. 430, porém, estabelece que na ausência de limites para lançamento, sejam obedecidos os padrões de qualidade da classe na qual o corpo receptor está enquadrado. Tal análise foi inviabilizada pelo fato do monitoramento não incluir o ponto de mistura entre efluente e corpo receptor.

Portanto, em relação aos parâmetros passíveis de análise, verifica-se que o pH se encontra na faixa permitida para ambas as legislações, enquanto a amônia não se enquadra aos limites impostos, necessitando para tal um pós-tratamento ou ajustes ao processo a fim de atender as determinações impostas. A concentração de fósforo também se encontra acima do limite previsto para lançamentos em trechos de lagoas, lagoas e estuários, que não é o caso do sistema em estudo.

## 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O presente trabalho, que teve como objetivo avaliar o processo de lodos ativados utilizado em um aterro sanitário para tratamento de lixiviado através do monitoramento do sistema em escala real no período de cinco meses, totalizando 10 coletas, permitiu verificar que:

- O lixiviado afluyente ao sistema apresentou um grau de biodegradabilidade em torno de 0,32, pH alto, medindo  $8,49 \pm 0,24$ , baixa carga orgânica e elevadas concentrações de nitrito e nitrato em relação ao lixiviado bruto;
- A vazão média de operação em torno de 5,0 L/s garante um TDH médio de 38,9 horas; a idade do lodo não pode ser calculada devido à inexistência de vazão de lodo excedente; relação A/M em função da DQO de 1,2 ( $d^{-1}$ ), alto valor em razão da baixa concentração de biomassa no reator; taxa de utilização de substrato (U) de 0,3 que reflete a baixa eficiência na remoção de substrato e um lodo de excelente sedimentabilidade com IVL de 37;
- O monitoramento do sistema de lodos ativados apresentou um lixiviado com pH praticamente estável durante todo o tratamento, com as médias variando de 8,20 a 8,49, quando a faixa ideal para remoção de nutrientes é de 7,5 a 8,0. O reator registrou um pH mais baixo devido à liberação de  $H^+$  durante a nitrificação, acarretando no consumo de 44% da alcalinidade disponível;
- A eficiência de remoção da matéria carbonácea, foi avaliada no sistema em termos da DQO, em que se verificou 21,8% e 21,7% para  $DQO_t$  e  $DQO_s$ , respectivamente;
- Constatou-se a ocorrência da nitrificação, porém de modo irregular e incompleta, com elevada concentração de nitrito no efluente final. Não se verificou desnitrificação no reator, no entanto, constatou-se sua indevida ocorrência no decantador secundário. Aproximadamente 36% do nitrogênio total foi removido através dos processos de desnitrificação e volatilização da amônia;

- O sistema obteve 24% de eficiência de remoção de fósforo, porém a concentração desse nutriente se manteve elevada no tanque de aeração, devido à inexistência de uma vazão constante de retirada do lodo excedente e em consequência a remoção dos organismos acumuladores de fósforo;
- Dos parâmetros analisados na comparação do efluente tratado por lodos ativados com os padrões referentes a lançamento final, somente a amônia apresentou concentrações fora do limite previsto, necessitando de um pós-tratamento para enquadrá-lo à resolução CONAMA Nº 430/2011.

Ao que concerne a gestão e monitoramento do processo, é essencial a melhor estruturação do laboratório de análises situado ao lado da estação de tratamento. Atualmente, grande parte das análises laboratoriais é realizada em cidade distante aproximadamente 90 km do aterro sanitário, o que dificulta ações rápidas de controle e manejo do sistema.

Portanto, recomenda-se para melhorar a eficiência do tratamento é imprescindível que a concentração de sólidos suspensos voláteis (biomassa) se estabilize no reator, portanto é necessário evitar ao máximo o esvaziamento dos tanques para manutenção.

Em uma ação mais direta, uma saída alternativa para acelerar o processo, seria inocular biomassa de um sistema semelhante e para tal, seria necessária uma análise criteriosa da composição entre os efluentes envolvidos a fim de se avaliar a compatibilidade das condições encontradas para que haja a devida aclimatação da biomassa inoculada.

Outra medida interessante para melhoria do sistema seria avaliar a viabilidade de criação de uma zona anóxica no reator, a fim de melhorar e controlar de forma eficiente a ocorrência da desnitrificação e assim, obter bons resultado na remoção biológica de nitrogênio, além de garantir o bom funcionamento do decantador secundário.

São raros os estudos contemplando o sistema de lodos ativados de fluxo contínuo e aeração prolongada no tratamento de lixiviado, apesar de sua comprovada eficiência tratando outros efluentes. Portanto, a partir dos resultados obtidos recomenda-se a elaboração de trabalhos futuros atrelados a esta temática, abordando o mesmo sistema, porém com a biomassa já estabilizada a fim de obter o rendimento máximo que o sistema pode oferecer, aliado a um período de monitoramento maior e coletas mais frequentes. Deste modo, fazer uma pesquisa mais profunda

com detalhamento melhor do comportamento do sistema e suas variáveis.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACQUA ENGENHARIA E CONSULTORIA. **Manual de Operação de Lodos Ativados**. São Paulo.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21<sup>st</sup> ed. Washington: APHA, 2005.

ARRUDA, C. B. A. *et al.* **Estudo da vazão horária afluenta da lagoa anaeróbia profunda da pedreira nº 7 do pólo de tratamento de esgotos da bacia do Rio Paraíba na Grande João Pessoa (Estudo de Caso)**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2005, Campo Grande. Rio de Janeiro: ABES, 2005. p. 1-5.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004: Resíduos Sólidos - Classificação**. Rio de Janeiro, ABNT, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro, ABNT, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA. **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil - 2010**. ABRELPE, 2011.

ASSUNÇÃO, F. A. L. **Estudo da remoção de nitrogênio, com ênfase na volatilização de amônia, em lagoas de polimento de efluentes de reatores UASB tratando esgotos urbanos de Belo Horizonte/MG**. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009. 89p.

BARBOSA, J. do S. B. **Remoção biológica de nitrogênio de lixiviado de resíduos sólidos urbanos por nitrificação e desnitrificação via nitrito**. [Distrito Federal] 2010. xvii, 105p.

BASTOS, F. S.; VON SPERLING, M. (coordenadores). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro. ABES. 2009.



BIDONE, F. R. A.; LLI, J. P.; COTRIM, S.L.S. **Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário Através de Filtros Percoladores**. In: DÉCIMO NONO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 1997, Foz de Iguaçu. Paraná: Foz do Iguaçu, 1997.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos**. 2010. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm)>. Acesso em 23/06/2012.

BROTTO, A. C., *et al.* **Emissão de óxido nitroso de estação de tratamento de esgoto de lodos ativados por aeração prolongada - estudo preliminar**. Quím. Nova [online]. 2010, vol.33, n.3, pp. 618-623. ISSN 0100-4042.

BUSSAB, W.O.; MORETIN, P.A. **Estatística Básica**. 5ª Edição. São Paulo: Saraiva, 2002.

CHERNICHARO, C. A. L. (coordenador); **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios : aspectos metodológicos**. - Belo Horizonte: [s.n.], 2001. 118 p. : il., graf., tab.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO URBANO DO ESTADO DA BAHIA. **Manual de Operação de Aterros Sanitários**. CONDER, 2009. Disponível em: <[http://www.conder.ba.gov.br/manual\\_aterropdf](http://www.conder.ba.gov.br/manual_aterropdf)>. Acesso em: 23 de Junho de 2012.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 357**: Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 430**: dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2011.

CORDI, L. *et al.* **Montagem, partida e operação de um sistema de lodos ativados.** Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal, v. 5, n. 1, p. 097-115, 2008.

EPA, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati (1993). **Manual. Nitrogen control.** Technology Transfer. 311p.

FENT, K. **Ecotoxicological problems associated with contaminated sites: Review.** Toxicology Letters. V. 12, p. 1-13, 2003.

FERREIRA, J. A. *et al.* **Uma Revisão das Técnicas de Tratamento de Chorume e a Realidade do Estado do Rio de Janeiro.** In: ANAIS DO VIGÉSIMO PRIMEIRO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. João Pessoa, 2001.

GOMES, L. P. (coordenadora). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterro sanitário para as condições brasileiras.** Rio de Janeiro. ABES. 2009. 360p.

HOFFMANN, H. *et al.* **The potential of denitrification for the stabilization of activated sludge processes affected by low alkalinity problems.** Braz. arch. biol. technol. 2007, vol.50, n.2, pp. 329-337.

HENRIQUE, I. N. *et al.*, **Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos.** Eng. Sanit. Ambient. 2010, vol.15, n.2, p. 197-204.

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

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos.** 4ªed. ABES, Rio de Janeiro, 2005.

KOH, I. O., *et al.* **Leachate treatment by the combination of photochemical oxidation with biological process.** Journal of Photochemistry and Photobiology A-Chemistry, 162, 261 (2004).

LEE, N.M., WELANDER, T. **The effect of different carbon sources on respiratory denitrification in biological wastewater treatment.** Journal of Fermentation and Bioengineering v.82, p. 277–285, 1996.

LEMA, J. M., MENDEZ, R., BLAZQUEZ, R. (1988). **Chatacteristic of landifill leachates and alternatives for their treatment: a review.** Water, Air and Soil Pollution, 40 (3-4). P.223-250.

LI; X. Z.; ZHAO, Q. L. **Inhibition of microbial activity of activated sludge by ammonia in leachate.** Pergamon, Vol. 25, No. 8, pp. 961-968, 1999.

MARTINS, C. L. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário em sistema de lagoas sob diferentes condições operacionais** (Tese de Doutorado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, SC, 2010. 240p.

METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater engineering: Treatment and reuse.** 2nd ed. Metcaf e Eddy Inc. New York: McGraw – Hill Inc., 1334p., 1991.

METCALF, L.; EDDY, H.. **Wastewater engineering: treatment and reuse.** 4th ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

MICROSOFT Corporation. **Microsoft Excel.** Version 14. 2010.

MORAIS, J. L. **Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário.** Tese (Doutorado). UFPR, Curitiba, 2005.

MORAVIA, W. G. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas.** Dissertação (Mestrado). UFMG, Belo Horizonte, 2007.

PEREIRA-RAMIREZ, O. *et al.* **Influência da carga orgânica no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura por contactores biológicos rotatório e reator anóxico.** R. bras. Agrociência, v. 9, n. 4, p. 413-420, out-dez, 2003.

PHILIPS, S. P.; FREESTONE, N.P.; HALL, R.S. **Dealing with leachate**. Chem. Britain 30 (10): 828-830; 1994.

PREVITALE, M. S.; **Diretrizes para capacitação de mão-de-obra, para um sistema de tratamento de esgoto por lodos ativados convencional, focando a relação alimento/microorganismos e idade do lodo, como índices de desempenho**. Dissertação (Mestrado). São Paulo, 2006.

RAMOS, S. I. P. **Sistematização técnico-organizacional de programas de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos em municípios do estado do Paraná**. Dissertação (Mestrado). UFPR. Curitiba, 2004.

RODRIGUES, M.R.M. **Tratabilidade do lixiviado efluente da lagoa facultativa do aterro de Curitiba por lodos ativados**. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2007.

SANTA CATARINA. **Lei Estadual nº 14.675 de 13 de abril de 2009**. Florianópolis. Diário Oficial do Estado. 14 de abril de 2009.

STATSOFT. Inc. **STATISTICA (data analysis software system)**. Version 7. 2004.

STENSEL, H.D. **Principles of biological phosphorus removal**. In: SEDLAK, R.I. (Ed.). Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater: principles and practice. 2nd ed. New York: Lewis Publishers, 1991. p. 141-163.

SWITZENBAUM, M. S. (1992). **Solid and hazardous waste treatment: cause notes, spring**. Department of Civil Engineering, University of Massachusetts. Massachusetts, 1992.

TELLES, C. A. S. **Processos Combinados para o Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário**. Dissertação (Mestrado). Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2010.

TRENNEPOHL, F.G. **Remoção biológica de nitrogênio em lixiviados de aterro de resíduos, em sistema piloto de lodos ativados com fonte externa de carbono**. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 2009. 104p.

VAZOLLÉR, R. F. **Microbiologia de lodos ativados**. São Paulo: CETESB, 1989.

VON SPERLING, M. **Lodos Ativados**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 428 p. 1997.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, 2ª edição, Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 1996.

VON SPERLING, M., FRÓES, C.M.V. **Avaliação do desempenho de uma ETE tipo aeração prolongada com base em três anos de monitoramento intensivo**. In: Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 26 (AIDIS 98), Lima, 1-5 nov. 1998.

WEI, Y. *et al.* **Organic and nitrogen removal from landfill leachate in aerobic granular sludge sequencing batch reactors**. Waste Management, v. 32 (2012) p.448–455

WISZNIOWSKI, J. *et al.* **Landfill leachate treatment methods: A review**. Environmental Chemistry Letters, v. 4, n. 1, p. 51-61, 2006.

UYGUR, A.; KARGI, F. **Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor**. Journal of Environmental Management. V. 71, p. 9–14, 2004.

ZANTA, V. M. FANTONI, C. A. F. **Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos**. In: **Resíduos Sólidos Urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. In: Rio de Janeiro Projeto. PROSAB. ABES Rima 2003.

## 8. APÊNDICE

Tabela A.1 – Variação de pH ao longo do monitoramento

Coleta	pH (adimensional)				
	P1	P2	P3	P4	PL
21/08/12	8,29	8,52	8,39	8,68	8,41
03/09/12	8,42	8,15	8,04	8,26	8,06
17/09/12	8,71	8,11	8,27	8,55	8,22
01/10/12	8,40	7,81	7,75	8,08	7,68
19/10/12	8,82	8,66	8,61	8,63	8,43
29/10/12	8,27	8,23	8,15	8,27	8,18
12/11/12	8,87	9,15	9,07	9,11	9,15
26/11/12	8,17	8,19	8,15	8,19	8,20
10/12/12	8,52	7,51	8,11	8,40	8,13
17/12/12	8,44	7,70	8,16	8,25	8,17

Tabela A.2 – Variação da alcalinidade ao longo do monitoramento

Coleta	Alcalinidade (mg/L)				
	P1	P2	P3	P4	PL
21/08/12	3840	2600	1700	1660	1880
03/09/12	2440	3200	260	2020	1060
17/09/12	3380	1600	2240	2580	2240
01/10/12	-	1300	780	940	680
19/10/12	3080	2600	1900	2000	2580
29/10/12	3680	3000	2440	2520	2480
12/11/12	3860	4400	3200	3560	3940
26/11/12	4720	4640	3600	3320	3700
10/12/12	3560	2240	1600	2680	2120
17/12/12	2720	2260	1720	2000	2020

**Tabela A.3 – Variação de OD ao longo do monitoramento**

Coleta	OD (mg/L)				
	P1	P2	P3	P4	PL
21/08/12	-	-	-	-	-
03/09/12	-	-	-	-	-
17/09/12	0,70	0,70	0,70	0,80	0,90
01/10/12	1,40	1,10	1,20	2,00	1,10
19/10/12	-	3,80	1,50	-	0,60
29/10/12	-	-	-	-	-
12/11/12	-	-	-	-	-
26/11/12	-	-	-	-	-
10/12/12	1,39	7,51	0,25	0,62	0,19
17/12/12	1,13	6,98	5,01	2,08	2,70

**Tabela A.4 – Variação de DBO<sub>5</sub> ao longo do monitoramento**

Coleta	DBO <sub>5</sub> (mg/L)				
	P1	P2	P3	P4	PL
21/08/12	1330	60	-	100	-
03/09/12	-	1900	-	-	0
17/09/12	360	1020	1250	-	-
01/10/12	-	-	500	-	-
19/10/12	-	1480	-	-	1600
29/10/12	710	440	1670	10	2190
12/11/12	60	1260	100	60	720
26/11/12	220	1410	1570	80	140
10/12/12	220	-	160	160	-
17/12/12	150	-	50	-	-

**Tabela A.5 – Variação de DQO<sub>t</sub> ao longo do monitoramento**

Coleta	DQO <sub>t</sub> (mg/L)				
	P1	P2	P3	P4	PL
21/08/12	2332	1221	1226	1111	1178
03/09/12	1203	2030	1701	1180	1375
17/09/12	1774	3942	2150	1371	3122
01/10/12	1189	2401	1251	998	1004
19/10/12	1119	1100	1375	1172	3972
29/10/12	1829	1856	1980	1238	2051
12/11/12	1693	1479	1671	1379	1813
26/11/12	1777	1660	1867	1168	2889
10/12/12	1482	1640	1511	1421	1825
17/12/12	1264	1547	1948	1211	1376

**Tabela A.6 – Variação de DQO<sub>s</sub> ao longo do monitoramento**

Coleta	DQO <sub>s</sub> (mg/L)				
	P1	P2	P3	P4	PL
21/08/12	2041	725	698	1139	897
03/09/12	862	705	739	1026	826
17/09/12	1233	1049	995	1116	1053
01/10/12	863	830	715	677	1265
19/10/12	822	820	779	744	947
29/10/12	1263	890	984	934	1043
12/11/12	1194	911	888	817	856
26/11/12	1320	990	982	777	868
10/12/12	1328	1165	1118	1109	1112
17/12/12	985	963	982	984	970



**Tabela A.7 – Variação de Nitrito ao longo do monitoramento**

Coleta	Nitrito (mg/L)				
	P1	P2	P3	P4	PL
21/08/12	0,58	2,70	4,80	54,93	5,80
03/09/12	1,02	116,00	282,00	233,33	286,67
17/09/12	1,31	498,00	305,33	263,33	346,67
01/10/12	2,10	7,77	7,45	90,00	13,00
19/10/12	1,87	160,00	72,00	21,17	3,27
29/10/12	1,15	136,67	553,33	179,33	362,67
12/11/12	0,48	0,48	0,29	67,00	0,31
26/11/12	1,08	75,82	144,07	185,09	170,53
10/12/12	3,73	243,00	243,00	76,71	179,00
17/12/12	42,00	114,00	117,00	83,00	70,00

**Tabela A.8 – Variação de Nitrato ao longo do monitoramento**

Coleta	Nitrato (mg/L)				
	P1	P2	P3	P4	PL
21/08/12	6,18	27,93	20,15	16,98	22,92
03/09/12	9,47	60,12	58,48	56,80	58,75
17/09/12	6,98	27,63	26,18	83,65	8,83
01/10/12	52,22	39,88	29,03	24,20	31,58
19/10/12	143,03	194,33	257,67	251,83	246,00
29/10/12	9,87	199,50	253,50	155,83	241,17
12/11/12	6,63	6,23	116,33	106,50	84,00
26/11/12	10,40	52,50	137,25	164,25	191,25
10/12/12	31,85	353,25	430,75	190,75	448,25
17/12/12	151,35	350,00	526,75	505,50	373,00

**Tabela A.9 – Variação de NTK ao longo do monitoramento**

Coleta	NTK (mg/L)				
	P1	P2	P3	P4	PL
21/08/12	784,00	644,00	700,00	100,80	476,00
03/09/12	560,00	655,20	571,20	436,80	459,20
17/09/12	632,80	436,80	448,00	481,60	582,40
01/10/12	408,80	218,40	72,80	162,40	112,00
19/10/12	484,40	355,60	221,20	277,20	411,60
29/10/12	599,20	280,00	358,40	403,20	487,20
12/11/12	3192,00	2744,00	2828,00	515,20	3136,00
26/11/12	1176,00	1092,00	1680,00	330,40	2184,00
10/12/12	319,20	330,40	218,40	308,00	196,00
17/12/12	-	-	-	-	-

**Tabela A.10 – Variação de Amônia ao longo do monitoramento**

Coleta	Amônia (mg/L)				
	P1	P2	P3	P4	PL
21/08/12	707,00	441,00	371,00	427,00	357,00
03/09/12	448,00	434,00	364,00	364,00	350,00
17/09/12	483,00	287,00	336,00	379,40	354,20
01/10/12	326,20	126,00	86,80	149,80	85,40
19/10/12	417,20	350,00	210,00	282,80	333,20
29/10/12	613,20	448,00	369,60	358,40	378,00
12/11/12	537,60	663,60	112,00	406,00	534,80
26/11/12	519,40	107,80	96,60	348,60	96,60
10/12/12	389,20	50,40	184,80	319,20	39,20
17/12/12	191,80	460,60	222,60	217,00	222,60

**Tabela A.11 – Variação de Fósforo ao longo do monitoramento**

Coleta	Fósforo (mg/L)				
	P1	P2	P3	P4	PL
21/08/12	18,35	5,95	12,35	5,75	6,25
03/09/12	4,95	15,30	16,55	4,00	-
17/09/12	9,75	20,50	12,85	8,10	25,70
01/10/12	6,55	17,85	12,60	5,75	9,10
19/10/12	5,95	10,05	6,95	6,30	17,85
29/10/12	9,10	15,35	12,55	6,80	7,80
12/11/12	12,45	14,20	13,35	8,50	27,45
26/11/12	9,25	15,05	13,30	9,85	28,45
10/12/12	11,30	15,60	9,75	10,70	32,75
17/12/12	6,95	15,80	21,95	6,30	30,10

**Tabela A.12 – Variação de SST ao longo do monitoramento**

Coleta	SST (mg/L)				
	P1	P2	P3	P4	PL
21/08/12	370	390	1560	320	430
03/09/12	430	1540	2810	350	880
17/09/12	480	3200	830	420	2310
01/10/12	300	1200	400	300	100
19/10/12	230	550	300	340	3390
29/10/12	110	580	580	80	840
12/11/12	520	600	627	460	693
26/11/12	53	427	140	227	1227
10/12/12	133	933	193	320	2460
17/12/12	187	653	2173	93	1040

**Tabela A.13 – Variação de SSF ao longo do monitoramento**

Coleta	SSF (mg/L)				
	P1	P2	P3	P4	PL
21/08/12	-	-	-	-	-
03/09/12	-	300	860	-	500
17/09/12	60	780	60	100	370
01/10/12	200	300	200	200	0
19/10/12	90	220	60	170	590
29/10/12	50	140	440	50	130
12/11/12	380	180	293	373	247
26/11/12	20	13	47	33	260
10/12/12	20	233	47	67	640
17/12/12	160	200	1533	53	407

**Tabela A.14 – Variação de SSV ao longo do monitoramento**

Coleta	SSV (mg/L)				
	P1	P2	P3	P4	PL
21/08/12	-	-	-	-	-
03/09/12	-	1240	1950	-	380
17/09/12	420	2420	770	320	1940
01/10/12	100	900	200	100	100
19/10/12	140	330	240	170	2800
29/10/12	60	440	140	30	710
12/11/12	140	420	333	87	447
26/11/12	33	413	93	193	967
10/12/12	113	700	147	253	1820
17/12/12	27	453	640	40	633

**Tabela A.15 – Variação de ST ao longo do monitoramento**

Coleta	ST (mg/L)				
	P1	P2	P3	P4	PL
21/08/12	6278	6731	7680	4733	5355
03/09/12	5844	5659	8759	5825	5897
17/09/12	6068	6402	6397	6238	7785
01/10/12	6888	8464	7897	7161	7625
19/10/12	6505	6333	6427	6510	7021
29/10/12	5941	5504	6013	5687	5791
12/11/12	5451	6321	5151	5547	6610
26/11/12	4660	6607	7286	6974	7789
10/12/12	7873	7736	6849	7061	7507
17/12/12	7695	7691	8591	7522	9679

**Tabela A.16 – Variação de SFT ao longo do monitoramento**

Coleta	SFT (mg/L)				
	P1	P2	P3	P4	PL
21/08/12	4484	5018	5587	4246	4227
03/09/12	4461	3996	7208	4433	4352
17/09/12	4716	4785	4745	4860	5266
01/10/12	5498	6291	6190	5921	6145
19/10/12	5433	5041	5161	4612	5413
29/10/12	4554	4121	4383	4565	4178
12/11/12	4401	5024	4083	4639	5176
26/11/12	3302	5423	5703	5837	6106
10/12/12	6705	6196	5543	5752	5823
17/12/12	6448	6189	6793	6049	6841

**Tabela A.17 – Variação de SVT ao longo do monitoramento**

<b>Coleta</b>	<b>SVT (mg/L)</b>				
	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>P3</b>	<b>P4</b>	<b>PL</b>
<b>21/08/12</b>	1794	1713	2094	488	1128
<b>03/09/12</b>	1383	1663	1551	1391	1545
<b>17/09/12</b>	1352	1617	1653	1378	2519
<b>01/10/12</b>	1390	2173	1707	1239	1481
<b>19/10/12</b>	1072	1293	1265	1898	1608
<b>29/10/12</b>	1387	1383	1631	1122	1613
<b>12/11/12</b>	1050	1297	1067	908	1434
<b>26/11/12</b>	1358	1184	1583	1137	1683
<b>10/12/12</b>	1168	1540	1305	1309	1683
<b>17/12/12</b>	1247	1502	1799	1473	2838

Tabela A.18 – Análise descritiva - pH, Alcalinidade, OD, DQO<sub>t</sub> e DQO<sub>s</sub>

Variável	Ponto	n	Média	Desvio Padrão	Mínimo	1º quartil	Mediana	3º quartil	Máximo
pH	P1	10	8,5	0,2	8,2	8,3	8,4	8,7	8,9
	P2	10	8,2	0,5	7,5	7,9	8,2	8,4	9,2
	P3	10	8,3	0,4	7,8	8,1	8,2	8,4	9,1
	P4	10	8,4	0,3	8,1	8,3	8,3	8,6	9,1
	PL	10	8,3	0,4	7,7	8,1	8,2	8,4	9,2
Alcalinidade (mg/L)	P1	9	3476	679	2440	3080	3560	3840	4720
	P2	10	2784	1081	1300	2245	2600	3150	4640
	P3	10	1944	1004	260	1625	1810	2390	3600
	P4	10	2328	775	940	2000	2270	2655	3560
	PL	10	2270	1011	680	1915	2180	2555	3940
OD (mg/L)	P1	4	1,2	0,3	0,7	1,0	1,3	1,4	1,4
	P2	5	4,0	3,2	0,7	1,1	3,8	7,0	7,5
	P3	5	1,7	1,9	0,3	0,7	1,2	1,5	5,0
	P4	4	1,4	0,8	0,6	0,8	1,4	2,0	2,1
	PL	5	1,1	1,0	0,2	0,6	0,9	1,1	2,7
DQO <sub>t</sub> (mg/L)	P1	10	1566	385	1119	1218	1587	1776	2332
	P2	10	1888	814	1100	1496	1650	1986	3942
	P3	10	1668	321	1226	1409	1686	1928	2150
	P4	10	1225	132	998	1169	1195	1338	1421
	PL	10	2061	967	1004	1375	1819	2679	3972
DQO <sub>s</sub> (mg/L)	P1	10	1191	359	822	894	1214	1306	2041
	P2	10	905	143	705	823	900	983	1165
	P3	10	888	146	698	749	935	983	1118
	P4	10	933	169	677	787	959	1089	1139
	PL	10	984	136	826	875	959	1050	1265

Tabela A.19 – Análise descritiva - DBO<sub>5</sub>, Nitrito, Nitrato, NTK e Amônia

Variável	Ponto	n	Média	Desvio Padrão	Mínimo	1º quartil	Mediana	3º quartil	Máximo
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	P1	5	508	520	60	220	220	710	1330
	P2	4	793	648	60	345	850	1298	1410
	P3	5	82	55	10	60	80	100	160
	P4	5	82	55	10	60	80	100	160
	PL	3	1017	1057	140	430	720	1455	2190
Nitrito (mg/L)	P1	10	5,5	12,8	0,5	1,0	1,2	2,0	42,0
	P2	10	135	149,1	0,5	24,8	115,0	154,2	498,0
	P3	10	173	176,0	0,3	23,6	130,5	272,3	553,3
	P4	10	125	82,9	21,2	69,4	86,5	183,7	263,3
	PL	10	144	146,6	0,3	7,6	120,3	259,8	362,7
Nitrato (mg/L)	P1	10	42,8	57,0	6,2	7,6	10,1	47,1	151,4
	P2	10	131	134,3	6,2	30,9	56,3	198,2	353,3
	P3	10	186	178,5	20,2	36,4	126,8	256,6	526,8
	P4	10	156	144,1	17,0	63,5	131,2	184,1	505,5
	PL	10	171	155,1	8,8	38,4	137,6	244,8	448,3
NTK (mg/L)	P1	9	906	892,4	319,2	484,4	599,2	784,0	3192,0
	P2	9	751	794,2	218,4	330,4	436,8	655,2	2744,0
	P3	9	789	899,3	72,8	221,2	448,0	700,0	2828,0
	P4	9	335	140,4	100,8	277,2	330,4	436,8	515,2
	PL	9	894	1039,7	112,0	411,6	476,0	582,4	3136,0
Amônia (mg/L)	P1	10	463	145,8	191,8	396,2	465,5	533,1	707,0
	P2	10	337	193,3	50,4	166,3	392,0	446,3	663,6
	P3	10	235	116,9	86,8	130,2	216,3	357,0	371,0
	P4	10	325	86,5	149,8	291,9	353,5	375,6	427,0
	PL	10	275	158,5	39,2	128,1	341,6	356,3	534,8



Tabela A.20 – Análise descritiva - Fósforo, SST, SSF e SSV

Variável	Ponto	n	Média	Desvio Padrão	Mínimo	1º quartil	Mediana	3º quartil	Máximo
Fósforo (mg/L)	P1	10	9,5	3,9	5,0	6,7	9,2	10,9	18,4
	P2	10	14,6	4,0	6,0	14,4	15,3	15,8	20,5
	P3	10	13,2	3,9	7,0	12,4	12,7	13,3	22,0
	P4	10	7,2	2,1	4,0	5,9	6,6	8,4	10,7
	PL	9	20,6	10,5	6,3	9,1	25,7	28,5	32,8
SST (mg/L)	P1	10	281	164	53	147	265	415	520
	P2	10	1007	852	390	557	627	1133	3200
	P3	10	961	915	140	325	603	1377	2810
	P4	10	291	125	80	245	320	347	460
	PL	10	1337	1041	100	730	960	2039	3390
SSF (mg/L)	P1	8	122	122	20	42	75	170	380
	P2	9	263	212	13	180	220	300	780
	P3	9	393	504	47	60	200	440	1533
	P4	8	131	115	33	52	83	177	373
	PL	9	349	211	0	247	370	500	640
SSV (mg/L)	P1	8	129	126	27	53	107	140	420
	P2	9	813	671	330	420	453	900	2420
	P3	9	501	592	93	147	240	640	1950
	P4	8	149	103	30	75	135	208	320
	PL	9	1089	898	100	447	710	1820	2800

Tabela A.21 – Análise descritiva - ST, SFT e SVT

<b>Variável</b>	<b>Ponto</b>	<b>n</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio Padrão</b>	<b>Mínimo</b>	<b>1º quartil</b>	<b>Mediana</b>	<b>3º quartil</b>	<b>Máximo</b>
<b>ST (mg/L)</b>	<b>P1</b>	10	6320	978	4660	5868	6173	6792	7873
	<b>P2</b>	10	6745	945	5504	6324	6505	7451	8464
	<b>P3</b>	10	7105	1154	5151	6405	7067	7843	8759
	<b>P4</b>	10	6326	878	4733	5722	6374	7039	7522
	<b>PL</b>	10	7106	1269	5355	6075	7264	7745	9679
<b>SFT (mg/L)</b>	<b>P1</b>	10	5000	1028	3302	4467	4635	5482	6705
	<b>P2</b>	10	5208	822	3996	4843	5032	5998	6291
	<b>P3</b>	10	5540	1002	4083	4849	5565	6068	7208
	<b>P4</b>	10	5092	708	4246	4577	4750	5815	6049
	<b>PL</b>	10	5353	902	4178	4558	5339	6035	6841
<b>SVT (mg/L)</b>	<b>P1</b>	10	1320	212	1050	1188	1355	1386	1794
	<b>P2</b>	10	1536	284	1184	1318	1521	1651	2173
	<b>P3</b>	10	1565	293	1067	1367	1607	1694	2094
	<b>P4</b>	10	1234	370	488	1126	1274	1388	1898
	<b>PL</b>	10	1753	519	1128	1497	1611	1683	2838