



UNIVERSIDADE
ESTADUAL de LONDRINA

THAIS DE SOUSA LEMOS

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM
LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO:
ESTUDO DE CASO DO ATERRO DE CIANORTE-PR**

Londrina
2015

THAIS DE SOUSA LEMOS

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM
LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO:
ESTUDO DE CASO DO ATERRO DE CIANORTE-PR**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento do Centro de Tecnologia e Urbanismo da Universidade Estadual de Londrina, como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia de Edificações e Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Fernandes.

Londrina
2015

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

L557t	Lemos, Thais de Sousa. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário em lagoas de estabilização : estudo de caso do aterro de Cianorte-PR / Thais de Sousa Lemos – Londrina, 2015. 119 f. : il. Orientador: Fernando Fernandes. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Tecnologia e Urbanismo, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento, 2015. Inclui bibliografia. 1. Aterro sanitário – Teses. 2. Lixiviação – Teses. 3. Lagoas de estabilização – Teses. I. Fernandes, Fernando. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Tecnologia e Urbanismo. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento. III. Título. CDU 628.4
-------	---

THAIS DE SOUSA LEMOS

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM LAGOAS
DE ESTABILIZAÇÃO:
ESTUDO DE CASO DO ATERRO DE CIANORTE-PR**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento do Centro de Tecnologia e Urbanismo da Universidade Estadual de Londrina, como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia de Edificações e Saneamento.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Fernando Fernandes
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof.^a Dr.^a Deize Dias Lopes
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. Miguel Mansur Aisse
Universidade Federal do Paraná - UFPR

Londrina, 17 de dezembro de 2015.

Dedico este trabalho a três pessoas que é e foram meu melhor e maior exemplo de força de vontade e dignidade, Vó Maria, Vó Lica (*in memorian*) e Vô Donato (*in memorian*), seus ensinamentos são eternos em minha memória.

AGRADECIMENTOS

Gratidão a Deus por me transmitir fé e coragem para enfrentar as dificuldades da vida.

Ao professor Fernando Fernandes por sua orientação, conselhos, paciência, incentivo e sapiência durante este período em que trabalhamos juntos. Gratidão por compartilhar comigo valiosos ensinamentos.

À professora Deize Dias Lopes por sua imensa colaboração durante todo o período de desenvolvimento desta pesquisa, gratidão também por sua valiosa participação na banca examinadora da mesma.

Ao professor Miguel Mansur Aisse por sua participação na banca examinadora desta pesquisa. Agradeço imensamente pelas sugestões de grande importância.

A todos os professores do programa de mestrado “EngES”, excelentes profissionais, que conseguem transmitir seus conhecimentos de forma tão ampla e didática, exemplos de professores. Gratidão a todos pela paciência e vitalidade em suas aulas.

Ao técnico do Laboratório de Saneamento Ivan, e à secretária Maria Aparecida Lima, a Cida, por sua dedicação e bom humor para comigo.

Aos amigos da “turma do cantinho” que ganhei durante este período: Aline Gomes, Amir Bittar, Carol Coldebella, Diógenes Magri, Flávia Gonçalves, Isa Muller, Ju Alberton, Mein Mieko e Thais Réus, torço imensamente por cada um. Gratidão amigos!

Ao amigo de mestrado Felipe Jesus, por estar sempre me aconselhando e apoiando.

Aos companheiros de laboratório, que me foram, todos, como guias no início e no decorrer da pesquisa, me ajudando demais. Gratidão à professora Emília Kiyomi Kuroda, aos mestrandos: Aline Batista, Amanda Alcaide, Andressa Algayer, Emily Assunção, Josemarque Lima, Priscila Biesdorf, Marcos Mendes, Renan Galvão, Wilson Júnior, e aos estagiários: Luana Sampaio e Vitor Telline que colaboraram no desenvolvimento da pesquisa.

A toda a minha família pelo incentivo. Gratidão sem fim à minha avó materna Maria, por suas orações e conselhos, aos meus pais Marcos e Maria do Carmo, e às minhas irmãs Thaianne e Thamires, vocês são minha base.

Ao meu namorado Kim, por sempre me ajudar em todos os aspectos, companheirismo, amizade, descontração, carinho e apoio.

Aos amigos de longa data Aline Braga e Wilian Campos, por todos os momentos compartilhados, pelos conselhos e fidelidade.

À companheira de apartamento e amiga Gabriela Vieira Silva, que sempre oferece seu ombro amigo, companheirismo, e conselhos, e às queridas “agregadas” Áurea e Kathleen, que estiveram presentes em momentos de risos e de tensão que compartilhamos, gratidão sem fim!

À Universidade Estadual de Londrina – UEL, e ao Programa de Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento por disponibilizar a oportunidade do desenvolvimento desta pesquisa.

À SANEPAR e ao Técnico em Saneamento do Aterro de Cianorte Márcio Benitz por disponibilizar mensalmente as amostras de lixiviado utilizadas no desenvolvimento da pesquisa.

A CAPES pela bolsa de auxílio fornecida.

Agradeço, por fim, a todas as pessoas que, direta ou indiretamente, colaboraram e auxiliaram na concretização deste trabalho.

“Desde o começo do mundo
Que o homem sonha com a paz
Ela está dentro dele mesmo
Ele tem a paz e não sabe
É só fechar os olhos
E olhar pra dentro de si mesmo.”

Roberto Carlos e Erasmo Carlos, 1971.

LEMOS, Thais de Sousa. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário em lagoas de estabilização: Estudo de caso do aterro de Cianorte-PR.** 2015. 119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2015.

RESUMO

O lixiviado é o líquido produzido a partir da decomposição de componentes dos resíduos sólidos, juntamente com a percolação das águas pluviais. Possui como características cor escura, mau cheiro, elevado potencial poluidor e toxicidade. Os lixiviados são poluidores em decorrência dos compostos tóxicos presentes neste líquido, como o nitrogênio amoniacal e carga orgânica. Por sua complexidade, não existe um método único para o tratamento dos lixiviados de aterros sanitários, portanto, a utilização de combinações de sistemas de tratamento normalmente são necessários, podendo alcançar eficientes resultados na remoção dos contaminantes. O sistema de tratamento biológico por lagoas de estabilização em série composto por lagoas anaeróbia, facultativa e de polimento, é conhecido como Sistema Australiano, e são sistemas aquáticos que tem como função principal a remoção de matéria carbonácea. Desta forma, este trabalho teve como objetivo analisar a geração de lixiviado pelos métodos Racional, Balanço Hídrico e Suíço, comparandoos com as vazões reais medidas no local, e monitorar o tratamento de lixiviados em lagoas de estabilização, tendo como estudo de caso o aterro sanitário de Cianorte- PR, localizado no noroeste do Estado do Paraná. Dentre os 3 métodos utilizados, o modelo Suíço foi o que mais se aproximou das vazões reais, com erro médio de 9,40%. Quanto à variação do desempenho do sistema para o tratamento do lixiviado observou-se que houve 93% de redução média de DBO Total, e 98% de redução de DBO Filtrada. As remoções médias de DQO Total e DQO Filtrada foram de 65% e 74%, respectivamente. Quanto à série nitrogenada observou-se redução média de aproximadamente 89% no teor de NKT ao longo do processo, e redução de 93% de N-amoniacal. Os valores médios de Clorofila a variaram de 339,7 mg/L na Lagoa Anaeróbia a 6.389,7 mg/L na Lagoa de Polimento, demonstrando alta densidade de algas nas lagoas. No balanço de sólidos pode-se verificar quantidade significativa de biomassa no lixiviado. Observa-se eficiência da Lagoa de Polimento quanto à remoção de patógenos, devido aos valores de *E. coli*, que foram ausentes em 100ml no lixiviado da última lagoa. Com relação aos metais pesados, notou-se baixos valores de Cobre (Cu), Zinco (Zn), Chumbo (Pb) e Cromo (Cr), dentro dos limites fixados pela resolução 430/2011 do CONAMA. Os metais Cádmiio (Cd) e Mercúrio (Hg) foram ausentes nas análises. Para aterros de pequeno e médio portes, as lagoas de estabilização em série (sistema australiano) podem ser uma solução interessante, desde que se haja boa manutenção e operação, conforme mostram os resultados.

Palavras-chaves: Lixiviado de aterro sanitário. Geração de lixiviado. Métodos empíricos de geração. Lagoas de estabilização. Tratamento biológico.

LEMOS, Thais de Sousa. **Treatment of landfill leachate in stabilization ponds: Case Study of landfill Cianorte-PR.** 2015. 119 p. Dissertation (Master in Buildings and Sanitation Engineering) - State University of Londrina, Londrina, 2015.

ABSTRACT

The leachate is the liquid produced from the decomposition of solid waste components, along with percolation of rain water. It has the following characteristics: dark color, bad smell, and high pollution potential and toxicity. The leachates are pollutants due to the toxic compounds present in the liquid, such as ammonia nitrogen and organic load. Due to its complexity, there is no single method for the treatment of leachate from landfills, therefore, the use of combinations of treatment systems are typically required and can reach effective results in the removal of contaminants. The biological treatment system for stabilization ponds in series composed of anaerobic ponds, facultative and polishing, is known as the Australian system, and are aquatic systems whose function is the removal of carbonaceous matter. Thus, this study aimed to analyze the generation of leached by methods: Rational, Hydric Balance and Swiss, comparing them with the actual flow measurements on site and monitor leachate treatment in stabilization ponds, having as study case the landfill Cianorte-PR, located in the northwest of Parana State. Among the three methods, the Swiss model It was the closest to the actual flow, with an average error of 9.40%. How much the variation of the system performance for the treatment of the leachate it was observed that there was a 93% average reduction of BOD_{total} , and 98% of reduction of $BOD_{filtered}$. The averages removals of COD_{total} and $COD_{filtered}$ were 65% and 74%, respectively. How much the nitrogen serie was observed an average reduction of approximately 89% in NTK content throughout the process, and reduction of 93% ammoniacal nitrogen. The average values of Chlorophyll a varies from 339,7 mg/L in the Ponds Anaerobic to 6.389,7 mg/L in the polishing pond showing high density of algae in the ponds. In balance of solids it can be seen a significant amount of biomass in the leachate. It is observed efficiency the polishing pond how much the removal of pathogens, due to the *E. coli* values, which were absent in 100ml leachate in the last pond. With relation to the heavy metals, was noted low copper (Cu) values, zinc (Zn), Lead (Pb) and Chromium (Cr), within the limits set by resolution 430/2011 of CONAMA. The metals cadmium (Cd) and Mercury (Hg) were absent in the analysis. For small and medium landfills, the stabilization ponds in series (Australian system) can be an interesting solution, provided there is good maintenance and operation, as show the results.

Key words: Landfill leachate. Leachate generation. Empirical methods of generation. Stabilization ponds. Biological treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Porcentagem de amônia livre de acordo com os valores de pH, em diferentes faixas de temperatura25
Figura 2 -	Representação esquemática do balanço hídrico na formação dos lixiviados de um aterro sanitário29
Figura 3 -	Dreno horizontal de lixiviado na base de construção da célula 4 do aterro de Cianorte-PR.....40
Figura 4 -	Escada de dissipação de energia para águas pluviais da célula 1 do aterro de Cianorte-PR.....40
Figura 5 -	Imagem do aterro sanitário de Cianorte-PR, com identificação das células concluídas (células 1, 2 e 3), da célula em operação (célula 4), da reserva florestal, e do sistema de tratamento por lagoas de estabilização41
Figura 6 -	Planta do aterro sanitário de Cianorte-PR, com identificação das células, da reserva florestal, e do sistema de tratamento por lagoas de estabilização.....42
Figura 7 -	Calha Parshall 1', instalada na entrada da lagoa anaeróbia48
Figura 8 -	Fluxograma das lagoas de estabilização do aterro sanitário de Cianorte- PR com identificação dos pontos de amostragem50
Figura 9 -	Comportamento da vazão real de lixiviado gerado (l/s) comparado à vazão estimada pelo Método Racional, e a média de precipitação (mm) entre janeiro e dezembro de 201458
Figura 10 -	Comportamento de vazão real de lixiviado gerado (l/s) comparado à vazão estimada pelo Método Balanço Hídrico, e a média de precipitação (mm) entre janeiro e dezembro de 201460
Figura 11 -	Comportamento da vazão real de lixiviado gerado (l/s) comparado à vazão estimada pelo Método Suíço, e a média de precipitação (mm) entre janeiro e dezembro de 2014.....62

Figura 12 -	Evolução da concentração de pH ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização	68
Figura 13 -	Evolução da concentração de Alcalinidade ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização	70
Figura 14 -	Evolução da concentração de Cor Verdadeira ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização	72
Figura 15 -	Evolução da concentração de Cor Aparente ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização	73
Figura 16 -	Evolução da concentração de Cloretos ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização.....	74
Figura 17 -	Evolução da concentração de DBO Total ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização.....	76
Figura 18 -	Evolução da concentração de DBO Filtrada ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização	77
Figura 19 -	Evolução da concentração de DQO Total ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização.....	78
Figura 20 -	Evolução da concentração de DQO Filtrada ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização	79
Figura 21 -	Evolução da concentração de NKT ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização	83
Figura 22 -	Evolução da concentração de N-amoniaco ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização	84

Figura 23 -	Evolução da concentração de Nitrato ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização.....	86
Figura 24 -	Evolução da concentração de Sólidos Totais ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização	87
Figura 25 -	Figura 25 - Evolução da concentração de Sólidos Totais Voláteis ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização	88
Figura 26 -	Evolução da concentração de Sólidos Totais Fixos ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização	89
Figura 27 -	Evolução da concentração de Sólidos Suspensos Totais ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização	90
Figura 28 -	Evolução da concentração de Sólidos Suspensos Voláteis ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização.....	91
Figura 29 -	Evolução da concentração de Sólidos Suspensos Fixos ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização	92
Figura 30 -	Evolução da concentração de Sólidos Dissolvidos Totais Voláteis ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização	93
Figura 31 -	Evolução da concentração de Sólidos Dissolvidos Voláteis ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização.....	94
Figura 32 -	Evolução da concentração de Sólidos Dissolvidos Fixos ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização	95
Figura 33 -	Evolução da concentração de Metais Pesados ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização	98

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Características gerais dos lixiviados em função da idade do aterro sanitário	23
Tabela 2 -	Caracterização de lixiviados de diferentes municípios brasileiros.....	24
Tabela 3 -	Padrões de lançamento de lixiviado de acordo com as Legislações do CONAMA, nº 430/2011 e CEMA, nº 086/2013	38
Tabela 4 -	Dados referentes à célula 1, atualmente encerrada, do aterro sanitário de Cianorte-PR.....	43
Tabela 5 -	Dados referentes à célula 2, atualmente encerrada, do aterro sanitário de Cianorte-PR.....	43
Tabela 6 -	Dados referentes à célula 3, atualmente encerrada, do aterro sanitário de Cianorte-PR.....	44
Tabela 7 -	Dados referentes à célula 4, atualmente em uso, do aterro sanitário de Cianorte-PR.....	44
Tabela 8 -	Dimensões das Lagoas quanto ao comprimento, largura e profundidade, em metros e volume, em m ³	49
Tabela 9 -	Parâmetros e equipamentos para caracterização físico-química e microbiológica dos lixiviados	53
Tabela 10 -	Dados utilizados para o cálculo de vazão segundo o Método Racional.....	57
Tabela 11 -	Dados utilizados para o cálculo de vazão segundo o Método Balanço Hídrico.....	59
Tabela 12 -	Valores Dados utilizados para o cálculo de vazão segundo o Método Suíço.....	61
Tabela 13 -	Valores de Vazão Real (em litros/segundo) e Tempo de Detenção Hidráulico (em dias) das 3 lagoas de estabilização do aterro de Cianorte-PR, medidos entre dezembro e junho de 2015.....	64
Tabela 14 -	COV em g/m ³ .dia e TAS em kg/ha.dia aplicadas às lagoas L1, L2, e L3 quanto à DBO Total e DBO Filtrada das 8 amostras coletadas durante os 217 dias de monitoramento.....	65

Tabela 15 -	COV em g/m ³ .dia e TAS em kg/ha.dia aplicadas às lagoas L1, L2, e L3 quanto à DQO Total e DQO Filtrada das 9 amostras coletadas durante os 217 dias de monitoramento.....	66
Tabela 16 -	Valores de concentração de OD das medidas 01 e 02 realizadas nos 4 pontos de coleta do sistema de lagoas de estabilização	78
Tabela 17 -	Evolução da concentração de Clorofila-a ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização.....	91
Tabela 18 -	Valores de ST, STV e STF durante o período de monitoramento do lixiviado de Cianorte-PR.....	88
Tabela 19 -	Valores de SST, SSV e SSF durante o período de monitoramento do lixiviado de Cianorte-PR.....	91
Tabela 20 -	Valores de SDT, SDV e SDF durante o período de monitoramento do lixiviado de Cianorte-PR.....	94
Tabela 21 -	Quantificação (NMP/100ml) de Coliformes Totais e <i>E. coli</i> das Amostras Coletadas no dia 27/05/2015 (Análise 01), e no dia 30/06/2015 (Análise 02) nos pontos de amostragem Bruto, Lagoa 1, Lagoa 2 e Lagoa 3, segundo o método Colilert.....	95
Tabela 22 -	Valores de medida de pH dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário	113
Tabela 23 -	Valores de medida de alcalinidade dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário	113
Tabela 24 -	Valores de medida de cor verdadeira dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário	113
Tabela 25 -	Valores de medida de cor aparente dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário	113

Tabela 26 -	Valores de medida de cloretos dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário	114
Tabela 27 -	Valores de medida de DBO Total dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário	114
Tabela 28 -	Valores de medida de DBO Filtrada dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário	114
Tabela 29 -	Valores de medida de DQO Total dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário	114
Tabela 30 -	Valores de medida de DQO Filtrada dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário	115
Tabela 31 -	Valores de medida de NTK dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário	115
Tabela 32 -	Valores de medida de N-amoniaco dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário	115
Tabela 33 -	Valores de medida de Nitrato dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário	115
Tabela 34 -	Valores de medida de Metais Pesados dos 4 pontos de amostragem.....	115

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 -	Valores mensais de precipitação entre setembro de 2014 e outubro de 2015.....	39
Quadro 2 -	Dados de áreas (m ²) e porcentagens (%) das células de resíduos e lagoas de estabilização em relação à área total do aterro.....	41
Quadro 3 -	Valores de C	46
Quadro 4 -	Valores de K em função do peso específico para aplicação no Método Suíço.....	46
Quadro 5 -	Influência do Tipo de Solo na Capacidade de Campo, Ponto de Murchamento e Água Disponível	47
Quadro 6 -	Informações das coletas das amostras de lixiviado do aterro sanitário de Cianorte-PR.....	51
Quadro 7 -	Carga aplicada em termos de DBO _{total} , por dia às lagoas L2, L3 para as amostras coletadas durante os 217 dias de monitoramento	67

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 -	Equação para o cálculo de vazão segundo o Método Racional.....	45
Equação 2 -	Equação modificada para o cálculo de vazão segundo o Método Racional.....	45
Equação 3 -	Equação para o cálculo de vazão segundo o Método Suíço	46
Equação 4 -	Equação para o cálculo de vazão segundo o Método Balanço Hídrico.....	47
Equação 5 -	Equação para o cálculo de vazão através de Calha Parshall	48
Equação 6 -	Equação para o cálculo de Carga Orgânica Volumétrica (COV).....	54
Equação 7 -	Equação para o cálculo de Taxa de Aplicação Superficial (TAS).....	55

LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
APHA	American Public Health Association
CEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
CO_3^{2-}	Carbonato
COV	Carga Orgânica Volumétrica
COT	Carbono Orgânico Total
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CO_2	Dióxido de Carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono orgânico total
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO:	Demanda química de oxigênio
H_2S :	Sulfeto de Hidrogênio
HS-:	bissulfeto.
HCO_3^-	Bicarbonato
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
IAPAR	Instituto Agrônômico do Paraná
ISO	International Organization for Standardization
NBR	Norma Brasileira
NH_3	Amônia
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
NMP	Número Mais Provável
NO_2^-	Nitrito
NO_3^-	Nitrato
O_2	Oxigênio
OD	Oxigênio Dissolvido
OH^-	Hidroxila
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
pH	Potencial Hidrogeniônico
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná

SIMEPAR	Sistema Meteorológico do Paraná
SISNAMA	Sistema Nacional do Meio Ambiente
TAS	Taxa de Aplicação Superficial.
TDH	Tempo de detenção hidráulico
ST	Sólidos Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis
STF	Sólidos Totais Fixos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SDV	Sólidos Dissolvidos Voláteis
SDF	Sólidos Dissolvidos Fixos
UV	Ultra Violeta

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	19
2. OBJETIVOS	21
2.1. OBJETIVO GERAL	21
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	21
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
3.1. LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	22
3.2. GERAÇÃO DE LIXIVIADO	27
3.2.1. Método Racional.....	28
3.2.2. Método Balanço Hídrico	28
3.2.3. Método Suíço.....	30
3.3. SISTEMAS BIOLÓGICOS PARA TRATAMENTO DE LIXIVIADOS	30
3.4. TRATAMENTO DE LIXIVIADOS EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	32
3.4.1. Lagoas Anaeróbias.....	34
3.4.2. Lagoas Facultativas.....	35
3.4.3. Lagoas de Polimento	36
3.5. LEGISLAÇÕES E NORMAS RELATIVAS A LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO	37
4. MATERIAL E MÉTODOS	39
4.1. ATERRO SANITÁRIO DE CIANORTE-PR	39
4.2. CAPACIDADE VOLUMÉTRICA E VIDA ÚTIL DAS CÉLULAS.....	43
4.3. CÁLCULOS DA ESTIMATIVA DE GERAÇÃO DE LIXIVIADO	44
4.4. MEDIÇÃO DE VAZÃO NO LOCAL.....	48
4.5. LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	49
4.6. COLETAS DE AMOSTRAS	49
4.7. ANÁLISES	51
4.8. VARIABILIDADE DE CARGA	54
4.8.1. Carga Orgânica Volumétrica (COV)	54
4.8.2. Taxa de Aplicação Superficial (TAS).....	54
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	56
5.1. GERAÇÃO DE LIXIVIADO	56
5.1.1. Estimativas através do Método Racional.....	56
5.1.2. Estimativas através do Método Balanço Hídrico.....	58
5.1.3. Estimativas através do Método Suíço.....	60

5.2. CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO	63
5.2.1. Tempos de Detenção Hidráulica (TDH) e Cargas Aplicadas	63
5.2.2. Potencial Hidrogeniônico (pH)	67
5.2.3. Alcalinidade Total	69
5.2.4. Cor	70
5.2.4.1 Cor Verdadeira	70
5.2.4.2 Cor Aparente	71
5.2.5. Cloretos	72
5.2.6. Matéria Orgânica	73
5.2.6.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio Total (DBO Total)	74
5.2.6.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio Filtrada (DBO Filtrada)	75
5.2.6.3 Demanda Química de Oxigênio Total (DQO Total)	76
5.2.6.4 Demanda Química de Oxigênio Filtrada (DQO Filtrada)	77
5.2.6.5 Oxigênio Dissolvido (OD).....	78
5.2.6.6 Clorofila <i>a</i>	79
5.2.7. Série Nitrogenada.....	81
5.2.7.1 Nitrogênio Kjeldahl Total (NKT)	82
5.2.7.2 Nitrogênio amoniacal	82
5.2.7.3 Nitrito (NO ₂ ⁻)	84
5.2.7.4 Nitrato (NO ₃ ⁻)	84
5.2.8. Série de Sólidos	85
5.2.8.1 Sólidos Totais	86
5.2.8.2 Sólidos Suspensos	89
5.2.8.3 Sólidos Dissolvidos.....	92
5.2.9. Coliformes Totais e <i>E. coli</i>	95
5.2.10. Metais Pesados	95
5.2.11. Análise do interesse do uso de lagoas de estabilização para o tratamento de lixiviados.....	97
6. CONCLUSÕES	100
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	102
ANEXO I.....	112
ANEXO II.....	113
ANEXO III.....	116

1. INTRODUÇÃO

Os lixiviados de aterros sanitários são gerados pela mistura de líquidos que tem origem durante a decomposição dos resíduos sólidos aterrados, na umidade dos resíduos e pela infiltração de águas pluviais. Suas características são a coloração escura, o mau cheiro e o elevado potencial poluidor e toxicidade.

Sua composição está relacionada com a natureza dos resíduos depositados, a forma de deposição, o manejo e a idade do aterro sanitário.

O lixiviado normalmente apresenta em sua composição alguns compostos tóxicos, como o nitrogênio amoniacal, que, em geral, se encontra em concentrações elevadas. Quando em contato com os cursos hídricos, a amônia livre inibe o metabolismo de microrganismos e prejudica a qualidade e usos da água. Além do nitrogênio amoniacal, os lixiviados apresentam concentração elevada de matéria orgânica. No caso de aterros mais velhos, a maior parcela da matéria orgânica presente no lixiviado é de difícil biodegradação, ou seja refratária.

A fim de evitar danos e impactos ao meio ambiente e à qualidade de vida da população, algumas legislações buscam limitar os padrões de lançamento nos corpos hídricos. No âmbito nacional, a Resolução nº 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabelece os critérios para lançamento de lixiviados nos cursos hídricos. No Paraná, a Resolução nº 86/2013 do Conselho Estadual do Meio Ambiente - CEMA, define os parâmetros e limites de lançamento para lixiviados.

Não existe um método único para o tratamento dos lixiviados de aterros sanitários, devido à complexidade e variabilidade de suas características físico-químicas, que são função do tipo de resíduo aterrado, características meteorológicas locais e da operação e idade do aterro. Portanto, a utilização de combinações de métodos de tratamento normalmente são necessários para a remoção eficiente dos poluentes e, assim, atender a legislação quanto ao lançamento de efluentes.

Certamente devido à falta de pesquisas e parâmetros de projeto, o tratamento de lixiviado é uma questão não equacionada até hoje nos aterros sanitários brasileiros. Em muitos locais foram implantadas lagoas de estabilização, projetadas de forma empírica ou com base em parâmetros utilizados para tratamento de esgoto sanitário, conseqüentemente, a eficiência destas lagoas é baixa.

Os sistemas de tratamento biológico por lagoas de estabilização são boas alternativas, por serem sistemas aquáticos que tem como função principal a remoção de matéria carbonácea. A operação destes sistemas é simples e apresenta bom desempenho em regiões tropicais. Além disso, as lagoas de estabilização possuem baixo custo e simplicidade de construção, operação e manutenção, e são economicamente viáveis quando comparadas a outros sistemas mais complexos.

Um problema comum encontrado na implantação de um sistema convencional de lagoas para grandes aterros é a área requerida.

Sabe-se que o emprego de lagoas de estabilização em série, iniciada por uma lagoa anaeróbia, seguida da facultativa e finalizada pela lagoa de polimento alcança bons resultados de remoção de matéria orgânica. Para o tratamento de lixiviados, um dos problemas deste tipo de sistema pode ser o alto tempo de detenção hidráulica, questão que pode ser contornada pela boa operação do aterro e, conseqüente redução na geração de lixiviado. Dentro destas premissas, o uso de lagoas de estabilização pode ser uma alternativa interessante para os aterros de pequeno e médio portes.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Analisar a geração de lixiviado em aterro sanitário e seu tratamento em lagoas de estabilização, tendo como estudo de caso o aterro sanitário de Cianorte-PR.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- 1) Estimar a vazão de lixiviado gerado no Aterro Sanitário de Cianorte - PR utilizando os Métodos Balanço Hídrico, Suíço e Racional, e comparar estes dados com medidas locais de vazão;
- 2) Caracterizar o lixiviado gerado ao longo das lagoas de estabilização;
- 3) Avaliar a eficiência do tratamento;
- 4) Discutir os limites e interesses do tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistemas de lagoas de estabilização.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O chorume é o líquido produzido pela decomposição de substâncias provenientes dos resíduos sólidos, caracterizado pela cor escura, mau cheiro, elevado potencial poluidor e toxicidade, cuja composição é variável de acordo com a natureza dos resíduos depositados, a forma de deposição, o manejo e a idade do aterro sanitário. A percolação é causada diretamente pela umidade contida nos resíduos aterrados e indiretamente pelo escoamento superficial e pluviometria sobre o aterro (NBR 8419/92; WISZNIOWSKI et al., 2006; KJELDSSEN et AL., 2002).

A composição do lixiviado pode ser alterada de acordo com a idade do aterro, ocorrendo mudanças representadas pelas fases acidogênica e metanogênica de decomposição dos resíduos. Em aterros novos, o lixiviado se encontra na fase acidogênica, contendo grande quantidade de matéria orgânica biodegradável, resultando na produção de ácidos graxos voláteis (AGV). Já nos aterros mais antigos a fração orgânica do lixiviado se torna menos biodegradável, pois os ácidos graxos voláteis são degradados, reduzindo assim a carga orgânica, gerando dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4) (IFEANYICHUKWU, 2008; DIAMADOPOULOS, 1994).

A relação DBO_5/DQO de aterros jovens normalmente encontra-se em torno de 0,4 a 0,6. Em aterros mais antigos, esta relação cai, e pode variar entre 0,05 a 0,2 (TCHOBANOGLIOUS *et. al.*, 1993). Nos aterros mais antigos, normalmente a relação DBO_5/DQO é menor porque os lixiviados contêm compostos orgânicos com elevada massa molecular de difícil biodegradação, a maior parte constituída de ácidos húmicos e fúlvicos (WARITH; SHARMA, 1998; CAMPOS, 2014).

Nos aterros mais novos, cujos índices de biodegradabilidade (DBO_5/DQO) são mais altos, recomenda-se a aplicação de sistemas de tratamento por processos biológicos, porém, para os lixiviados gerados em aterros mais antigos, são necessários tratamentos mais específicos (WARITH; SHARMA, 1998; CAMPOS, 2014). A Tabela 1 apresenta algumas características de lixiviados de aterros sanitários em estágios inicial, intermediário e estabilizado.

Tabela 1 – Características gerais dos lixiviados em função da idade do aterro sanitário

	Biodegradável	Intermediário	Estabilizado
Idade (anos)	<5	5 – 10	>10
DQO (mg/L)	>10.000	4.000 - 10.000	<4.000
Índice de Biodegradabilidade	Alto	Médio	Baixo
Relação DBO₅/DQO	>0,3	0,1 - 0,3	<0,1
pH	6,5	6,5 – 7,5	>7,5
Metais Pesados	Baixo - Médio	Baixo	Baixo

Fonte: Renou et al. (2009) adaptado por Fuji (2014)

Na Tabela 1 observa-se que os lixiviados gerados em aterros sanitários jovens, de até 5 anos de idade, apresentam alto índice de biodegradabilidade, com relação DBO₅/DQO normalmente superior a 0,3, pH ácido, DQO, geralmente, maior que 10.000 mg/L, enquanto os índices de Metais Pesados podem variar de Médio a Baixo.

Os lixiviados de idade intermediária, entre 5 a 10 anos de operação do aterro, possuem índice de biodegradabilidade mediano, a relação DBO₅/DQO pode variar entre 0,1 e 0,3, o pH tende a subir, podendo ficar na faixa de 6,5 a 7,5, o teor de metais pesados é mais baixo, e a DQO pode variar de 4.000 mg/L a 10.000 mg/L.

Em aterros de idade superior a 10 anos de operação, em que o lixiviado já está no estágio estabilizado, sua relação DBO₅/DQO habitualmente é baixa, podendo ser menor que 0,1, portanto, a biodegradabilidade é baixa neste estágio. O pH é elevado, ultrapassando 7,5, a DQO normalmente baixa, podendo registrar valores abaixo de 4.000 mg/L, e a presença de Metais Pesados é quase nula, uma vez que tendem a precipitar na massa de resíduos devido ao valores de pH e a formação de sulfetos metálicos.

Dentre os compostos tóxicos que podem estar presentes no lixiviado, destaca-se o nitrogênio amoniacal que geralmente se encontra entre 500 a 2000 mg/L, principalmente em aterros antigos, onde os teores de amônia ultrapassam 1000mg/L (CAMMAROTA *et. al.*, 1994). Quando em concentrações altas, a amônia livre contribui para o aumento de toxicidade dos efluentes, afetando a biota aquática e prejudicando a qualidade e usos da água. O N-amoniacal pode ser removido das águas residuárias por volatilização, através de processo físico de

arraste com ar. Para tanto, é necessário elevar o pH do meio de modo que favoreça a transformação do íon amônio em amônia livre (SISSINO E MOREIRA, 1996; LANGE e AMARAL, 2009; RENO et al, 2007; SILVA, 2009).

A Tabela 2 traz dados gerais da caracterização convencional de lixiviados de aterros de diferentes municípios brasileiros (LANGE E AMARAL, 2009).

Tabela 2 – Caracterização de lixiviados de diferentes municípios brasileiros
Valores para os diferentes aterros (média (mín-máx))

Parâmetros	Unidade	Londrina (PR)	João Pessoa (PB)	Belo Horizonte (MG)	Gramacho (RJ)	Muribeca (PE)
Alcalinidade	mg/L	4.227 (2.558 – 5.395)	10.770 (8.200 – 14.291)	6.115 (672 – 8.272)	8.607 (2.800 – 24.000)	7.433 (4.976 – 11.593)
pH	-	-	8,3 (8,0 – 8,6)	8,2 (8,0 – 8,6)	8,4 (7,7 – 9,1)	8,2 (7,6 – 8,7)
Cor	UC	-	-	-	4.129 (240 – 13.400)	10.089 (6.115 – 14.535)
DBO	mg/L	111 (42 – 248)	3.638 (3.516 – 3.760)	124 (20 – 260)	361 (118 – 857)	2.788 (467 – 4.526)
DQO	mg/L	2.151 (931 – 3.306)	12.924 (3.244 – 25.478)	2.739 (1.504- 3.089)	2.767 (804 – 4.255)	4.750 (2.102 – 8.416)
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	713 (373 – 1.110)	2.004 (1.024 – 2.738)	1.175 (527 – 1.716)	1.547 (76 – 3.565)	1.492 (697 – 2.052)
Nitrito	mg/L	-	238 (176 – 288)	-	0,3 (0,02 – 2,4)	-
Nitrato	mg/L	-	10 [7,7 – 13]	-	1,6 [0,1 – 6,2]	-
Cloreto	mg/L	-	-	2.314 (1.432 – 3.857)	3.822 (1.904 – 5.804)	469 (227 – 760)
ST	mg/L	7.669 (4.010 – 18.845)	16.331 (11.852 – 25.490)	-	11.878 (440 – 18.160)	10.396 (7.760 – 11.651)

Fonte: adaptado de Lange e Amaral, 2009

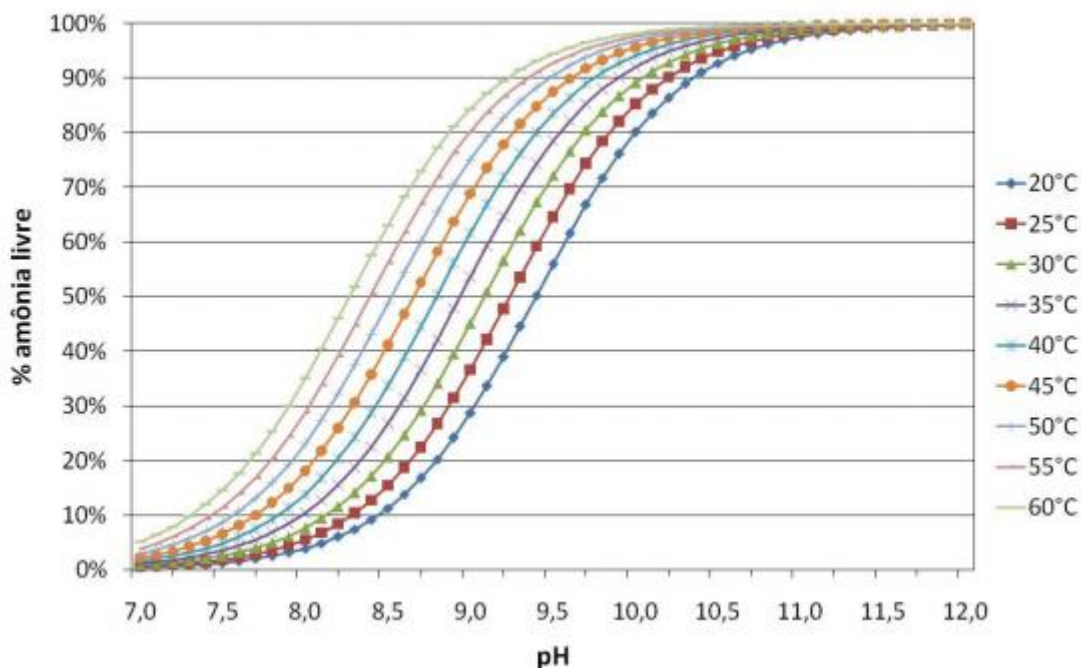
O nitrogênio é um dos principais nutrientes utilizados pelas bactérias. Apresenta-se sob as formas de nitrogênio orgânico, amônia, nitritos (NO_2^-) ou nitratos (NO_3^-). A amônia pode estar na forma livre (NH_3) ou ionizada (NH_4^+), dependendo do pH do meio (SILVA, 2009).

De acordo com Baird (2000) *apud* Hossaka (2008), o pH e a temperatura na fase líquida podem influenciar no equilíbrio entre as formas de N-amoniacal. O aumento do pH e da temperatura causa deslocamento do equilíbrio entre as formas de N-amoniacal, prevalecendo a amônia livre.

No processo de stripping, a eficiência depende da porcentagem de amônia livre em relação ao total de N-amoniaco, portanto, o pH e a temperatura do efluente influenciam na eficiência (HOSSAKA, 2008).

O gráfico da Figura 1 apresenta o aumento da porcentagem de amônia livre conforme ocorre a elevação do pH e da temperatura.

Figura 1 – Porcentagem de amônia livre de acordo com os valores de pH, em diferentes faixas de temperatura.



Fonte: HOSSAKA, 2008.

A redução de nitrogênio dos efluentes é essencial devido aos seus efeitos tóxicos para o meio ambiente, além de atender aos padrões limitados pelos órgãos ambientais (HOSSAKA et. al., 2009).

No lixiviado bruto, o nitrogênio é encontrado praticamente todo na forma amoniaco, quando não está ligado a moléculas orgânicas (HOSSAKA et. al., 2009).

No meio líquido o nitrogênio amoniaco pode ser encontrado na forma de amônia livre (NH_3), ou na forma de íons amônio (NH_4^+). O pH e a temperatura são os principais fatores que geram equilíbrio entre as formas de N-amoniaco, pois, a elevação do pH e da temperatura desloca o equilíbrio entre as formas de N-amoniaco, prevalecendo a amônia livre. Conforme a amônia livre é volatilizada, as formas de N-amoniaco entram em desequilíbrio rápido, e os íons amônio (NH_4^+) liberam íons H^+ formando novas moléculas de amônia livre, por isso

também há consumo de alcalinidade (HOSSAKA et. al., 2009; VON SPERLING, 2002).

Além da presença de nitrogênio, o lixiviado pode conter metais pesados. Os metais pesados são definidos como sendo qualquer elemento químico metal, semimetal ou não metal que apresentam massa específica maior do que 5 g cm^{-3} , e que desenvolva papel poluidor ambiental (MARQUES et al., 2001; MELO et al., 1997).

Os metais pesados são identificados como elementos essenciais, como Cu, Zn, Co, Se, Fe, Mn, Mo, e os elementos não essenciais e tóxicos ao ambiente como Pb, Cd, Hg. A contaminação de solos com grandes quantidades de metais pesados é preocupante, pois quando em contato com lençóis freáticos oferece grande risco aos seres vivos aquáticos (OLIVEIRA, 2008).

Por conter em sua composição contaminantes, que podem, quando em contato com corpos hídricos, acelerar o processo de eutrofização, prejudicando os organismos vivos presentes, é necessário que haja tratamento e manejo não somente durante os anos de funcionamento do aterro, mas também nas décadas seguintes, visto que continuarão a serem gerados (HASAR et. al., 2009; PI et. al., 2009).

Devido às características peculiares do lixiviado, e a danos causados pelo contato destes líquidos com a natureza, muitas pesquisas estão sendo realizadas, adaptando sistemas e processos à realidade local, permitindo chegar a combinações de métodos de tratamento que possibilitem a redução das cargas orgânicas, de nitrogênio e outros poluentes presentes nos lixiviados gerados nos aterros do Brasil e do mundo (MORAIS, 2005; KNAPP e BROMLEY-CHALLONER, 2003).

O tratamento dos lixiviados se faz necessário, tal como o conhecimento das características reais dos lixiviados gerados em diferentes aterros sanitários, buscando reduzir o impacto causado ao meio ambiente e atingir os padrões exigidos pelas legislações. Torna-se então, essencial, a busca de alternativas eficientes dentro de um padrão de sustentabilidade técnica e econômica (TORRES et. al., 1997; LANGE et. al., 2006).

3.2. GERAÇÃO DE LIXIVIADO

A quantidade de efluente produzido em um aterro depende de fatores meteorológicos locais, como a evaporação, precipitação, ventos, temperatura, somada à umidade natural dos resíduos, dos produtos provenientes da degradação biológica, da água que infiltra na camada de cobertura e no interior das células do aterro, do grau de compactação dos resíduos, a topografia da área do aterro e a idade e características dos resíduos aterrados (LANGE e AMARAL, 2009; TORRES, et al., 1997).

O lixiviado surge, então, principalmente pela infiltração de água da chuva na massa de lixo. Ao passar pelos resíduos sólidos, a água arrasta e dissolve contaminantes orgânicos e inorgânicos, chegando à base do aterro com uma ampla variedade de constituintes, que variam ao longo do ano, de acordo com os índices pluviométricos (FERNANDEZ-VIÑA, 2000).

As condições climáticas tem influência em vários fatores relacionados à decomposição dos resíduos e à geração do lixiviado nos aterros sanitários. Dentre estes fatores, a geração de lixiviado é tido como um dos principais, sendo que, em períodos chuvosos, ocorre diminuição das concentrações dos parâmetros físico-químicos do lixiviado, ocasionada pela diluição causada pelos maiores volumes de água infiltrada (MONTEIRO, JUCÁ E RÉGO, 2001).

Como a geração de lixiviado está diretamente ligada às condições climáticas, sua vazão também é muito variável, sendo um dos fatores que dificultam a elaboração de projetos de sistemas para o tratamento de lixiviados (SOBRINHO, 2000; GEE, 1981).

Independente do sistema de tratamento adotado, a realização de uma estimativa da geração de lixiviado pelo aterro sanitário é necessária para a elaboração de projetos de sistemas de tratamento destes efluentes. Os métodos mais utilizados atualmente são o método racional, o método suíço e o método do balanço hídrico (PADILLA, 2007; LANGE e AMARAL, 2009).

De acordo com Loucks e Van Beek (2005), os modelos de estimativa de vazão do lixiviado têm como base a pluviometria do local do aterro, e servem para dar uma ideia da realidade, porém, seus resultados têm uma incerteza associada.

3.2.1. Método Racional

O modelo racional foi desenvolvido pelo irlandês Thomas Mulvaney, em 1851, e leva em consideração a área do ambiente em estudo, a intensidade e duração das chuvas e o coeficiente de escoamento. O método estima a quantidade máxima de vazão de escoamento de um local sujeita a uma intensidade máxima de precipitação, para o tempo de duração da chuva igual ao tempo de concentração da área de drenagem. O tempo de retorno é estabelecido em função do tipo de projeto, ou seja do risco de falha que pode ser aceito (BAGCHI, 2004; BEVEN, 2001).

O método Racional é indicado para prever o escoamento superficial direto em áreas menores que 500 ha, pois considera a intensidade da chuva e a área da região estudada. Não leva em consideração fatores como o número de camadas, a umidade dos resíduos, o material de cobertura, e o grau de compactação. Isto pode trazer desvantagens quando comparado a outros métodos empíricos, pois o mesmo desconsidera os teores antecedentes de umidade do solo e da condutividade hidráulica do material de cobertura (PRUSKI, 2004; TOZETTO, 2008; CASTRO, 2001)

3.2.2. Método Balanço Hídrico

O método do balanço hídrico é um dos métodos mais utilizados atualmente para a determinação da geração de lixiviado de aterros sanitários. Foi desenvolvido a partir de uma adaptação do “balanço hídrico” publicado pelo C. W. Thornthwaite em 1955, denominado como a “Teoria de Thornthwaite”, aplicado no campo da conservação de solo e da água. O método foi adaptado por Fenn em 1975 e depois desenvolvido por Kmet em 1982 (CASTILHOS, 2003).

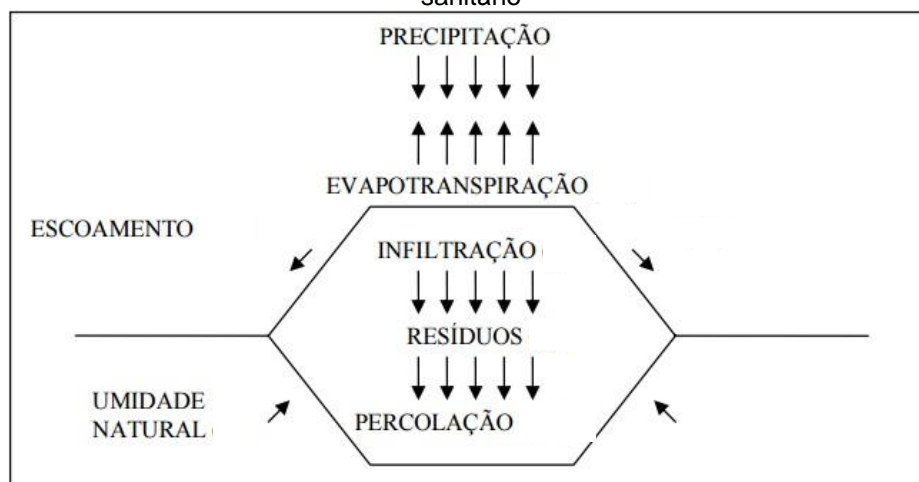
O método do balanço hídrico considera a soma das parcelas de água que entram e a subtração das que deixam a célula do aterro mensalmente (IPT/CEMPRE, 2000).

Este modelo permite estimar o percolado baseado em um fluxo unidimensional, e nas características de transmissão e retenção da cobertura do solo e da massa de resíduos no aterro. É considerado mais consistente que o Método Suíço, pois considera em sua formulação, além do índice pluviométrico, a evapotranspiração, o escoamento superficial e a capacidade de armazenamento de água no solo (KUMAR et. al., 2001).

O balanço hídrico é baseado na relação existente entre a precipitação, a evapotranspiração, o escoamento superficial e o armazenamento da água no solo. A precipitação é representada pela recarga de água no sistema. A evaporação é quando o líquido passa para o estado gasoso, enquanto a evapotranspiração diz quanto à combinação entre a transpiração das plantas e a evaporação da superfície do solo. O escoamento superficial é o fluxo superficial da água na área de interesse. A capacidade de armazenamento refere-se à capacidade de água que pode ficar retida no solo e nos resíduos sólidos no caso dos aterros sanitários (FENN et al., 1975 *apud* CAMPOS, PELINSON E POVINELLI, 2011).

Para avaliar o movimento da água através de aterros sanitários, deve-se levar em consideração a intensidade dos processos climatológicos, hidrometeorológicos, os resíduos aterrados, as características de projeto e de operação do aterro, os resíduos aterrados, e a base do aterro. A Figura 2 apresenta os principais fatores que influenciam no balanço hídrico de um aterro sanitário (CAMPOS, PELINSON e POVINELLI, 2011).

Figura 2 – Representação esquemática do balanço hídrico na formação dos lixiviados de um aterro sanitário



Fonte: FARQUHAR, 1988 *apud* MORAVIA, 2007.

As condições básicas para a utilização do método do balanço hídrico são as seguintes: o aterro deve possuir uma cobertura de solo compactado de 60 cm de espessura e inclinação entre 2 a 4 %, considera-se que a percolação se inicia quando a célula está completa, toda infiltração deverá ser proveniente da precipitação que cai diretamente sobre o aterro, as características hidráulicas dos resíduos e do material de cobertura devem ser uniformes em todas as direções, a profundidade do aterro deve ser muito menor que sua extensão horizontal, de

maneira que todo o movimento de água é considerado vertical (ROCCA, 1981 *apud* LINS, 2003).

Em seu cálculo, é levado em consideração o índice de precipitação pluviométrica, a evapotranspiração potencial, a evapotranspiração real, a infiltração, o escoamento superficial, o armazenamento da água no solo de cobertura, a área do aterro e o tempo. A obtenção desses valores se dá por boletins meteorológicos ou de forma empírica.

3.2.3. Método Suíço

O método suíço é um modelo similar ao método racional, pois não considera a evapotranspiração potencial, sendo baseado em critérios mais simples, e diz respeito à relação entre precipitação pluviométrica e o escoamento dos líquidos percolados. Estima-se que certa porcentagem da precipitação infiltra nos resíduos, formando o lixiviado e atingindo a camada de impermeabilização da base, necessitando, assim, de drenagem. Esta porcentagem da precipitação é, normalmente, estipulada em função do peso específico dos resíduos dispostos no aterro (SOBRINHO, 2000; PADILLA, 2007).

A quantidade de lixiviado gerado na percolação é assumida de acordo com a compactação dos resíduos, se o aterro for mais denso, tem-se menor vazão de lixiviado, se o aterro for menos denso, terá maior vazão, porém, existe uma desvantagem neste método, pois as características da camada de cobertura do aterro tem grande influência no volume de infiltrado, e não são consideradas neste modelo. Outro fator não considerado são as condições climáticas, como a insolação, temperatura, umidade e vento, influentes na evapotranspiração. Além disso, a precipitação é considerada homogênea no tempo, suposição pouco provável (CONTRERA, 2008).

3.3. SISTEMAS BIOLÓGICOS PARA TRATAMENTO DE LIXIVIADOS

Pela sua complexibilidade e variabilidade de composição, não existe um método único para o tratamento dos lixiviados de aterros sanitários. Portanto, para se atingir os padrões de lançamento, geralmente é necessária a combinação de métodos biológicos, físicos e químicos a fim de se alcançar melhores resultados de remoção de contaminantes.

Giordano *et. al.* (2002) testaram e avaliaram diversas combinações de métodos físico-químicos e biológicos em escala de laboratório, a fim de definir o melhor processo de tratamento e seus parâmetros de projeto. Em sua pesquisa, os seguintes aspectos foram considerados: legislação ambiental, características do lixiviado, volume a ser tratado, tecnologias disponíveis, custos de instalação e operação e confiabilidade do processo.

O grupo de saneamento da Universidade Estadual de Londrina (UEL/CTU), em pesquisas relacionadas observaram bons resultados combinando um sistema físico (*stripping* de amônia), biológico (lodo ativado em batelada com nitrificação/desnitrificação) e tratamento físico-químico.

Hossaka (2008), em sua pesquisa com 2 sistemas de tratamento biológico aplicados a lixiviados de aterro sanitário (lagoas aeradas e lodos ativados em batelada), um sistema com tanque de *stripping*, com o pH natural do lixiviado, antes do tratamento biológico, e o outro sem o *stripping*, obteve eficiência de remoção de N-amoniaco de 40 a 50% no tanque de *stripping*, mostrando que o *stripping* aplicado aos lixiviados de aterro sanitário apresentam boas possibilidades, removendo grande parcela do nitrogênio amoniacal sem alterar drasticamente as características físico-químicas.

Oliveira (2010), em sua pesquisa realizada no Laboratório de Hidráulica e Saneamento da UEL, avaliou o desempenho de um reator aeróbio de leito móvel na remoção biológica de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário e o desenvolvimento da população bacteriana oxi-redutora de nitrogênio. O sistema foi distribuído em 2 fases, e obteve eficiência de remoção de N-amoniaco de 82% e 86%, nas Fases I e II, respectivamente.

Maringonda Junior (2007) avaliou o desempenho de um sistema de crescimento em suspensão, voltado para remoção de nitrogênio de lixiviado de aterro composto por reator anóxico seguido de aeróbio. A pesquisa foi dividida em duas etapas, compostas por três e quatro fases, respectivamente. A remoção média de N-amoniaco, para TDH de 20 dias, foi de 99%, no entanto, a remoção de DQO foi de 40%. A baixa remoção de DQO deve-se às características do lixiviado, uma vez que o aterro estava em operação a mais de 30 anos.

Kawahigashi (2012) buscou avaliar a aplicabilidade do pós-tratamento por adsorção em carvão ativado granular em lixiviado pré-tratado por *stripping* da amônia, seguido de tratamento biológico por lodos ativados e pós-

tratamento por coagulação-floculação-sedimentação com a utilização do cloreto férrico como coagulante químico. Os resultados obtidos mostraram que houve elevada eficiência do filtro Carvão Ativado Granular - CAG, com remoção de cor verdadeira variando de 94 a 100%, e com remoção de DQO variando de 45 a 76% e 68% para COT.

Fujii (2014) pesquisou a aplicabilidade do pós-tratamento por filtração direta ascendente em pedregulho de lixiviado, tratado previamente por stripping da amônia, seguido de tratamento biológico por lodos ativados, buscando obter a melhor condição de eficiência e operação através de modificações da camada filtrante, variações na dosagem de coagulante e na taxa de filtração. O sistema de filtração mostrou-se eficiente, com remoções variando de 96,0 a 99,7% para cor, 81,8% para a DQO e 95,2% para o COT.

Vários tipos de tratamento são objetos de pesquisas atualmente, porém, o fato é que o tratamento de lixiviado é um problema não totalmente equacionado.

Além dos tratamentos biológicos e físico-químicos tradicionais, outros processos tem sido pesquisados, como o processo de oxidação avançada, métodos de adsorção e membranas filtrantes.

3.4. TRATAMENTO DE LIXIVIADO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

As lagoas de estabilização são sistemas aquáticos, que se tornam *habitat* de uma variedade de organismos que se reproduzem de acordo com a disponibilidade de alimento disponível. Tem como principal função a remoção de matéria carbonácea, possuem grande simplicidade operacional, e são sistemas recomendados para regiões tropicais (MIWA, 2007; VON SPERLING, 2009).

Segundo Von Sperling (2009), no sistema de lagoas de estabilização, o efluente entra em uma extremidade e sai na extremidade oposta, e no decorrer do percurso, que demora vários dias, dependendo do tempo de detenção hidráulico, o efluente sofre o efeito de processos biológicos e químicos.

As lagoas têm como objetivo estabilizar a matéria orgânica por meio de processos biológicos, portanto, elas funcionam como biorreatores de águas lânticas. A disponibilidade de oxigênio dissolvido, a atividade biológica predominante e a carga orgânica aplicada ao efluente são fatores essenciais para ditar as

condições das lagoas, por isso, podem ocorrer em condições anaeróbias, facultativas ou aeróbias (SILVA FILHO, 2007).

Dentre as vantagens do sistema de tratamento de efluentes com lagoas de estabilização destacam-se o fato de possuírem baixo custo e simplicidade de construção, operação e manutenção. Além disso, normalmente, não necessitam de componentes mecânicos, por isso, não há consumo de energia elétrica. As lagoas anaeróbias são capazes de suportar sobrecargas orgânicas pelo longo tempo de detenção, porém, até determinados valores, possuem elevada capacidade de diluição e também destacam-se por serem eficientes na remoção de DBO_5 e organismos patogênicos (ARAUJO, 2007).

Quanto às desvantagens do uso do sistema, sabe-se que exigem grandes áreas para sua construção, além da baixa eficiência na remoção de sólidos em suspensão, decorrente da alta taxa de crescimento de algas no sistema (LIMA, 2010).

Mendonça (2000) aponta também como desvantagem o fato de as lagoas terem a possibilidade de geração de odores desagradáveis, principalmente as anaeróbias, quando dimensionadas de forma inadequada, além disso, dependem de fatores climáticos como temperatura e luz solar para garantir sua melhor eficiência.

Quando as lagoas são bem projetadas e operadas, pode-se obter boa remoção de matéria orgânica do efluente, reduzindo o impacto da carga orgânica nos corpos de água receptores. Porém, o efluente de lagoas de estabilização apresenta, de modo geral, significativas concentrações de fósforo e nitrogênio, que são considerados os principais fatores nutricionais limitantes ao crescimento dos organismos produtores primários em ecossistemas aquáticos. Portanto, quando em contato com os corpos hídricos, o efluente pode induzir à eutrofização dos corpos de água receptores, influenciando na qualidade da água, que vão desde mudanças na composição química a efeitos nas comunidades biológicas, incluindo florações de espécies fitoplanctônicas potencialmente tóxicas e aumento da biomassa de macrófitas aquáticas (MIWA, 2007).

A redução do teor de nitrogênio no efluente é um aspecto importante que deve ser considerado na tecnologia de tratamento por lagoas de estabilização, portanto, a operação do sistema deve ser otimizada buscando atingir eficiência na redução deste nutriente (SILVA et al., 1995).

Quanto à distribuição, as lagoas podem ser dispostas em diferentes números e combinações, buscando alcançar a qualidade padrão requerida para o efluente. As dimensões de cada lagoa devem ser estabelecidas de acordo com as relações teóricas e empíricas do projeto, baseando-se nos resultados esperados, de acordo com o tipo de efluente. O tempo de retenção hidráulica é estimado baseando-se na vazão do efluente e na qualidade desejada do efluente (KELLNER & PIRES, 2002).

Quando dispostas em combinações, as lagoas de estabilização podem alcançar bons resultados no tratamento de alguns tipos de efluentes, alcançando remoção de até 90% tanto para a fração carbonácea – DQO e DBO₅, como para a fração nitrogenada – NTK (KAYSER et al., 2003; STEINMANN et al., 2003).

No Brasil, para o tratamento de lixiviados é frequente a utilização de lagoas de estabilização em série (anaeróbias, facultativas, polimento), nos quais ocorre a remoção da matéria orgânica dos lixiviados pela ação das bactérias. Porém, devido à falta de dados científicos sobre o emprego das lagoas de estabilização no tratamento de lixiviados, as lagoas existentes em geral apresentam baixa eficiência (CASTILHOS *et. al.*, 2009).

As lagoas de estabilização se diferem em relação ao tempo de detenção hidráulico, à atividade metabólica aeróbia ou anaeróbia predominante e à profundidade (MIWA, 2007).

Segundo Von Sperling (2002), o sistema de lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas, são denominadas de sistema australiano.

3.4.1. Lagoas Anaeróbias

As lagoas anaeróbias são responsáveis pelo tratamento primário, onde é essencial a existência de condições estritamente anaeróbias. Essas condições podem ser alcançadas através do lançamento de uma grande carga de DBO por unidade de volume da lagoa, tornando a taxa de consumo de oxigênio várias vezes superior à taxa de produção (VON SPERLING, 2002).

Os sólidos sedimentam no fundo da lagoa, onde são digeridos, e o líquido sobrenadante é encaminhado para tratamento posterior, em uma lagoa de estabilização facultativa. Para que a operação de uma lagoa anaeróbia seja bem

sucedida a temperatura deverá ser maior do que 15°C e o seu pH deve ser mantido acima de 6 (SILVA e MARA, 1979).

A estabilização é lenta, em consequência da taxa reprodutiva das bactérias anaeróbias, que é baixa, portanto, no caso de esgotos, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é reduzida em 50 a 60 %, sendo mais eficaz no verão, em decorrência da maior atividade microbiana em temperaturas mais elevadas (VON SPERLING, 2002).

A operação de uma lagoa anaeróbia depende de um equilíbrio entre as bactérias formadoras de ácidos, as bactérias acidogênicas, e as formadoras de metano, as metanogênicas (SILVA E MARA, 1979). Caso haja desequilíbrio dessas duas comunidades bacterianas é possível advir problemas de exalação de maus odores (KELLNER e PIRES, 1998).

3.4.2. Lagoas Facultativas

Comparadas com as lagoas anaeróbias, as facultativas demandam maior espaço físico para sua construção, pois devem ser projetadas com pequenas alturas de lâmina d'água, geralmente de 1m a 2m, já que a penetração da luz solar é essencial ao processo (CETESB, 1989).

De acordo com Von Sperling (2009), a lagoa facultativa baseia-se na retenção dos efluentes por tempo suficiente para o desenvolvimento de processos naturais de estabilização da matéria orgânica. O tratamento é lento, necessitando de longos tempos de detenção para que as reações se completem.

Quando o efluente é transferido para a lagoa facultativa, os sólidos sedimentáveis se acumulam ao fundo da lagoa e formam uma camada de lodo anaeróbia. Os microrganismos presentes nesta camada, transformam os compostos orgânicos complexos (hidratos de carbono), através da fermentação ácida e metânica. Os ácidos orgânicos, subprodutos da fase ácida, são transformados em metano, em dióxido de carbono, em novas células de bactérias e energia (CETESB, 1989).

Acima da camada anaeróbia localiza-se a zona facultativa, onde o oxigênio molecular não está disponível o tempo todo, sendo, geralmente, aeróbia durante o dia e anaeróbia durante a noite (CETESB, 1989).

A zona aeróbia localiza-se acima da camada facultativa, onde o oxigênio molecular está presente o tempo todo. Este oxigênio é fornecido

principalmente pelas algas, que na presença da luz solar no processo de fotossíntese utilizam o dióxido de carbono (CO_2) como fonte de carbono para a síntese de novas algas, liberando oxigênio na forma livre. O oxigênio é utilizado pelas bactérias na oxidação bioquímica da matéria orgânica. O CO_2 gerado na oxidação a matéria orgânica é reaproveitado pelas algas na fotossíntese (CETESB, 1989).

As lagoas de estabilização facultativas devem conter nutrientes para o desenvolvimento das algas presentes. A ausência de nutrientes pode propiciar o desenvolvimento de algas azuis (KELLNER e PIRES, 1998).

A falta de mistura pode levar à estratificação térmica da massa líquida, que é a formação de camadas com temperaturas definidas dentro de um corpo aquático, que provoca curto-circuito hidráulico, diminuindo o tempo de detenção e reduzindo a eficiência da lagoa. O surgimento de zonas estagnadas é consequência da estratificação térmica, que gera má distribuição de oxigênio dissolvido (MARA, 1976).

Com o fenômeno da estratificação na coluna líquida da lagoa facultativa, a camada superficial se torna mais aquecida e menos densa que a camada inferior, fazendo com que não haja mistura entre esta, e surgem zonas estagnadas. Durante a noite, a camada superficial esfria com maior rapidez que a camada de fundo, tornando-se mais densa e facilitando a mistura de toda a massa líquida através da convecção (ARAÚJO, 1993).

3.4.3. Lagoas de Polimento

Segundo Cavalcanti et al. (2001), as lagoas de polimento tem como principal objetivo a remoção de patógenos, e não mais, ou nem tanto, a estabilização da matéria orgânica. A eliminação dos patógenos dos efluentes depende principalmente da exposição dos microrganismos à luz solar (UV), portanto, a baixa profundidade da lagoa, normalmente projetadas com profundidades entre 1,0 e 1,5 metros, é um fator importante para que haja penetração da radiação solar.

São lagoas predominantemente aeróbias em decorrência da remoção de grande parte da carga orgânica nos tratamentos anteriores, possibilitando um polimento do efluente (VON SPERLING, 2002). Nesta lagoa, o ambiente aeróbio predomina devido à demanda de oxigênio, que é menor do que a produção de oxigênio, levando à prevalência da fotossíntese sobre a oxidação

bacteriana. Têm-se o aumento do pH, ajudando na remoção de nitrogênio amoniacal e de fósforo (RODRIGUES, 2009).

3.5. LEGISLAÇÕES E NORMAS RELATIVAS A LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO

No âmbito nacional, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) é o órgão responsável por elaborar e desenvolver normas técnicas. Dentre as normas relacionadas a projetos de aterros, destacam-se a NBR 10.004/2004, que classifica os resíduos sólidos quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, para que possam ser gerenciados adequadamente. A NBR 8.419/92 dispõe sobre normas de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos, a NBR 13.896/97 define critérios para Projeto, Implantação e Operação de aterros, a NBR 13.221, de 1994, apresenta as recomendações para Transporte de Resíduos, e a NBR 9690/96, apresenta as normas para Mantas de Polímeros para impermeabilização (PVC), entre outras.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) é o órgão consultivo e deliberativo do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA), e dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente. A resolução CONAMA 430/2011 dispõe sobre os parâmetros, condições, padrões e diretrizes para a gestão do lançamento de efluentes em corpos de águas receptores, a nível federal, além de listar o limite dos principais parâmetros de controle (CONAMA, 2011).

O Art. 24 da resolução 430/2011 estabelece que os responsáveis pelas fontes poluidoras dos recursos hídricos deverão realizar o automonitoramento para controle e acompanhamento periódico dos efluentes lançados nos corpos receptores, com base em amostragem representativa dos mesmos. A ementa 1º do Art. 24 dispõe que o órgão ambiental competente poderá estabelecer critérios e procedimentos para a execução e averiguação do automonitoramento de efluentes e avaliação da qualidade do corpo receptor.

No Paraná, o Conselho Estadual de Meio Ambiente – CEMA, em sua Resolução nº 086/2013, estabelece diretrizes e critérios orientadores para o licenciamento e outorga, projeto, implantação, operação e encerramento de aterros sanitários, visando o controle da poluição, da contaminação e a minimização de seus impactos ambientais e dá outras providências. Em seu documento, no Art. 16º é

apresentado que o lixiviado gerado deverá ser tratado por uma das opções: recirculação (no próprio aterro); tratamento no local seguido de lançamento em corpo hídrico; tratamento por empresas terceirizadas; combinação dos métodos acima; e demais tecnologias de tratamento validadas. Os parâmetros, limites máximos permitidos e frequência de monitoramento do lixiviado, das águas superficiais e águas subterrâneas deverão atender ao estabelecido no Anexo X. Ressalva-se que no Anexo X, que a faixa permitida de pH é de 5 a 9, a DBO saída da estação deverá ter pelo menos 80% de redução do valor de entrada, tal como a DQO de saída, o Nitrogênio amoniacal final não poderá ultrapassar 20,0 mg/L. Na Tabela 3 estão dispostos os limites máximos permitidos de lançamento de lixiviado de acordo com as Legislações CONAMA 430/2011 e CEMA 086/2013.

Tabela 3 – Padrões de lançamento de lixiviado de acordo com as Legislações do CONAMA, nº 430/2011 e CEMA, nº 086/2013

	CONAMA 430/2011	CEMA 086/2013
pH	5 – 9	5 – 9
DBO de saída	Remoção mínima de 60%	Remoção mínima de 80%
DQO de saída	--	80% de redução
N-amoniacal	20,0 mg/L	20,0 mg/L

A portaria IAP 259/2014 tem como finalidade estabelecer os critérios e exigências para a apresentação do automonitoramento ambiental de aterros sanitários no Paraná e determina seu cumprimento.

O conhecimento e cumprimento da legislação ambiental em âmbitos nacional, estadual e municipal são essenciais na proteção do meio ambiente. Determinações como a lei que dispõe sobre os crimes ambientais são alguns dos argumentos legais que reforçam a necessidade da gestão consciente dos resíduos produzidos, fazendo com que as leis sejam necessariamente cumpridas, e os recursos naturais poupados de maiores prejuízos (BARRETO, 2009).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. ATERRO SANITÁRIO DE CIANORTE

A pesquisa foi realizada no município de Cianorte, a 52°38' longitude Oeste e 23°40' latitude Sul, a uma altitude média de 490 m, localizado na região noroeste do Estado do Paraná. O clima predominante é subtropical úmido mesotérmico, com verões quentes (temperatura média superior a 22 °C), com tendência de concentração de chuvas, com ocorrência de geadas esporádicas nos invernos (temperatura média inferior a 18 °C) e sem estação seca definida. (GODOY *et. al.*, 1976). As precipitações totais mensais registradas nos 14 últimos meses estão dispostas no Quadro 1.

Quadro 1 – Valores mensais de precipitação entre setembro de 2014 e outubro de 2015.

Mês/Ano	Precipitação média (mm)
09/2014	192
10/2014	31
11/2014	90
12/2014	339
01/2015	241
02/2015	245
03/2015	113
04/2015	63
05/2015	217
06/2015	24
07/2015	503
08/2015	33
09/2015	213
10/2015	260

Fonte: SEAB/DERAL, 2015

O aterro sanitário do município de Cianorte foi construído em 1999, e desde 2002 é operado pela SANEPAR. Recebe, atualmente, cerca de 70 t/dia de resíduos sólidos, dos quais, 4 t/dia são resíduos recicláveis, que são encaminhados às associações locais. O aterro é certificado pela ISO 14001/2004, e recebe resíduos dos municípios de Cianorte, Terra Boa e São Tomé. A SANEPAR é responsável pela coleta, transporte, disposição dos resíduos sólidos e pelo tratamento do lixiviado (SANEPAR, 2014).

As células do aterro possuem impermeabilização de base com manta de PEAD, além de drenos verticais de gás e drenos horizontais de lixiviado. Os drenos horizontais são dispostos a fim de coletar e conduzir o lixiviado que atravessa a massa de resíduos. São do tipo espinha de peixe, com brita, e o

dimensionamento dos drenos foi feito em função da vazão de lixiviado. Na Figura 3 observa-se um dreno horizontal presente em uma das células do aterro sanitário de Cianorte-PR (SANEPAR, 2014).

Figura 3 – Dreno horizontal de lixiviado na base de construção da célula 4 do aterro de Cianorte-PR



Fonte: SANEPAR, 2014.

Para a drenagem de águas pluviais, que caem sobre as camadas do aterro, foi realizada a implantação de canaletas e escadas dissipadoras (Figura 4), buscando realizar o encaminhamento das águas pluviais às Bacias de Contenção presentes na área do aterro.

Figura 4 – Escada de dissipação de energia para águas pluviais da célula 1 do aterro de Cianorte-PR



Fonte: SANEPAR, 2014.

O aterro sanitário de Cianorte é formado por 4 células, 3 inativas e 1 em operação, uma Reserva Legal, um sistema de tratamento de lixiviado formado por uma Lagoa Anaeróbia, uma Lagoa Facultativa e uma Lagoa de Polimento. Próximo ao sistema de lagoas há uma Lagoa de Infiltração, para escoamento do lixiviado em caso de extravasamento. No Quadro 2 estão apresentados os valores em metros quadrados das áreas do aterro, com suas respectivas porcentagens em relação à área total.

Quadro 2 – Dados de áreas (m²) e porcentagens (%) das células de resíduos e lagoas de estabilização em relação à área total do aterro.

	Aterro de Cianorte (área total)	4 células de resíduos sólidos	Lagoas de estabilização (L.A., L.F., L.P.)
Área em m²	155.448 m ²	23.522 m ²	5.371 m ²
Porcentagem em relação à Área Total do Aterro	100%	15,13%	3,45%

LA: Lagoa Anaeróbia; LF: Lagoa Facultativa; LP: Lagoa de Polimento; LI: Lagoa de Infiltração

A Figura 5 mostra a imagem do aterro sanitário de Cianorte, com indicações dos locais das células e lagoas.

A Figura 6 representa a planta do aterro sanitário de Cianorte. O Anexo I mostra a planta do aterro – plotada em formato A1 – com maior detalhamento da área.

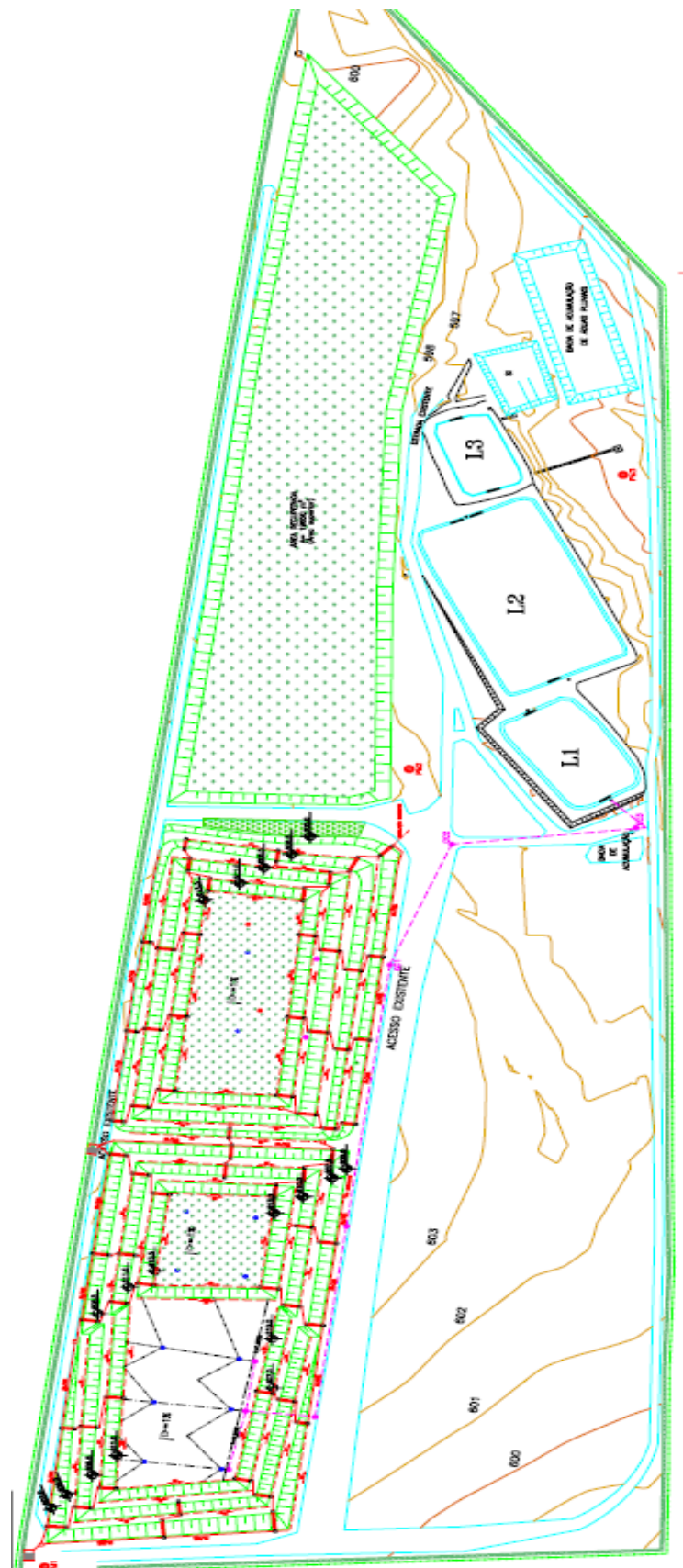
Figura 5 – Imagem do aterro sanitário de Cianorte-PR, com identificação das células concluídas (células 1, 2 e 3), da célula em operação (célula 4), da reserva florestal, e do sistema de tratamento por lagoas de estabilização.



Fonte: Google Earth (2015).

LA: Lagoa Anaeróbia; LF: Lagoa Facultativa; LP: Lagoa de Polimento; LI: Lagoa de Infiltração

Figura 6 – Planta do aterro sanitário de Cianorte-PR, com identificação das células, da reserva florestal, e do sistema de tratamento por lagoas de estabilização.



L1: Lagoa Anaeróbia; L2: Lagoa Facultativa; L3: Lagoa de Polimento
Fonte: SANEPAR (2014).

4.2. CAPACIDADE VOLUMÉTRICA E VIDA ÚTIL DAS CÉLULAS

A estrutura do aterro conta com 4 células, em que, estão dispostas 4 camadas por célula. As informações sobre a geometria, capacidade volumétrica e vida útil das células estão dispostas nas Tabelas 4, 5, 6 e 7.

A disposição de resíduos na Célula 1 (Tabela 4), iniciou-se em 2001, foi encerrada em 2005, e as 4 camadas tiveram capacidade volumétrica de 47.694m³.

Tabela 4 – Dados referentes à célula 1, atualmente encerrada, do aterro sanitário de Cianorte-PR.

CAMADA	DATA INICIO	DATA FIM	COMPRIM (m)	LARGURA (m)	ALTURA (m)	VOLUME (m ³)
1º	06/01	10/02	70	80	2,8	15.680
2º	10/02	11/03	60	70	3,0	12.600
3º	11/03	06/04	52	62	3,0	9.672
4º	06/04	01/05	44	54	4,1	9.742
TOTAL						47.694

Fonte: do autor

A disposição de resíduos na Célula 2 (Tabela 5), iniciou-se em 2005, foi encerrada em 2008, e as camadas tiveram capacidade volumétrica de 48.149m³.

Tabela 5 – Dados referentes à célula 2, atualmente encerrada, do aterro sanitário de Cianorte-PR.

CAMADA	DATA INICIO	DATA FIM	COMPRIM (m)	LARGURA (m)	ALTURA (m)	VOLUME (m ³)
1º	01/05	01/06	72	74	2,8	14.918
2º	01/06	11/06	64	66	3,0	12.672
3º	11/06	07/07	56	58	3,3	10.718
4º	07/07	01/08	48	50	4,1	9.840
TOTAL						48.149

Fonte: do autor

A disposição de resíduos na Célula 3 (Tabela 6), iniciou-se em 2008, foi encerrada em 2011, e as 4 camadas tiveram capacidade volumétrica de 71.680m³.

Tabela 6 – Dados referentes à célula 3, atualmente encerrada, do aterro sanitário de Cianorte-PR.

CAMADA	DATA INICIO	DATA FIM	COMPRIM (m)	LARGURA (m)	ALTURA (m)	VOLUME (m ³)
1º	01/08	05/09	80	90	3,00	21.600
2º	05/09	07/10	70	80	3,80	21.280
3º	08/10	03/11	60	70	4,00	16.800
4º	03/11	06/11	50	60	4,00	12.000
TOTAL						71.680

Fonte: do autor

A disposição de resíduos na Célula 4 (Tabela 7), iniciou-se em 2011, e está em operação atualmente. Até a data de 26/05/2014, as 3 primeiras camadas tinham a capacidade volumétrica de 67.083m³.

Tabela 7 – Dados referentes à célula 4, atualmente em uso, do aterro sanitário de Cianorte-PR.

CAMADA	DATA INICIO	DATA FIM	COMPRIM (m)	LARGURA (m)	ALTURA (m)	VOLUME (m ³)
1º	06/11	06/12	95	56	3,50	18.620
2º	06/12	07/13	92	81	4,00	29.961
3º	07/13	05/14	87	62	3,43	18.501
4º	05/14	-				
TOTAL						67.083

Fonte: do autor

4.3. CÁLCULOS DA ESTIMATIVA DE GERAÇÃO DE LIXIVIADO

Para a estimativa da vazão de lixiviado percolado no aterro sanitário de Cianorte-PR, foi utilizada a aplicação dos métodos Racional, Suíço e Balanço Hídrico, durante o ano de 2014.

Método Racional

Segundo Wilken (1978) *apud* LINS (2003), o Método Racional pode ser representado pela área da bacia de contribuição, a intensidade das chuvas e o coeficiente de escoamento, conforme Equação 1:

$$Q = C \cdot i \cdot A$$

Equação 1 – Equação para o cálculo de vazão segundo o Método Racional

Onde:

Q = Vazão do percolado em m³/s;

C = coeficiente de escoamento ou “runoff”, relação entre o volume escoado superficial e a precipitação total sobre a área (Quadro 3);

i = intensidade média da chuva em m³/s;

A = área da bacia receptora da chuva, em m².

Porém, para se conhecer a parcela da precipitação que infiltra, é necessário subtrair do volume total precipitado sobre a área do aterro o volume escoado, que é calculado pelo método racional, dentro do mesmo intervalo de tempo. Devendo, deste resultado, subtrair a parcela de água perdida devido à evapotranspiração. Tem-se, portanto a fórmula algébrica mostrada na Equação 2 (CONTRERA, 2008).

$$Q = \frac{[(P - ES) - EP] \cdot A}{t}$$

Equação 2 – Equação modificada para o cálculo de vazão segundo o Método Racional

Onde:

Q = Vazão do percolado em m³/s;

P = Precipitação média mensal, em m;

EP = Evaporação Potencial, em m;

A = Área total das quatro células em m²;

t = Número de segundos em 1 mês;

ES = (P x C) = Escoamento superficial, em m;

C = Coeficiente de escoamento superficial (“run-off”, adimensional). Os 6 meses mais chuvosos para o ano de análise foram definidos como úmidos (0,53) e os 6 meses de menos chuva como secos (0,4) (Quadro 3);

Obs: Neste caso foi aplicado a fórmula para intervalos de 01 mês, mas ela pode ser aplicada para outros intervalos maiores ou menores.

Quadro 3 – Valores de C

Tipo de solo	Declividade (%)	Coeficiente α	
		Estação Seca	Estação Úmida
Arenoso C = 0,30	0 a 2	0,17	0,34
	2 a 7	0,34	0,5
Siltoso C = 0,35	0 a 2	0,25	0,39
	2 a 7	0,4	0,53
Argiloso C = 0,40	0 a 2	0,33	0,43
	2 a 7	0,45	0,55

Fonte: Choupas, 1995 *apud* Martins, 2010.

Método Suíço

A equação 3 apresentada por Rocca (1981) *apud* Lins (2003) representa o Método Suíço:

$$Q = \frac{P \cdot A \cdot K}{t}$$

Equação 3 – Equação para o cálculo de vazão segundo o Método Suíço

Onde:

Q = Vazão do percolado em m³/s;

P = Precipitação média mensal, em m;

A = Área total das quatro células em metros m²;

t = Número de segundos em 1 mês;

K = Coeficiente que depende do grau de compactação dos resíduos sólidos urbanos. Foi considerado para o estudo K = 0,3 (Quadro 4).

Quadro 4 – Valores de K em função do peso específico para aplicação no Método Suíço.

Tipo de Aterro	Peso Específico do RSU	K
Fracamente Compactados	0,4 a 0,7 t/m ³	0,25 a 0,50
Fortemente Compactados	Acima de 0,7 t/m ³	0,15 a 0,25

Fonte: Rocca (1981) *apud* Lins (2003).

Método Balanço Hídrico

A Equação 4 mostra a fórmula do balanço hídrico.

$$Q = \frac{(P-ES-AS-ER)}{t} \cdot A$$

Equação 4 – Equação para o cálculo de vazão segundo o Método Balanço Hídrico

Onde:

Q = Vazão do percolado em m³/s;

P = Precipitação média mensal, em m;

ES = (P x C) = Escoamento superficial, em m;

C = Coeficiente de escoamento superficial ("run-off", adimensional). Foi considerado C=0,4 (Quadro 3).

AS = armazenamento de água no solo, em milímetros; Caso I – EP > 0, o armazenamento de água no solo se torna a capacidade de campo (Quadro 5). Para I – EP < 0, o armazenamento de água no solo é obtido pelo Quadro 3;

I = (P – ES) = infiltração, em m;

EP = Evaporação Potencial, em m;

I – EP = Diferença entre as quantidades de água infiltrada e evapotranspirada. Valores negativos significam perda potencial de água armazenada no solo. Valores positivos representam recarga de água no solo, podendo resultar em percolação, se for ultrapassada a capacidade de campo do solo;

ER = evapotranspiração real, em milímetros. Se I – EP > 0 → ER = EP; Se I – EP < 0 → ER = EP + [(I – EP) - Δ AS];

Δ AS = diferença entre o armazenamento de água no solo do mês em questão para o mês anterior;

A = Área total das quatro células em metros quadrados (23.522 m²);

t = Número de segundos em 1 mês (2.592.000 s).

Quadro 5 – Influência do Tipo de Solo na Capacidade de Campo, Ponto de Murchamento e Água Disponível

Tipo de Solo	Capacidade de Campo (mm/m)	Ponto de Murchamento (mm/m)	Água Disponível (mm)
Arenoso	200	50	150
Siltoso	300	100	200
Argiloso	375	125	250

Fonte: Fenn *et al.*, 1975, *apud* Campos, Pelinson e Povinelli, 2011

Para a realização dos cálculos de estimativa, os dados referentes à precipitação foram cedidos pelo SIMEPAR, os dados de evapotranspiração foram cedidos pelo IAPAR segundo as médias históricas registradas. A vazão de lixiviado gerada no aterro foi medida e cedida pela SANEPAR. A área em m² foi obtida através da soma das áreas das 4 células do aterro.

Após calcular as estimativas de vazões segundo os métodos empíricos Racional, Suíço e Balanço Hídrico, realizou-se a comparação dos valores calculados com os valores de Vazão Real, que foram medidas na entrada da lagoa anaeróbia.

4.4. MEDIÇÃO DE VAZÃO NO LOCAL

O Equipamento utilizado na medição dos dados reais de vazão é a calha Parshall de 1 polegada que se encontra instalada na entrada do sistema de lagoas. A Figura 7 mostra a calha Parshall do aterro de Cianorte.

Figura 7 – Calha Parshall 1', instalada na entrada da lagoa anaeróbia



Fonte: do autor

A medição da vazão real é realizada diariamente, através de régua milimetrada, em que se faz a leitura da altura da lâmina líquida de lixiviado na régua, a montante da garganta da calha do medidor. Com a altura da lâmina medida em centímetros, obtém-se a vazão correspondente utilizando-se a Equação 5, baseado nos valores de N e K para a largura de 1”.

$$Q = K \cdot H^n$$

Equação 5 – Equação para o cálculo de vazão pelo procedimento através de Calha Parshall

Onde:

Q = vazão (m³/s);

H = altura de água (m);

K e N: constante da calha Parshall.

Para a comparação dos valores de vazão estimadas através dos métodos empíricos e de vazão real, foram calculadas as vazões médias mensais a partir dos valores de vazão medidos diariamente.

4.5. LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

O aterro sanitário de Cianorte conta com uma Lagoa Anaeróbia, que recebe o lixiviado bruto, uma Lagoa Facultativa, e uma Lagoa de Polimento.

Os dados referentes ao comprimento, largura, profundidade, volume útil e área superficial de projeto das lagoas estão dispostos na Tabela 8.

Tabela 8 – Dimensões das Lagoas quanto ao comprimento, largura e profundidade, em metros e volume, em m³.

	Unidade	LA	LF	LP
Comprimento	m	47,10	83,90	32,50
Largura	m	24,20	44,00	16,60
Profundidade	m	3,50	1,50	1,00
Volume útil	m ³	3.989	5.537	540
Área Superficial	m ²	1.140	3.692	539

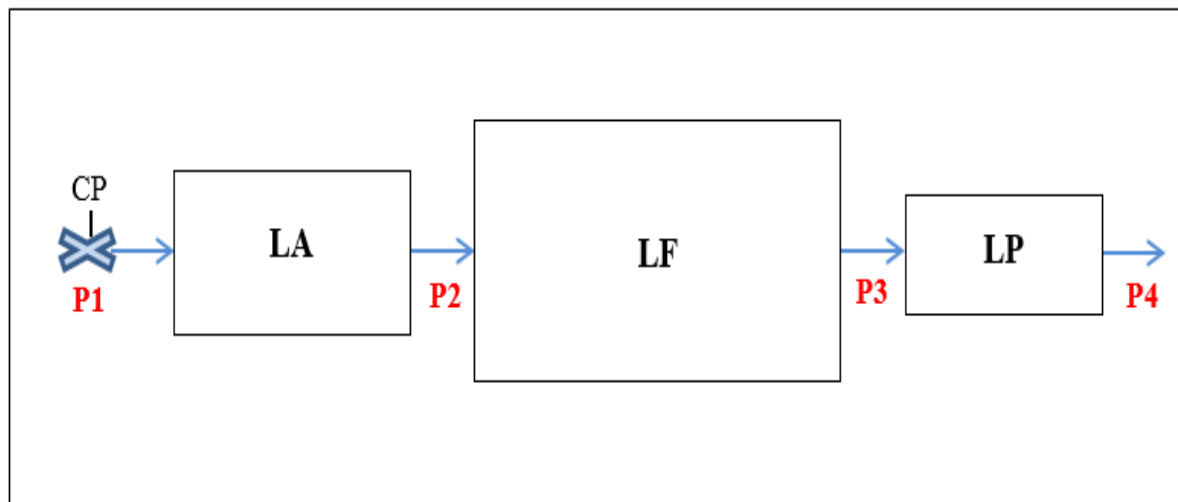
Fonte: SANEPAR, 2014

LA: lagoa anaeróbia; LF: lagoa facultativa; LP: lagoa de polimento; TDH: tempo de detenção hidráulica.

4.6. COLETA DE AMOSTRAS

As coletas das amostras para monitoramento foram realizadas mensalmente, a partir de novembro de 2014 a junho de 2015. As amostras foram coletadas em quatro pontos, o Ponto 1 (P1) na entrada da Lagoa Anaeróbia (lixiviado bruto), o Ponto 2 (P2) na saída da Lagoa Anaeróbia, o Ponto 3 (P3) na saída da Lagoa Facultativa, e o Ponto 4 (P4) na saída da Lagoa de Polimento (lixiviado tratado por processo biológico). Os pontos de coleta do monitoramento das lagoas estão dispostos na Figura 8.

Figura 8 – Fluxograma das lagoas de estabilização do aterro sanitário de Cianorte-PR com identificação dos pontos de amostragem



Fonte: do autor

CP: calha Parshall; P1: Ponto 1 – entrada da lagoa 1 (efluente bruto); P2: Ponto 2 – entrada da lagoa 2 (efluente da lagoa 1); P3: Ponto 3 – entrada da lagoa 3 (efluente da lagoa 2); P4: Ponto 4 – saída da lagoa 4 (efluente da lagoa 3); LA: lagoa anaeróbia (lagoa 1); LF: lagoa facultativa (lagoa 2); LP: lagoa de polimento (lagoa 3).

As coletas foram feitas com o auxílio de um coletor de lixiviado, que após ser imerso a aproximadamente 30 centímetros da camada superficial nos pontos de coleta das lagoas, era preenchido e esvaziado algumas vezes com lixiviado, a fim de homogeneizar o efluente superficial. Após coletadas, as amostras foram acondicionadas e transportadas em recipientes refrigerados e devidamente caracterizados de acordo com as recomendações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA (2005).

A relação do tempo em dias, datas, horários das coletas, temperatura das amostras e do ar e vazões medidas na calha Parshall na entrada da Lagoa 1 e na saída da Lagoa 3 no momento da coleta estão apresentadas no Quadro 6.

Quadro 6 – Informações das coletas das amostras de lixiviado do aterro sanitário de Cianorte-PR.

TEMPO (DIAS)	DATAS DAS COLETAS	HORÁRIOS DAS COLETAS	TEMP. DA AMOSTRA DA LAGOA 1	TEMP. AMBIENTE	CONDIÇÃO DO TEMPO NO ATO DA COLETA	VAZÕES DE ENTRADA DA LAGOA 1	VAZÕES DE SAÍDA DA LAGOA 3
1	26/11/14	10:20	26,9 °C	25,5 °C	Sol	0,660 l/s	0,330 l/s
15	10/12/14	15:35	28,5 °C	30,5 °C	Nublado	0,495 l/s	0,220 l/s
42	06/01/15	14:20	29,5 °C	27 °C	Nublado	0,220 l/s	0,440 l/s
56	20/01/15	14:30	30,5 °C	34 °C	Sol	0,440 l/s	0,165 l/s
70	03/02/15	14:30	28 °C	33,5 °C	Sol	0,550 l/s	0,330 l/s
113	18/03/15	10:00	25,5 °C	30 °C	Sol	0,440 l/s	0,770 l/s
148	22/04/15	14:20	23,5 °C	25 °C	Chuva fraca	0,660 l/s	0,00 l/s
183	27/05/15	10:20	21 °C	20 °C	Chuva fraca	0,660 l/s	0,00 l/s
217	30/06/15	10:15	16,5 °C	21 °C	Nublado	0,220 l/s	0,275 l/s

4.7. ANÁLISES

As análises das amostras coletadas do sistema de lagoas foram realizadas no Laboratório de Hidráulica e Saneamento da Universidade Estadual de Londrina, com exceção da Análise de Metais Pesados, que foi realizada em laboratório terceirizado.

Durante os 217 dias de monitoramento das lagoas de estabilização do aterro sanitário de Cianorte-PR, para as amostras coletadas em cada um dos pontos identificados no item 4.6. foram determinados os seguintes parâmetros físico-químicos: pH, alcalinidade, temperatura, DBO_{Total} e $DBO_{Filtrada}$, DQO_{Total} e $DQO_{Filtrada}$, série de sólidos, nitrogênio Kjeldhal total (NKT), nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, cor verdadeira e aparente, cloreto, fósforo e clorofila. Foi realizada o método “Colilert” para a análise microbiológica para estimativa do Número Mais Provável

(NMP) de coliformes totais e de *E. coli*, além da análise de Metais Pesados, que foi realizada em laboratório terceirizado. Foram realizadas medições da temperatura do líquido e do ar no momento das coletas, além do oxigênio dissolvido das camadas superficiais das três lagoas.

Os métodos utilizados seguem procedimentos descritos pelo STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER (2005). Os parâmetros determinados são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 – Parâmetros e equipamentos para caracterização físico-química e microbiológica dos lixiviados

PARÂMETRO	MÉTODO/ Número standard methods	EQUIPAMENTO (modelo/marca)
pH	Método potenciométrico (4500-H+B)	pHmetro: DM2P/DIGIMED
Alcalinidade (mg CaCO₃/L)	Método titulométrico (2320 B)	Titulador: METROHM 20 mL
Cor verdadeira (uH)	Método espectrofotométrico filtrado em membrana de 0,45µm (2120 C)	Espectrofotômetro: BEL 1105
Cor aparente (uH)	Método espectrofotométrico (2120 C)	Espectrofotômetro: BEL 1105
Série de Sólidos (mg/L)	Sólidos totais secos a 103- 105°C, Sólidos totais dissolvidos secos a 180°C, Sólidos totais suspensos secos a 103-105°C (2540 B, C,D eE)	Membranas 1,2 µm Mufla 550°C: FONITEC 1940 Estufa 103°C: LUFERCO
DBO (mg/L)	Teste DBO 5 dias a 20°C (5210 B/ 4500-O G)	Oxímetro: HQ40D multi/HACH
DQO (mg/L)	Método do refluxo fechado (5220 C)	Bloco Digestor: COD Reactor HACH
Cloretos (mg/L)	Método de Mohr (4500 – Cl ⁻ B)	Bureta de 25mL
NKT (mg/L)	Micro-Kjeldhal (4500 - N _{org} B e C)	Destilador: BUCHI K-355 Digestor: BUCHI K-435
N-amoniacal (mg/L)	Destilação e Titulação (4500 – NH ₃ B e C)	Destilador: BUCHI K-355
Nitrito (mg/L)	Método Colorimétrico (4500 – NO ₂ B)	Espectrofotômetro: BEL 1105
Nitrato (mg/L)	Colorimétrico*	Espectrofotômetro: BEL 1105
Clorofila (µg/L)	Método espectrofotométrico (extração em acetona 90%) (4500 Cl G)	Espectrofotômetro: BEL 1105
Coliformes (NMP/100)	Método Colilert	Cartela: Quanti-Tray®/2000
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	--	Oxímetro portátil no local
Metais Pesados (mg/L)	--	Laboratório "LaborSolo"

* Metodologia de Cataldo (1975), utilizando ácido salicílico

4.8. VARIABILIDADE DE CARGA

A variação da carga orgânica aplicada se deu de forma natural em função da variação das concentrações e vazões do lixiviado. Para os cálculos das cargas orgânicas foram adotados os seguintes valores: vazão de entrada para o cálculo da carga orgânica volumétrica da Lagoa 1; a média das vazões de entrada e de saída para o cálculo da taxa de aplicação superficial da lagoa facultativa; e a vazão de saída para o cálculo de taxa de aplicação superficial da lagoa de polimento. O cálculo de carga aplicada foi feito para os parâmetros DBO Total, DBO Filtrada, DQO Total e DQO Filtrada.

Este procedimento foi necessário, uma vez que a evaporação é significativa em relação à vazão de entrada. Em alguns meses do ano não há saída de efluente no sistema, o que significa que a evaporação é maior que a vazão de entrada.

4.8.1. Carga Orgânica Volumétrica (COV)

Definida em g.DBO/m³.d ou g.DQO/m³.d aplicada à lagoa anaeróbia:

$$COV = \frac{C \times Q}{V}$$

Equação 6 – Equação para o cálculo de Carga Orgânica Volumétrica (COV)

Onde:

C = concentração afluente de DBO ou DQO (g O₂/m³)

Q = vazão de entrada (m³/dia)

V = volume da lagoa (m³)

4.8.2. Taxa de Aplicação Superficial (TAS)

Definida em kg.DBO/ha.d ou kg.DQO/ha.d, aplicada às lagoas facultativa e de polimento:

$$TAS = \frac{C \times Q}{A}$$

Equação 7 – Equação para o cálculo de Taxa de Aplicação Superficial (TAS)

Onde:

C = concentração afluente de DBO ou DQO (kg/m³)

Q = vazão de entrada (m³/dia)

A = Área da lagoa (ha)

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. GERAÇÃO DE LIXIVIADO

Nos projetos de sistemas de tratamento de lixiviado, a estimativa de vazão a ser tratada, bem como de suas variações, é de fundamental importância para o projeto.

Em geral os métodos de cálculos para estimativa de vazões não apresentam boa aderência com os dados obtidos pela medição direta nos aterros sanitário, o que prejudica o projeto.

Como neste caso tem-se um sistema em operação, o objetivo deste tópico é comparar os dados de campo com os métodos de previsão.

As estimativas dos resultados quantitativos da vazão de percolado gerado mensalmente na situação do aterro sanitário de Cianorte foram feitas por meio dos métodos empíricos Racional, método Suíço e do método Balanço Hídrico. Posteriormente, os resultados das estimativas dos três métodos foram comparados entre eles e depois com os resultados de vazões reais.

5.1.1. Estimativas através do Método Racional

Na Tabela 10 estão apresentados os dados utilizados para o cálculo da estimativa de vazão para o método Racional, os valores finais de vazão estimada, e os valores reais de vazão medidos na Calha Parshall.

Tabela 10 – Dados utilizados para o cálculo de vazão segundo o Método Racional

Método Racional						
	P (mm)	C	ES (mm)	EP (mm)	Q (l/s)	Q real (l/s)
jan/14	4,8	0,4	1,92	92,2	-0,811	0,261
fev/14	56,4	0,4	22,56	76,8	-0,390	0,235
mar/14	88,8	0,4	35,52	95,5	-0,383	0,525
abr/14	101,6	0,4	40,64	91,1	-0,274	0,268
mai/14	156,8	0,4	62,72	79	0,1368	0,374
jun/14	208	0,4	83,2	71,2	0,4864	0,418
jul/14	90	0,4	36	98,2	-0,401	0,303
ago/14	25	0,4	10	122,3	-0,974	0,178
set/14	192,2	0,4	76,88	115,3	0,0002	0,153
out/14	31,4	0,4	12,56	124,5	-0,959	0,153
nov/14	89,8	0,4	35,92	126,2	-0,656	0,215
dez/14	338,6	0,4	135,44	107,7	0,8663	0,367

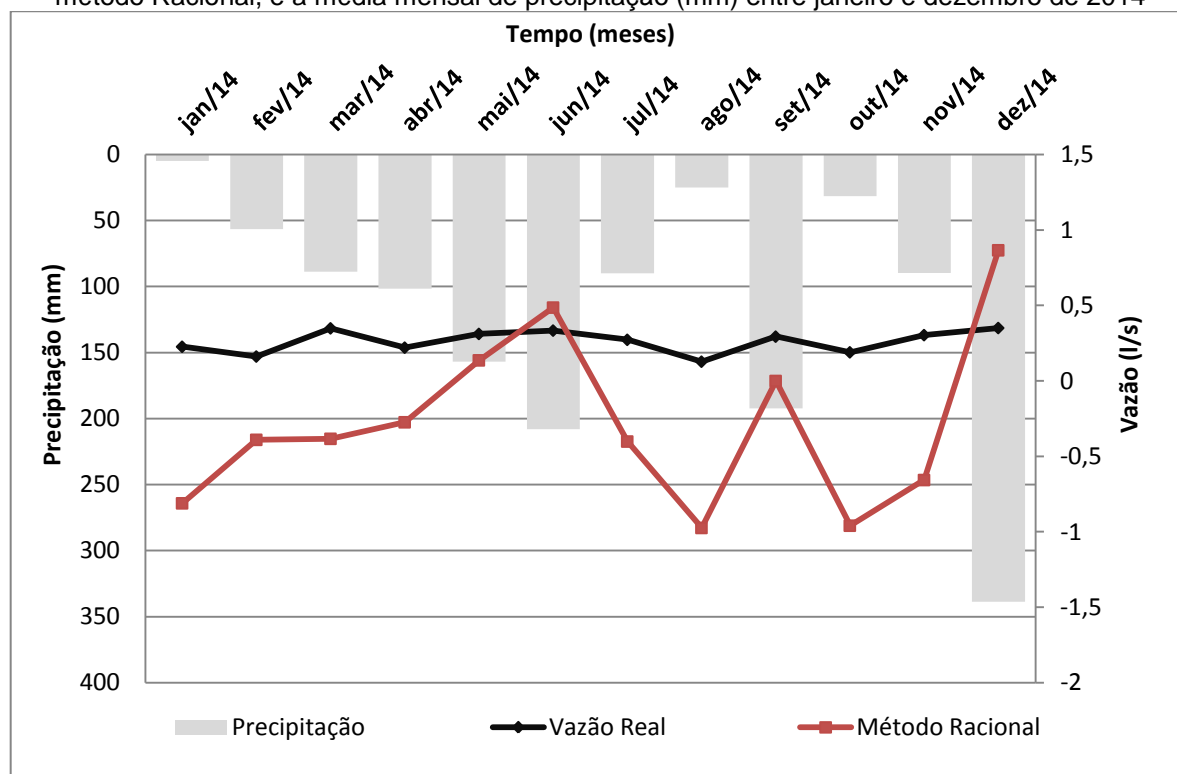
Fontes: SIMEPAR, 2015; IAPAR, 2015

Legenda: Precipitação média mensal, em milímetros (P); Área total das quatro células, em metros quadrados (A); Coeficiente de escoamento superficial (C); Tempo, em segundos (t); Escoamento Superficial, em milímetros (ES); Evaporação Potencial, em milímetros (EP); Vazão estimada do percolado, em litros por segundo (Q); e Vazão real, medida em calha Parshall (Q real)

Com os resultados de vazão final apresentados na Tabela 10, referentes ao cálculo feito com o modelo Racional, percebe-se que a maioria das estimativas demonstra vazões negativas, significando que, de acordo com a estimativa, a média de percolado saída do aterro teria sido nula. Talvez a defasagem do tempo entre a chuva e o percolado gerado por ela tenha uma variação de tempo grande.

Os dados da Tabela 10 estão representados na Figura 9, em que faz-se uma comparação entre os valores de vazão estimados pelo método Racional, os valores de vazões reais e a precipitação em milímetros. Pode-se observar que o resultado estimado que mais se aproximou com o dado real foi o do mês de junho, onde estimou-se vazão de 0,486 l/s e foi medido 0,418 l/s de vazão real. Quanto ao valor estimado mais distante da vazão real têm-se o mês de agosto, onde estimou-se uma vazão de -0,974 l/s e foi medida a vazão de 0,178 l/s. A média das vazões calculadas de acordo com o método Racional foi de -0,280 l/s, e a média de vazão real dos 12 meses estudados foi de 0,287 l/s, totalizando erro médio de 197,56%.

Figura 9. - Comportamento da vazão real de lixiviado gerado (l/s) comparado à vazão estimada pelo método Racional, e a média mensal de precipitação (mm) entre janeiro e dezembro de 2014



Os valores negativos de vazão indicam que a soma de perda (evapotranspiração) e retenção da umidade na célula seria maior que o aporte de água devido à chuva. Deve-se observar que nestes resultados, na verdade cedidos pelo IAPAR, são feitos segundo o método do Tanque Classe A, que é um dos métodos indiretos utilizados no manejo de áreas irrigadas, em virtude do custo relativamente baixo. Segundo Sentelhas (2001), o método apresenta algumas desvantagens, como a superexposição às condições ambientais, a facilidade de acesso de animais e ao fato de a evaporação ocorrer, também, no período noturno. Portanto, acredita-se que os dados de evaporação, cedidos pelo IAPAR possam estar diferentes dos valores reais, prejudicando os cálculos de estimativa pelo método racional.

5.1.2. Estimativas através do Método Balanço Hídrico

O método Balanço Hídrico é o mais complexo dentre os três métodos utilizados, e leva em consideração diversos fatores, demonstrados na Tabela 11, que apresenta os dados utilizados para o cálculo, os valores finais de vazão estimada, e os valores reais de vazão medidos na Calha Parshall.

Tabela 11 – Dados utilizados para o cálculo de vazão segundo o método Balanço Hídrico

Método Balanço Hídrico													
	P (mm)	C'	ES (mm)	I (mm)	EP (mm)	I-EP	ΣNEG (I-EP)	AS	Δ AS	ER	PER	Q (l/s)	Q real (l/s)
jan/14	4,8	0,051	0,24	4,555	92,2	-87,644	-201,02	13	-18	22,555	0	0	0,261
fev/14	56,4	0,051	2,88	53,523	76,8	-23,276	-224,29	10	-3	56,523	0	0	0,235
mar/14	88,8	0,051	4,53	84,271	95,5	-11,228	-235,52	9	-1	85,371	0	0	0,525
abr/14	101,6	0,102	10,36	91,236	91,1	0,136	0	200	191	91,100	-190,863	-1,732	0,268
mai/14	156,8	0,102	15,99	140,806	79	61,806	0	200	0	79	61,806	0,560	0,374
jun/14	208	0,102	21,22	186,784	71,2	115,58	0	200	0	71,200	115,584	1,048	0,418
jul/14	90	0,102	9,18	80,820	98,2	-17,380	-17,38	83,5	-116,5	197,320	0	0	0,303
ago/14	25	0,051	1,27	23,725	122,3	-98,575	-115,95	30	-53,5	77,225	0	0	0,178
set/14	192,2	0,102	19,60	172,595	115,3	57,295	0	200	170	115,300	-112,704	-1,022	0,153
out/14	31,4	0,051	1,60	29,798	124,5	-94,701	-94,70	34	-166	195,798	0	0	0,153
nov/14	89,8	0,051	4,58	85,220	126,2	-40,979	-135,68	25	-9	94,220	0	0	0,215
dez/14	338,6	0,102	34,54	304,062	107,7	196,36	0	200	175	107,700	21,362	0,193	0,367

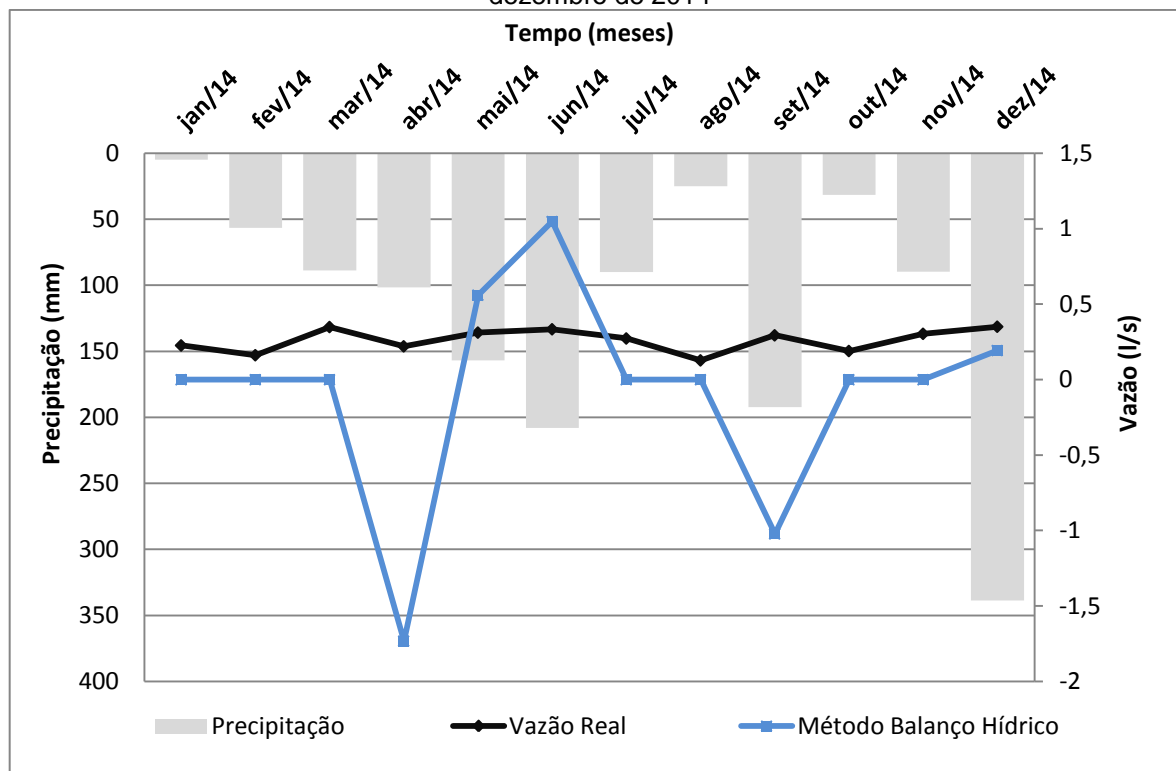
Fontes: SIMEPAR, 2015; 2015; IAPAR, 2015

Valores de Precipitação média mensal, em milímetros (P); Coeficiente de escoamento superficial (C'); Escoamento Superficial, em milímetros (ES); Infiltração, em milímetros (I); Evaporação Potencial, em milímetros (EP); Diferença entre as quantidades de água infiltrada e evapotranspirada (I-EP); Armazenamento de água no solo, em milímetros (AS); Diferença entre o armazenamento de água no solo do mês em questão para o mês anterior (Δ AS); Evapotranspiração real, em milímetros (ER); Área total das quatro células, em metros quadrados (A); Tempo, em segundos (t); Percolação (PER); Vazão estimada do percolado, em litros por segundo (Q); e Vazão real, medida em calha Parshall (Q real)

Nota-se que a maioria das estimativas é nula, diferente dos resultados medidos, demonstrados na Figura 10 onde, o resultado estimado que mais se aproximou do dado real foi o do mês de outubro, onde estimou-se vazão de 0 l/s e foi medido 0,153 l/s de vazão real. O resultado estimado mais distante da vazão real é o do mês de abril, onde calculou-se uma vazão de -1,732 l/s segundo o método Balanço Hídrico e foi medida a vazão de 0,268 l/s. A média das vazões estimadas pelo método é de -0,079 l/s, e a média de vazão real medida nos 12 meses estudados é 0,287 l/s, totalizando erro médio de 127,52%.

Os valores negativos encontrados nos cálculos indicam a capacidade do meio em reter o lixiviado.

Figura 10 - Comportamento da vazão real de lixiviado gerado (l/s) comparado à vazão estimada pelo método Balanço Hídrico, e a média mensal de precipitação (mm) entre janeiro e dezembro de 2014



Tal como o método Racional, o Balanço Hídrico leva em consideração a evapotranspiração, que para o cálculo foram usados os dados cedidos pelo IAPAR. Devido ao uso do tanque Classe A para a medida os valores podem ter sido superestimados, prejudicando os resultados finais de vazões estimadas.

5.1.3. Estimativas através do Método Suíço

Quanto aos cálculos feitos segundo o método Suíço, a Tabela 12 apresenta os dados utilizados para o cálculo, tal como os valores finais de vazão estimada, e os valores reais de vazão medidos em Calha Parshall.

Tabela 12 – Dados utilizados para o cálculo de vazão segundo o método Suíço

Método Suíço				
	P	K	Q	Q real
	(mm)		(l/s)	(l/s)
jan/14	4,8	0,3	0,013	0,261
fev/14	56,4	0,3	0,154	0,235
mar/14	88,8	0,3	0,242	0,525
abr/14	101,6	0,3	0,277	0,268
mai/14	156,8	0,3	0,427	0,374
jun/14	208	0,3	0,566	0,418
jul/14	90	0,3	0,245	0,303
ago/14	25	0,3	0,068	0,178
set/14	192,2	0,3	0,523	0,153
out/14	31,4	0,3	0,085	0,153
nov/14	89,8	0,3	0,244	0,215
dez/14	338,6	0,3	0,922	0,367

Fonte: SIMEPAR, 2015

Valores de Precipitação média mensal, em milímetros (P); Área total das quatro células, em metros quadrados (A); Coeficiente dependente do grau de compactação dos resíduos sólidos (K); Tempo, em segundos (t); Vazão estimada do percolado, em litros por segundo (Q); e Vazão real, medida em calha Parshall (Q real)

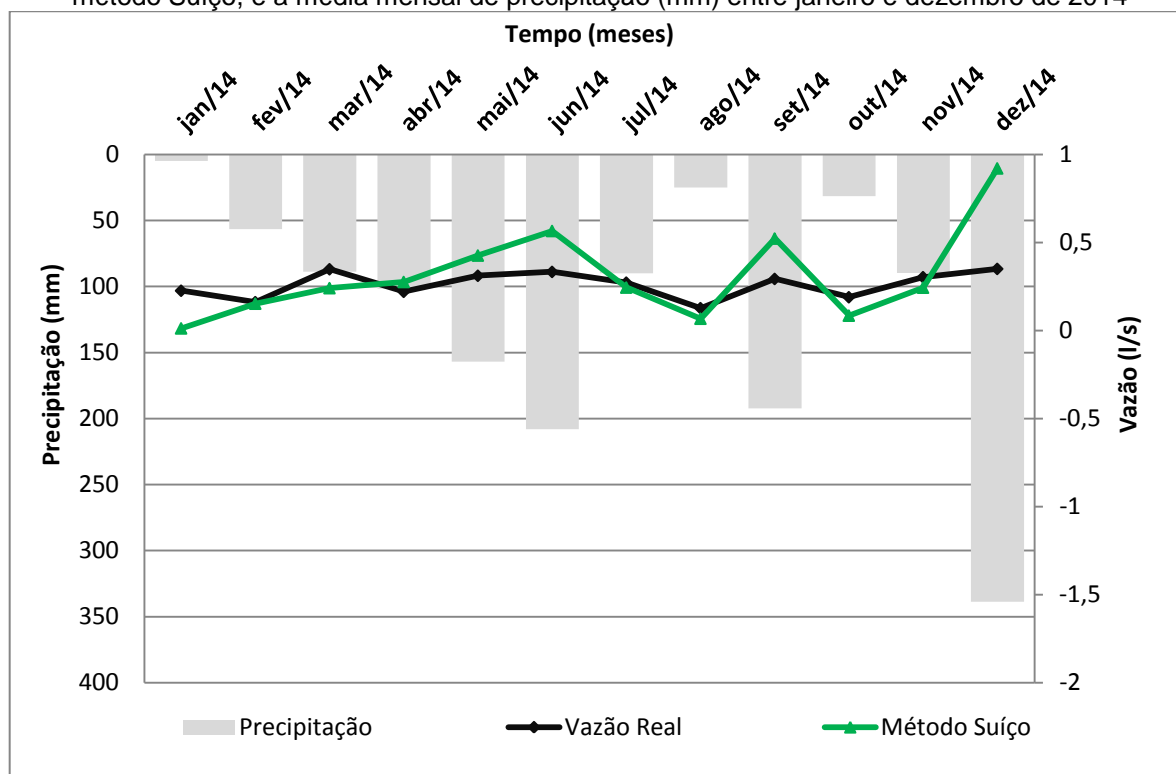
Observa-se que dentre os 12 meses avaliados, os meses em que os resultados estiveram mais próximos aos valores reais foram abril, em que a vazão estimada foi de 0,277 l/s e a vazão real de 0,268 l/s, e novembro, cuja vazão estimada totalizou 0,244 l/s e a vazão real medida foi 0,215 l/s. Os meses pelo qual os resultados mais se distanciaram dos valores calculados foram dezembro, em que calculou-se 0,922 l/s e a vazão real foi de 0,367 l/s, e o mês de setembro, onde estimou-se 0,523 l/s e a vazão medida foi de 0,153 l/s.

A média das vazões estimadas pelo método Suíço é de 0,314 l/s, e a média de vazão real medida nos 12 meses estudados é 0,287 l/s, totalizando erro médio de 9,40%.

Os resultados de estimativa obtidos através do método Suíço demonstram que, dentre os métodos avaliados, o Suíço foi o que obteve maior similaridade entre os resultados de vazão estimados e os reais.

O método considera basicamente a quantidade precipitada e a compactação do aterro, portanto, os resultados de vazão estimados acompanham similarmente a precipitação, como observados na Figura 11.

Figura 11 - Comportamento da vazão real de lixiviado gerado (l/s) comparado à vazão estimada pelo método Suíço, e a média mensal de precipitação (mm) entre janeiro e dezembro de 2014



Observou-se, então, que o método que obteve menor erro médio, quando da comparação entre as vazões estimadas e reais, foi o método Suíço, totalizando média de 9,40% de erro, seguido pelo método Balanço Hídrico que teve erro médio de 127,52%, e o método Racional, que foi o que teve maior erro médio entre as vazões estimadas e reais, sendo 197,56%.

Gomes e Silva (2005), comparando as estimativas de vazões do lixiviado gerado no aterro da Caturrita, em Santa Maria, Rio Grande do Sul, utilizando os métodos Suíço, Balanço Hídrico e Racional, obtiveram resultados similares, e verificaram que o método Suíço foi o que mais se aproximou dos dados reais, com erro médio de 20,9%, inferior a vazão real medida, em que foram consideradas as séries curtas, enquanto o Método Balanço Hídrico obteve erro médio de 47,5%, e o Racional de 75,7%.

Em sua pesquisa comparando as estimativas dos métodos Suíço, Balanço Hídrico, Racional e da capacidade de campo com medidas de vazão reais do aterro da Muribeca, em Recife, Pernambuco, Lins e Jucá (2005) também obtiveram resultados mais aproximados com a aplicação do método Suíço. Quando comparados com os valores de vazão reais, o método Suíço obteve erro médio de

30,79% acima da vazão real, enquanto o método do Balanço Hídrico obteve erro de 336,75%, o método Racional alcançou erro médio de 239,1% e o método da Capacidade de Campo teve 125,37% de erro médio.

Porém, sabe-se que o Método Suíço é o menos preciso dos métodos de quantificação de lixiviados, pois leva-se em consideração que uma porcentagem das águas de chuva precipitadas sobre o aterro irá infiltrar-se, transformando-se em lixiviados. Essa porcentagem depende do grau de compactação dos resíduos, isto é, do seu peso específico aparente (γ). Assim, quanto melhor a compactação dos resíduos no aterro, menor será a quantidade de líquidos gerados. Porém, não se pode afirmar este fator como real na prática, pois a qualidade e as características da camada de cobertura de terra são mais importantes que o grau de compactação dos resíduos. Além disso, o Método Suíço não considera que, o tipo de solo de cobertura, a declividade da superfície dessa camada e variações sazonais ao longo do ano, incidência de sol e evapotranspiração, influem na geração dos lixiviados, além disso, o método admite que a precipitação anual tem distribuição homogênea para todos os meses, fato que geralmente não ocorre na prática (CONTRERA, 2008).

5.2. CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO

5.2.1. Tempos de Detenção Hidráulica (TDH) e Cargas Aplicadas

Para se obter um bom tratamento do lixiviado por lagoas de estabilização são necessários alguns fatores como: tempo de detenção hidráulico suficiente, vazão do lixiviado equalizada e uma relação DBO_5/DQO elevada (LINS et. al., 2003).

O tempo de detenção hidráulico e a vazão estão intimamente ligados. Quanto menor a vazão do afluente, maior o tempo de detenção de uma lagoa (LINS et. al., 2003).

É interessante que haja uma constância na vazão de lixiviado para garantir a eficácia no tratamento. Quando ocorre um aumento ou uma diminuição excessiva da vazão, pode ocorrer alteração na quantidade de nutrientes, no pH, no oxigênio dissolvido e na temperatura do meio (LINS,2003).

Em casos de lagoas que apresentam ocorrências de variações bruscas de vazão, normalmente, as causas se dão por questões como: ineficiência ou ausência de drenagem de água pluvial sobre as células de resíduos aterrados ou falta de cobertura da massa de resíduos. Estas variações podem causar odor forte, além de ineficiência do tratamento, pois estas oscilações alteram o ambiente ideal para o desenvolvimento das bactérias, afetando a temperatura e o pH (LINS,2003).

No caso do aterro sanitário de Cianorte, com a presença das canaletas e escadas dissipadoras que realizam boa drenagem das águas pluviais, obtêm-se baixa vazão de lixiviado, garantindo longo TDH, como é possível observar na tabela 13. Destacam-se os meses de março de 2015, em que a vazão média registrada foi de 0,5590 l/s, totalizando o TDH em 282,2 dias, e o mês de junho de 2015, em que a vazão de 0,2773 l/s resultou no alto TDH de 496,3 dias. Os dados de vazão obtidos nesses meses podem estar relacionados com as precipitações médias mensais registradas. No mês de março, em que a vazão foi alta, registrou-se média de 113 mm, explicando o menor TDH quando comparado com o mês de junho, onde a média de precipitação foi baixa, de 24 mm, influenciando no baixo valor de vazão.

Tabela 13 – Valores de Vazão Real (em litros/segundo) e Tempo de Detenção Hidráulico (em dias) das 3 lagoas de estabilização do aterro de Cianorte-PR, medidos entre dezembro e junho de 2015

Data	Vazão Medida (l/s)	TDH Lagoa 1	TDH Lagoa 2	TDH Lagoa 3	TDH final (dias)	Precipitação mensal (mm)
12/14	0,3666	131,5	178,6	17,0	327,1	339
01/15	0,2817	157,4	222,9	22,2	402,5	241
02/15	0,3296	141,4	195,4	19,0	355,8	245
03/15	0,5590	130,6	140,4	11,2	282,2	113
04/15	0,2461	161,9	241,3	25,4	428,6	63
05/15	0,2692	163,0	232,0	23,2	418,2	217
06/15	0,2773	213,9	259,9	22,5	496,3	24

Fonte: do autor

Com base nas medidas de vazão e no volume das lagoas pode-se avaliar os TDH e correlacioná-los com as Cargas Orgânicas Volumétricas e Taxa de Aplicação Superficial.

Para este trabalho, além da Carga Orgânica Volumétrica aplicada para a Lagoa 1 (Anaeróbia), também foi estimada a Taxa de Aplicação Superficial (TAS) para as Lagoas 2 e 3 (Facultativa e de Polimento).

A Tabela 14 apresenta os valores referentes às cargas aplicadas no sistema em termos de DBO Total e Filtrada.

Quanto à DBO Total, para a lagoa anaeróbia (lagoa 1) a média da COV aplicada foi de 3,1 gDBO/m³.d, enquanto as médias das taxas de aplicação superficial foram de 4,6 kgDBO/ha.d e 30,4 kgDBO/ha.d para a lagoa facultativa (lagoa 2) e de polimento (lagoa 3), respectivamente.

Sobre os valores de DBO Filtrada, para a lagoa anaeróbia, em média foram aplicados 1,9 gDBO/m³.d de carga orgânica volumétrica, para a lagoa facultativa a média da taxa de aplicação superficial foi de 1,5 kgDBO/ha.d e para a lagoa de polimento em média 8,9 kgDBO/ha.d.

Tabela 14 – COV em g/m³.dia e TAS em kg/ha.dia aplicadas às lagoas L1, L2, e L3 quanto à DBO Total e DBO Filtrada das 8 amostras coletadas durante os 217 dias de monitoramento

Tempo (dias)	DBO Total			DBO Filtrada		
	COV Lagoa 1 gDBO/m ³ .d	TAS Lagoa 2 kgDBO/ha.d	TAS Lagoa 3 kgDBO/ha.d	COV Lagoa 1 gDBO/m ³ .d	TAS Lagoa 2 kgDBO/ha.d	TAS Lagoa 3 kgDBO/ha.d
15	3,3	3,7	30,2	1,5	2,1	18,3
42	1,8	3,4	19,3	1,2	0,8	4,7
56	7,0	4,7	29,5	3,9	0,7	3,4
70	2,5	5,6	32,9	1,7	1,7	6,3
113	5,2	9,0	73,1	3,8	2,3	14,1
148	3,2	3,3	17,5	1,8	0,9	2,8
183	1,7	4,1	23,1	0,7	2,7	18,9
217	0,7	3,3	17,5	0,4	0,7	2,8

COV: Cargas Orgânicas Volumétricas; TAS: Taxa de Aplicação Superficial; L1: Lagoa Anaeróbia; L2: Lagoa Facultativa; L3: Lagoa de Polimento

Os valores referentes às cargas aplicadas no sistema em termos de DQO Total e Filtrada estão apresentadas na Tabela 15.

A carga média aplicada, em termos de DQO Total, para a lagoa anaeróbia foi de 13,8 gDQO/m³.d (0,0138 kgDQO/m³.d) de carga orgânica volumétrica, enquanto as médias das taxas de aplicação superficial foram de 64 kgDQO/ha.d e 390 kgDQO/ha.d para a lagoa facultativa (lagoa 2) e de polimento (lagoa 3), respectivamente.

Quanto à DQO Filtrada, para a lagoa anaeróbia, em média a COV aplicada foi de 9,6 gDQO/m³.d (0,0096 kgDQO/m³.d), para a lagoa facultativa a taxa de aplicação superficial média foi de 33,3 kgDQO/ha.d e para a lagoa de polimento em média 189,3 kgDQO/ha.d.

Os valores de COV em relação à DQO estão muito abaixo do máximo recomendado por Clareto (1997) citado por Pessin (2001), de 10 kgDQO/m³.d para reatores anaeróbios para tratamento de chorume.

Tabela 15 – COV em g/m³.dia e TAS em kg/ha.dia aplicadas às lagoas L1, L2, e L3 quanto à DQO Total e DQO Filtrada das 9 amostras coletadas durante os 217 dias de monitoramento

Tempo (dias)	DQO Total			DQO Filtrada		
	COV Lagoa 1 gDQO/m ³ .d	TAS Lagoa 2 kgDQO/ha.d	TAS Lagoa 3 kgDQO/ha.d	COV Lagoa 1 gDQO/m ³ .d	TAS Lagoa 2 kgDQO/ha.d	TAS Lagoa 3 kgDQO/ha.d
1	17,9	52,3	279,1	11,5	27,6	115,2
15	17,5	77,0	510,8	12,5	45,2	232,6
42	11,0	66,1	392,5	3,6	28,5	188,9
56	9,3	57,9	317,4	8,0	31,3	192,1
70	17,9	67,9	410,5	12,9	38,0	234,2
113	20,6	83,5	619,1	15,9	45,0	301,2
148	13,6	46,0	280,5	10,9	23,8	122,7
183	10,5	62,3	346,0	7,0	31,4	172,2
217	6,1	63,4	353,5	4,3	29,2	145,1

COV: Cargas Orgânicas Volumétricas; TAS: Taxa de Aplicação Superficial; L1: Lagoa Anaeróbia; L2: Lagoa Facultativa; L3: Lagoa de Polimento

De acordo com Von Sperling (2002), para esgoto sanitário, normalmente a COV em Lagoas Anaeróbias variam de 0,1 a 0,3 kg DBO/m³.d. No caso no lixiviado de estudo têm-se uma COV inferior, sendo 0,0031 kg DBO/m³.d para a DBO Total e 0,0019 kg DBO/m³.d para a DBO Filtrada.

Os baixos valores de carga orgânica volumétrica podem ser justificados devido às dimensões e aos elevados tempos de detenção hidráulica da lagoa anaeróbia (CAMPOS, 1999).

Em relação à TAS, verifica-se valores baixos para a lagoa facultativa, e altos na lagoa de polimento em decorrência da área das lagoas, portanto, como a lagoa facultativa possui maior extensão superficial resultam em menores TAS.

Quando a TAS, em relação a DBO_{total} , é comparada com a carga diária aplicada é possível observar, em sua maioria, a redução na Carga Orgânica da Lagoa Facultativa para a Lagoa de Polimento (Quadro 7)

Quadro 7 – Carga aplicada em termos de DBO_{total} , por dia às lagoas L2, L3 para as amostras coletadas durante os 217 dias de monitoramento

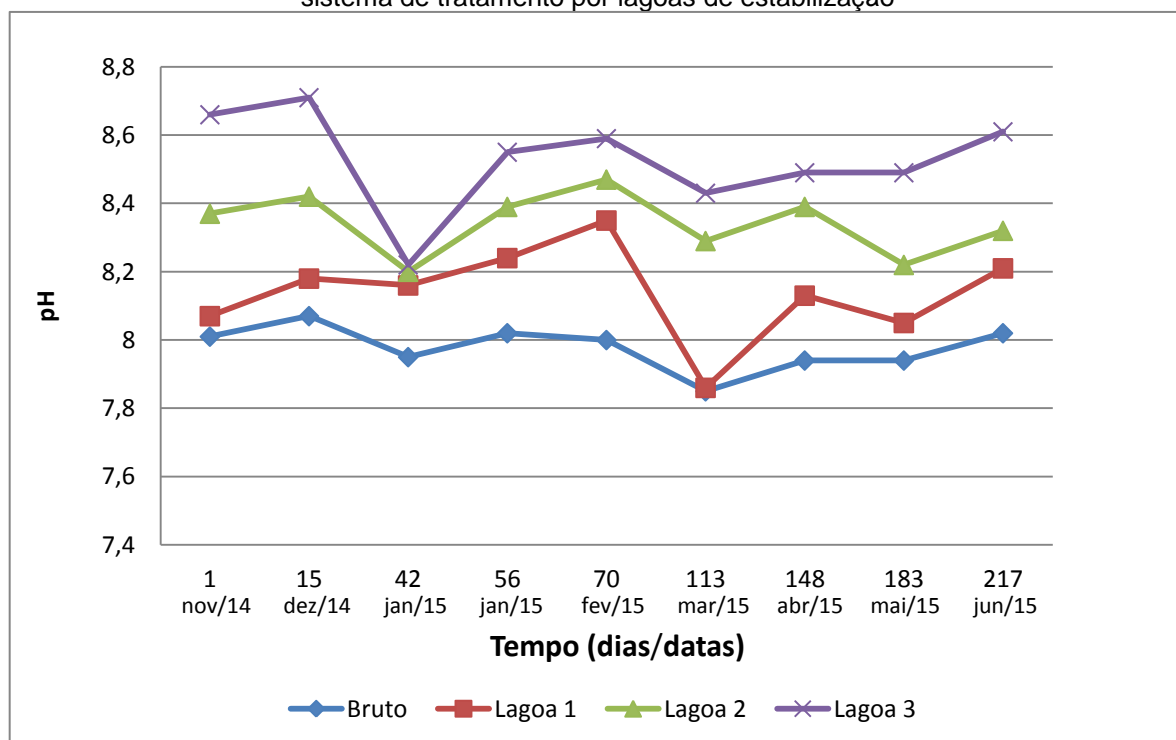
Tempo (dias)	TAS Lagoa 2 kgDBO/dia	TAS Lagoa 3 kgDBO/dia
15	1,37	1,63
42	1,26	1,04
56	1,72	1,59
70	2,07	1,77
113	3,32	3,95
148	1,22	0,94
183	1,50	1,25
217	1,21	0,94

TAS: Taxa de Aplicação Superficial; L2: Lagoa Facultativa; L3: Lagoa de Polimento

5.2.2. Potencial Hidrogenionico (pH)

Os resultados de pH são apresentados na Figura 12, e na Tabela 22 (ANEXO II).

Figura 12 – Evolução da concentração pH ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização



O valor médio de pH das amostras de lixiviado bruto, de 7,9, encontrou-se próximo da faixa de neutralidade.

A média de pH das amostras de lixiviado da Lagoa 1 foi de 8,1. De acordo com Von Sperling (2005), neste caso, a maior parte dos sulfetos se encontram na forma do íon bissulfeto (HS^-), que não produz odores, o que foi condizente com os locais de coletas de lixiviado no aterro em questão. Segundo Von Sperling (2002), pode não ocorrer presença de mau cheiro em casos onde o sistema de tratamento encontra-se equilibrado, explicado pela diminuição da liberação de gás sulfídrico (H_2S).

As médias de pH das Lagoas 2 e 3 foram de 8,3 e 8,5, respectivamente. Esses valores elevados de pH são devido ao consumo de CO_2 pelas algas (CEMPRE, 2010).

A média de pH da Lagoa 3, 8,5, está dentro dos valores máximos permitidos pelas legislações CEMA nº 86 e CONAMA nº 430, que é de 5 a 9.

No decorrer do processo de tratamento, observa-se através das médias, que houve elevação no valor do pH. Esta elevação pode estar associada à atividade das algas que, através da fotossíntese, consomem o CO_2 presente no meio líquido, fazendo com que o pH do meio líquido aumente. A lagoa de polimento 3 gerou um efluente que apresentou características alcalinas, alcançando valor médio de pH de 8,5, esse valor pode ser justificado pela atividade fotossintética nas lagoas.

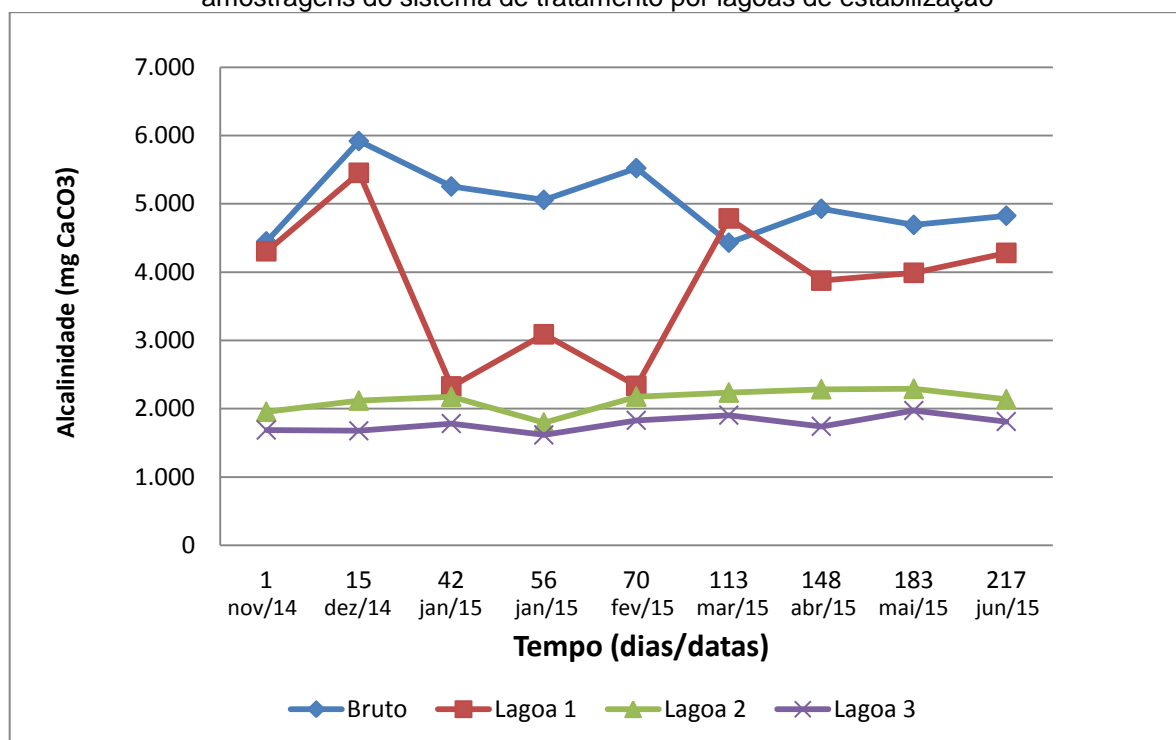
Verifica-se valores baixos de pH na coleta do dia 42, sendo 7,9 para o lixiviado bruto, 8,2 para o lixiviado da lagoa 1, 8 para o lixiviado da lagoa 2, e 8,2 para o lixiviado da lagoa 3. Estes baixos valores quando comparados aos valores das demais coletas podem ser justificados pelo clima observado na data da coleta (06/01/2015). O Quadro 6, da sessão 4.6. deste trabalho apresenta as informações referentes às coletas das amostras de lixiviado, e pode-se observar que a condição do clima no dia da coleta era nublado, tendo possivelmente influenciado nos valores de pH inferiores às médias. Em função da nebulosidade é provável que a atividade de fotossíntese das algas fosse baixa.

5.2.3. Alcalinidade Total

A alcalinidade é formada por espécies químicas, que poderão contribuir para o tamponamento dos processos biológicos de tratamento de resíduos, evitando variações bruscas do pH. Geralmente as espécies químicas comumente presentes nas águas residuárias são os íons bicarbonato (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e hidroxila (OH^-) (CAMPOS, 2012).

Na Figura 13 e Tabela 23 (ANEXO II) estão representados os dados do comportamento da alcalinidade das 36 amostras coletadas nos 4 pontos do sistema de lagoas, durante os 217 dias de monitoramento.

Figura 13 - Evolução da concentração de Alcalinidade ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização



O valor médio de alcalinidade no ponto de coleta referente ao efluente Bruto foi de 5.009 mg CaCO₃/L, no efluente da Lagoa 1 teve média de 3.827 mg CaCO₃/L, o ponto referente à Lagoa 2 teve média de 2.130 mg CaCO₃/L, e o ponto de coleta da Lagoa 3 teve média de 1.780 mg CaCO₃/L. É possível que o consumo de alcalinidade tenha ocorrido em função das reações de oxidação do nitrogênio e de sua perda parcial através do *stripping* que ocorre nas lagoas. O consumo de alcalinidade verificado pode ser decorrente da nitrificação, pois são consumidos 7,14g de alcalinidade como CaCO₃ para oxidar 1g de N-amoniaco. É

necessário considerar também que na remoção de N-amoniaco por “*stripping*” são consumidos 3,5g de alcalinidade por grama de nitrogênio liberado (SEDLAK, 1991 *apud* Maringonda, 2007).

Lima (2010), em sua pesquisa com um sistema de lagoas de estabilização tratando águas residuárias e 1% de lixiviado de aterro sanitário, observou o consumo de 45% da alcalinidade presente no afluente cuja a concentração era de 454 mg de CaCO_3/L .

Maringonda (2007) observou variação de 3995 mg de CaCO_3/L , no final da Fase I, para 460 mg de CaCO_3/L no início da Fase II, resultando em decréscimo do pH. Por isso, foi necessária a adição de fonte externa de alcalinidade com o objetivo de manter o pH em valores adequados à nitrificação.

5.2.4. Cor

Alguns fatores, como os sólidos dissolvidos no efluente, principalmente na forma de matéria orgânica (ácidos húmicos e fúlvicos), podem estar relacionados à cor do lixiviado. As análises de cor podem ser designadas como cor verdadeira, ou cor aparente, sendo que na aparente considera-se a parcela correspondente à turbidez presente no efluente (MACHADO, 2009).

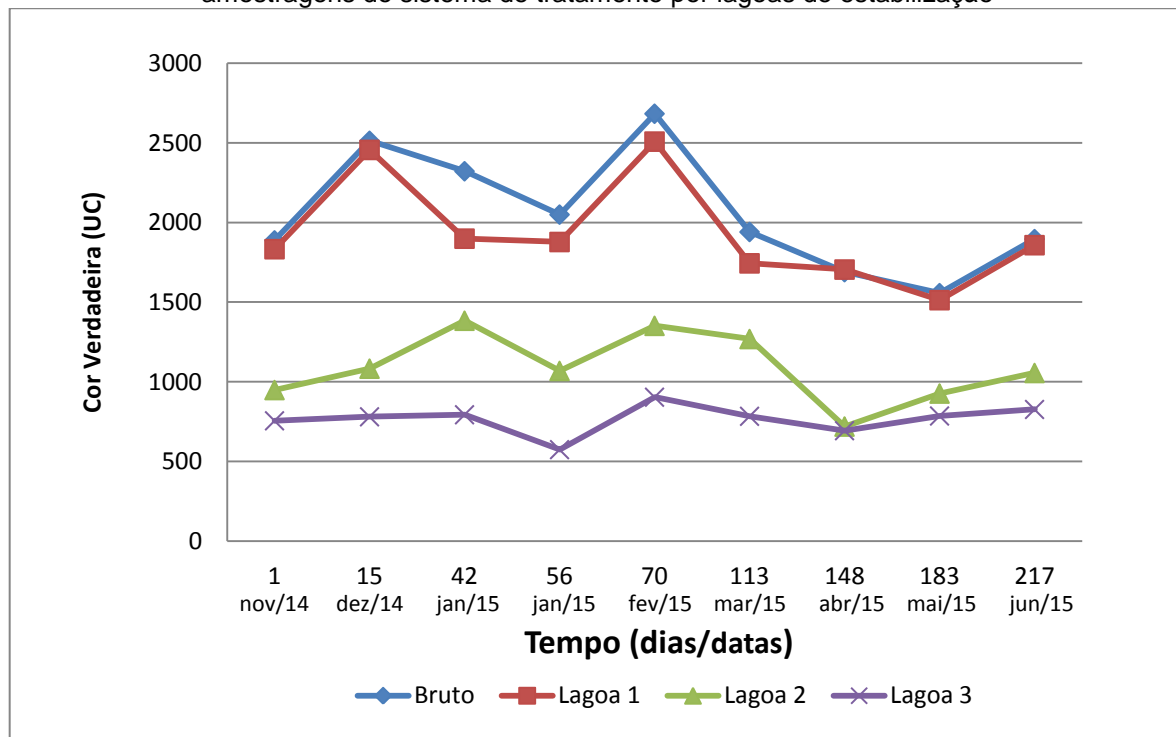
5.2.4.1. Cor verdadeira

A cor verdadeira é responsável pela coloração da água, e está relacionada com a presença de sólidos dissolvidos e colóides, mais especificamente com a presença de substâncias húmicas e fúlvicas (VON SPERLING, 2002).

As amostras submetidas à análise de cor verdadeira foram filtradas em membrana de éster celulose de porosidade 0,45 μm . Para esta porosidade, estão presentes, no efluente filtrado partículas de tamanho coloidal, que tem diâmetro entre 0,01 e 1 μm , e sólidos dissolvidos (STUMM, 1996; SALBU, 1995).

Os resultados de Cor Verdadeira apresentados na Figura 14 e Tabela 24 (ANEXO II) mostram uma média de cor de 2.060 UC do lixiviado bruto, 1933 UC do lixiviado da Lagoa 1, 1.090 UC do lixiviado da Lagoa 2, e 767 UC do lixiviado da Lagoa 3, totalizando uma remoção média de cor de 63%. No trabalho realizado por CASTILHOS *et. al.* (2009) na UFSC, utilizando lagoas em escala piloto para tratamento de lixiviado, a remoção média de cor verdadeira chegou a 53%.

Figura 14 - Evolução da concentração de Cor Verdadeira ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização



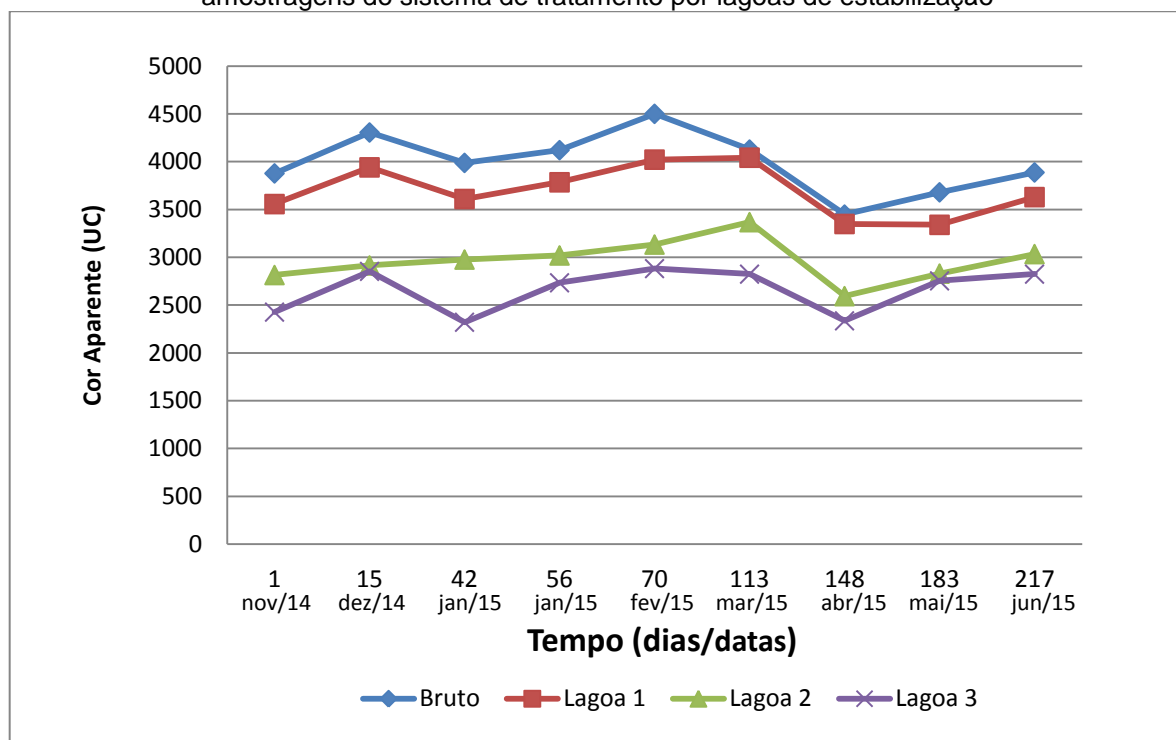
A redução na cor verdadeira indica possível biodegradação de compostos húmicos ou precipitação de alguns compostos.

5.2.4.2. Cor aparente

Quanto à cor aparente inclui-se uma parcela de turbidez da água, ausente na cor verdadeira por ser submetida à filtração.

Os valores obtidos nas análises de Cor Aparente estão apresentados na Figura 15 e Tabela 25 (ANEXO II), onde têm-se média de cor de 3.994 UC do lixiviado bruto, 3.698 UC do lixiviado da Lagoa 1, 2.966 UC do lixiviado da Lagoa 2, e 2.663 UC do lixiviado da Lagoa 3, totalizando uma remoção média de cor de 33%.

Figura 15 - Evolução da concentração de Cor Aparente ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização



5.2.5. Cloretos

Os cloretos (Cl^-) são gerados a partir da dissolução de sais e, geralmente, não se tratam de um problema de toxicidade para os microrganismos responsáveis pela degradação biológica. A toxicidade por sais está associada ao cátion do sal. Em contrapartida, os íons cloreto podem provocar efeito contrário ao se combinarem com cátions metálicos, como prata, mercúrio e chumbo, formando complexos estáveis e reduzindo, assim, a concentração desses metais na forma solúvel e, conseqüentemente, os riscos de toxicidade no efluente (CHERNICHARO, 1997 *apud* LANGE e AMARAL, 2009).

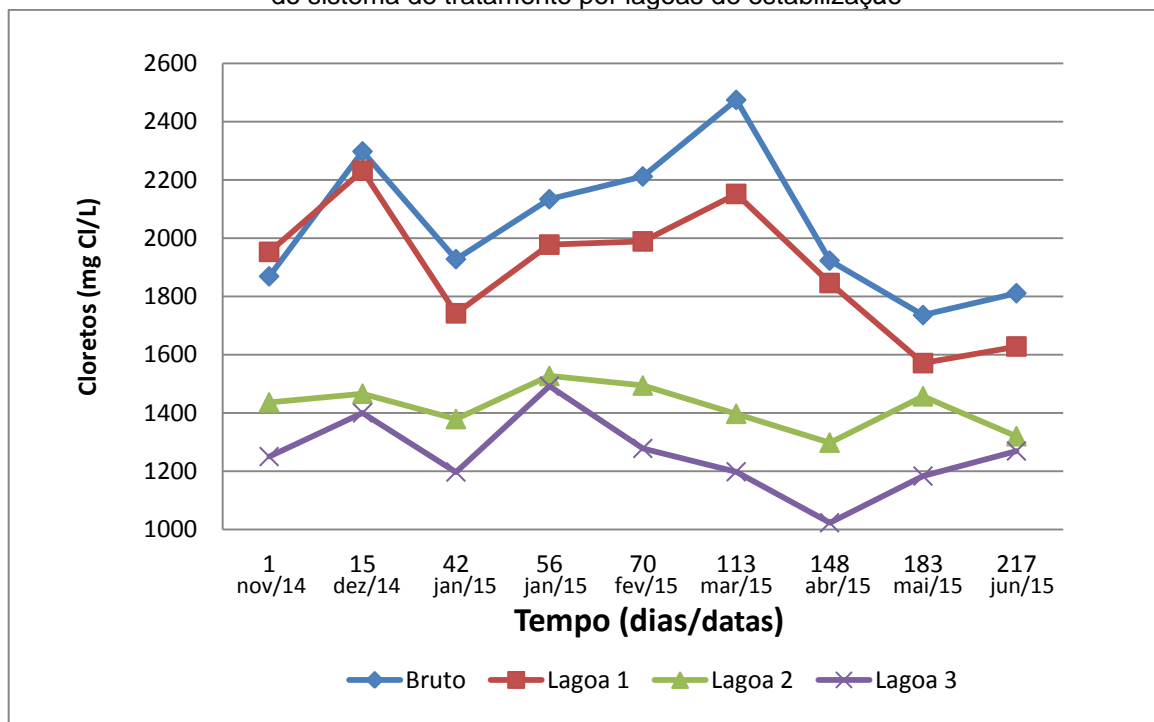
Os valores de cloretos obtidos nas análises realizadas durante o monitoramento das lagoas de estabilização do aterro de Cianorte estão dispostas na Figura 16 e Tabela 26 (ANEXO II)

As médias de resultados observados foram de 2.042,9 mg/L de Cl^- para os lixiviados brutos, 1.899,0 mg/L para os lixiviados da Lagoa 1, 1.419,3 mg/L para os lixiviados da Lagoa 2, e 1.254,4 mg/L para os lixiviados da Lagoa 3.

Em sua pesquisa, Shimada (1987) avaliou um sistema de lagoas de estabilização no tratamento de esgoto, em que se obteve remoção de 9% de

cloretos, porém, neste caso, as concentrações médias de cloretos nos diferentes pontos de amostragens das lagoas não ultrapassaram 85 mg/L.

Figura 16 - Evolução da concentração de Cloretos ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização



Como mostram os resultados do monitoramento, há uma redução na concentração de cloretos da ordem de 39%. Uma das hipóteses é que a biomassa formada pelas algas possa imobilizar parte dos cloretos solúveis.

5.2.6. Matéria Orgânica

Conforme comentado anteriormente, a matéria orgânica presente no lixiviado estabilizado é predominantemente refratária à biodegradação, apresentando relações DBO_5/DQO muito baixas.

A própria caracterização desta fração orgânica é complicada, já que o lixiviado é um “coquetel” de várias espécies químicas: os cloretos influenciam na determinação da DQO, podendo falseá-la mesmo havendo a adição de $HgSO_4$ na análise buscando evitar a interferência dos cloretos. O nitrogênio amoniacal, por sua vez, pode prejudicar as análises de DBO. Estes são alguns dos interferentes possíveis (AQUINO *et. al.*, 2006).

O processo de tratamento em lagoas de estabilização faz com que a carga orgânica poluente seja biodegradada e parcialmente transformada em biomassa formada por algas. Neste caso cria-se outro tipo de matéria orgânica, com significado ecológico diferente do primeiro, porém provocando uma elevação da carga orgânica particulada.

Neste trabalho, mesmo com as limitações citadas, foram adotadas a DBO e DQO como parâmetros de avaliação da matéria orgânica. Foram feitas também análises de DBO e DQO filtradas.

5.2.6.1. Demanda Bioquímica de Oxigênio Total (DBO Total)

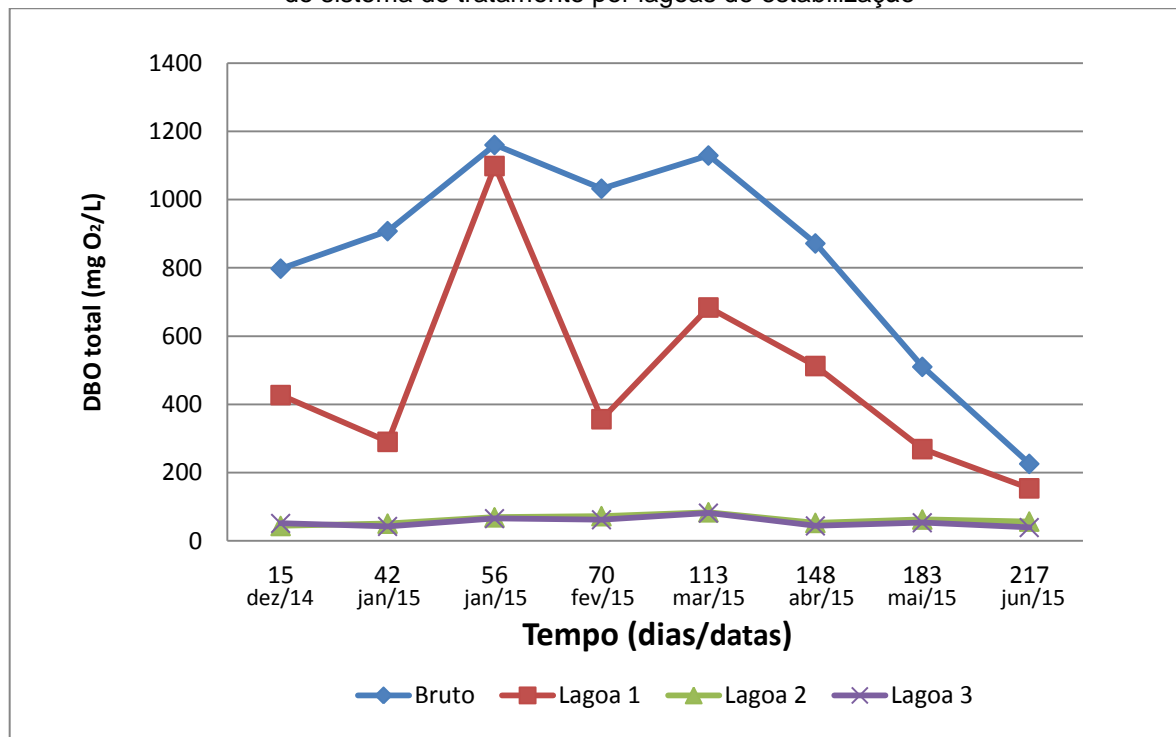
A Demanda Bioquímica de Oxigênio corresponde à quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica biologicamente. Apesar de ser uma medida indireta, é um dos parâmetros mais importantes na quantificação do material orgânico para efeito de dimensionamento de reatores biológicos (SATELES, 2003).

A Figura 17 e a Tabela 27 (ANEXO II) exibem a variação de DBO Total nos pontos de amostragem “Bruto”, “Lagoa 1”, “Lagoa 2”, “Lagoa 3”, durante as coletas realizadas nos 217 dias de monitoramento.

Os valores médios obtidos foram: 830 mg/L do lixiviado Bruto, 474 mg/L do efluente da Lagoa 1, 62 mg/L do efluente da Lagoa 2, e 55 mg/L do efluente da Lagoa 3. A remoção média de DBO Total do sistema foi alta, alcançando 93%, estando de acordo com os padrões limitados pelas Resoluções CEMA e CONAMA, que exigem que haja redução mínima do valor de entrada em 80% e 60%, respectivamente.

CASTILHOS *et. al.* (2009) também registraram bons índices de desempenho das lagoas em relação à DBO Total, obtendo remoção média de 78% e 80% da DBO durante o período da pesquisa. Igualmente ao sistema de lagoas de Cianorte, a Lagoa 2 foi a que apresentou maior rendimento em termos de remoção.

Figura 17 - Evolução da concentração de DBO Total ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização



Pode-se observar um significativo decaimento dos índices de DBO nas três últimas coletas, que pode ser devido ao fato de ter havido diluição do efluente em decorrência do registro de chuvas nas 24 horas que antecederam as coletas dos dias 148, 183 e 217, inclusive nos horários das coletas de dia 148 e 183.

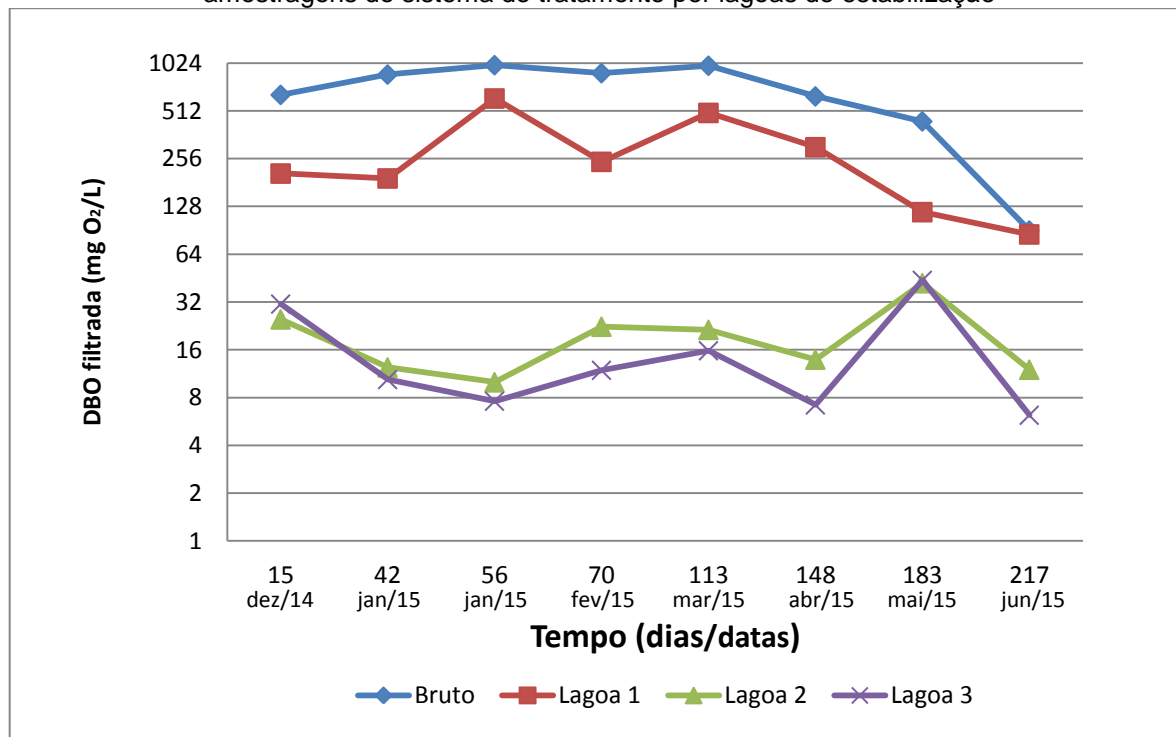
5.2.6.2. Demanda Bioquímica de Oxigênio Filtrada (DBO Filtrada)

Na DBO filtrada avalia-se a Demanda Bioquímica Oxigênio do efluente sem a influência de sólidos em suspensão no meio, como por exemplo as algas.

Na Figura 18 e Tabela 28 (ANEXO I) estão apresentados os valores de DBO filtrada das amostras coletadas no período de monitoramento, e comparando-os aos da Figura 17 referente aos dados de DBO total, nota-se que boa parte da DBO total é constituída de material particulado, que inclui a presença de algas no meio.

As médias obtidas referentes às coletas realizadas no período de 217 dias de monitoramento foram: 693 mg/L do efluente Bruto, 283 mg/L do efluente da Lagoa 1, 20 mg/L do efluente da Lagoa 2, e 17 mg/L do efluente da Lagoa 3. A remoção média final, neste caso, foi ainda mais eficaz, totalizando 98%.

Figura 18 – Evolução da concentração de DBO Filtrada ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização



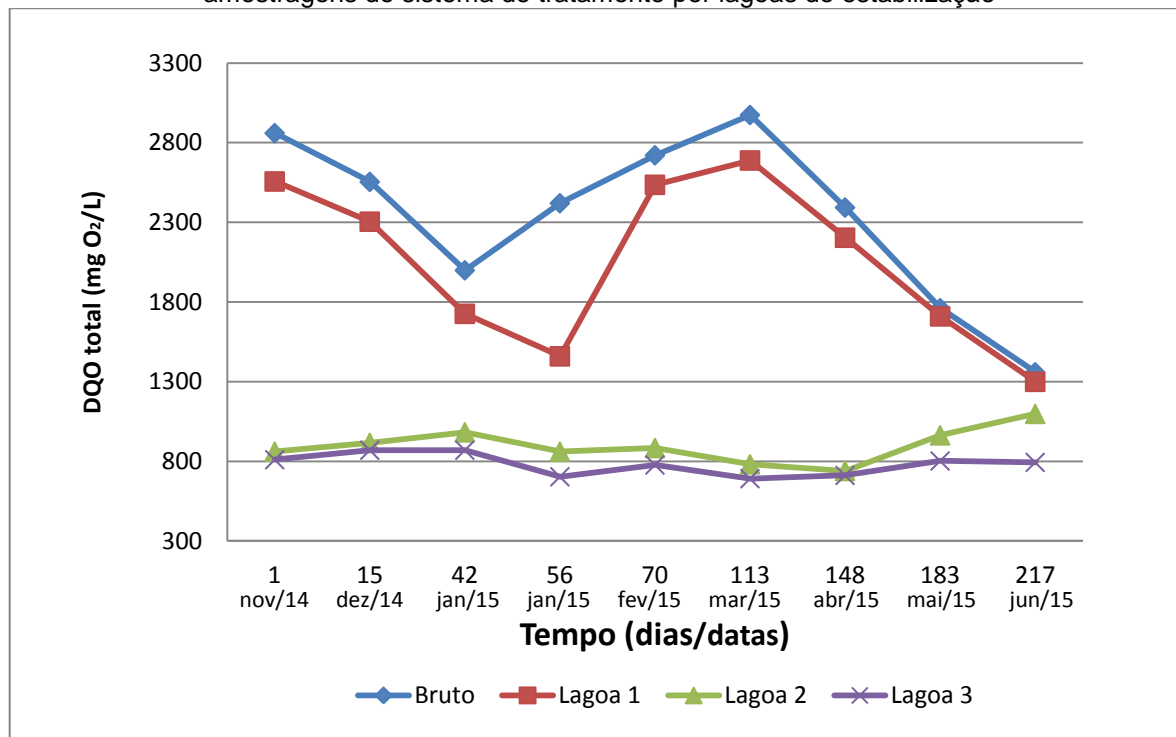
5.2.6.3. Demanda Química de Oxigênio Total (DQO Total)

A Demanda Química de Oxigênio é definida como a quantidade necessária de oxigênio para ocorrer a oxidação química da matéria orgânica. Além da matéria orgânica biodegradável, na análise de DQO a matéria orgânica de difícil biodegradação sofre oxidação, assim como alguns componentes inorgânicos podem ser oxidados (NUNES, 2001).

Na Figura 19 e Tabela 29 (ANEXO II) estão apresentados os resultados de DQO Total das amostragens durante o período de monitoramento.

Os resultados médios obtidos para DQO total foram: 2.338 mg/L de DQO Total do lixiviado bruto (Ponto 1), 2.054 mg/L de DQO Total do lixiviado referente à Lagoa 1 (Ponto 2), 899 mg/L do lixiviado referente à Lagoa 2 (Ponto 3), e 781 mg/L do lixiviado referente à Lagoa 3 (Ponto 4). A remoção média de DQO Total foi de 65%.

Figura 19 - Evolução da concentração de DQO Total ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização



5.2.6.4. Demanda Química de Oxigênio Filtrada (DQO Filtrada)

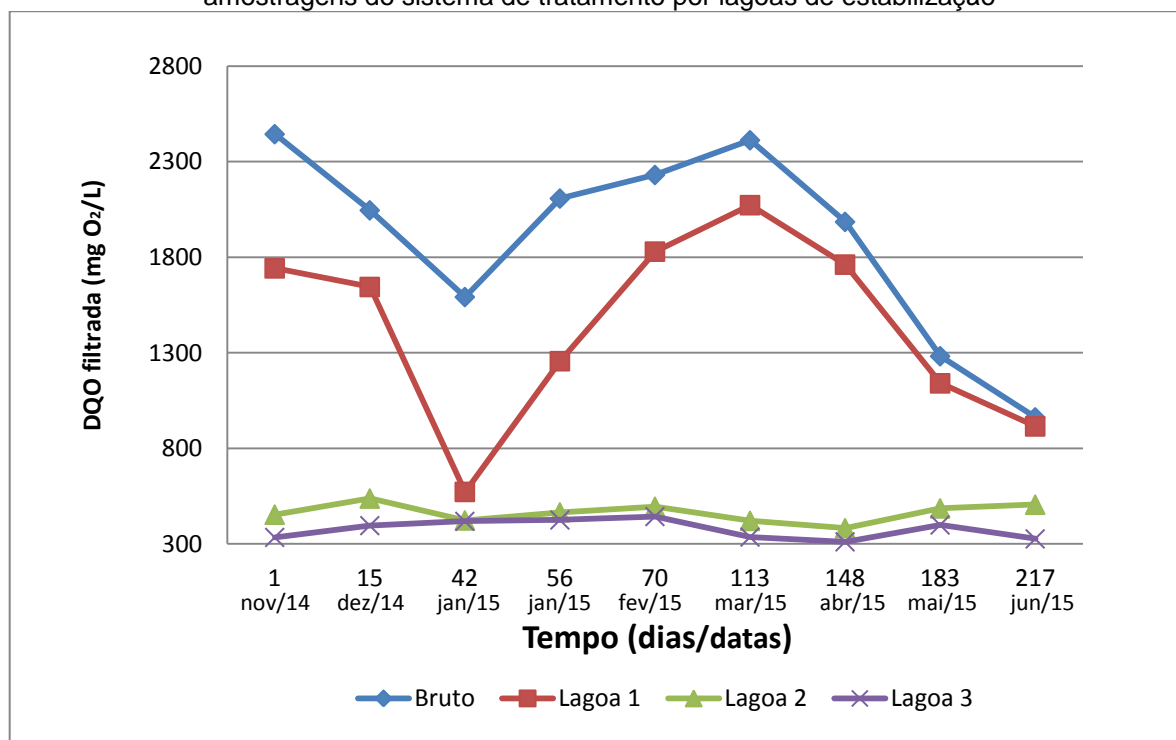
Tal como a DBO filtrada, a DQO filtrada não leva em consideração a influência de sólidos em suspensão no meio.

Na Figura 20 e Tabela 30 (ANEXO II) estão dispostos os resultados de DQO Filtrada das amostragens durante o período de monitoramento.

As médias de DQO total foram: 1896, 1.437, 463 mg/L, e 377 mg/L, respectivamente, para o lixiviado bruto e efluente das Lagoas 1, 2 e 3. A remoção média de DQO Total foi de 74%.

A relação DBO_5/DQO filtrada média variou de 0,3 a 0,07 do bruto para a Lagoa 3, indicando, índice de média biodegradabilidade (0,2 – 0,4) no início do tratamento (METCALF e EDDY, 2003).

Figura 20 - Evolução da concentração de DQO Filtrada ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização



5.2.6.5. Oxigênio Dissolvido (OD)

Devido a limitações experimentais, o oxigênio dissolvido foi medido apenas 02 vezes, no próprio local, com equipamento portátil.

A medida da concentração de OD foi realizada a aproximadamente 15 cm da superfície da massa líquida para cada lagoa do sistema, sendo seu comportamento apresentado na Tabela 16.

Tabela 16 – Valores de concentração de OD das medidas 01 e 02 realizadas nos 4 pontos de coleta do sistema de lagoas de estabilização

PONTO DE COLETA	MEDIDA 01 (+)		MEDIDA 02 (*)	
	OD (mg/L)	TEMPERATURA (°C)	OD (mg/L)	TEMPERATURA (°C)
Bruto (Ponto 1)	0,21	19,5	0,32	27,5
Lagoa 1 (Ponto 2)	0,00	19,6	0,72	33
Lagoa 2 (Ponto 3)	0,24	19,5	0,47	37,8
Lagoa 3 (Ponto 4)	0,94	17,7	3,98	33

Obs.: (+): 24/05/2015 entre 08:05H e 08:25H; (*): 31/08/2015 entre 14:45H e 15:25H

A medida de OD 01 foi realizada dia 24/05/2015, nos horários: efluente Bruto (Ponto 1) coleta às 07:55H; efluente da Lagoa 1 (Ponto 2) às 08:05H, efluente da Lagoa 2 (Ponto 3) às 08:15H; efluente da Lagoa 3 (Ponto 4) às 08:25H.

Nos horários das análises foi registrada presença de chuva fraca, e o tempo se manteve nublado durante todo o dia, este fator pode explicar o baixo valor de OD nas lagoas 2 e 3.

Com os valores da Medida 01 observa-se que o lixiviado bruto entra no sistema de Lagoas com quantidade baixa de OD, porém, conforme percorre a Lagoa 1, esse valor cai a 0, indicando que a Lagoa 1 seja efetivamente Anaeróbia.

A medida 02 foi realizada dia 31/08/2015, nos horários: às 14:45H o efluente Bruto (Ponto 1); às 15:00H o efluente da Lagoa 1 (Ponto 2), às 15:15H o efluente da Lagoa 2 (Ponto 3) e às 15:25H o efluente da Lagoa 3 (Ponto 4). Não foi registrada chuva no dia das medidas, e havia presença de sol nos horários das análises.

Na medida 02 o OD alcançou valor máximo de 3,98 mg/L na Lagoa 3 (Ponto 4), e pode ser explicado pela baixa profundidade da Lagoa de Polimento (1m), possibilitando maior exposição à luz solar, colaborando com a maior atividade fotossintética das algas, aumentando o OD e consumindo CO₂.

A Lagoa 1, caracterizada como Anaeróbia, na medida 02 obteve valor de 0,72 mg/L, e isso pode estar relacionada à uma camada superficial aeróbia formada em dias de maior exposição solar.

Quando comparada à Medida 01, é possível verificar que os valores das análises são maiores na Medida 02, estes valores podem estar relacionados com o horário da medida (na Medida 01 foi dosado no início da manhã, e na Medida 02 à tarde), a alta temperatura do dia da realização da Medida 02 (média de 23,8°C, enquanto na Medida 01 a média foi de 19°C), e a intensidade da radiação solar colaboraram para estes resultados, pois a maior intensidade de radiação solar associada a temperaturas elevadas aumentam as atividades das algas e bactérias, porém, reduz a solubilidade do O₂.

Porém, estes dados mostram que a lagoa 1 realmente funcionou como lagoa anaeróbia, observando-se ligeiro aumento no teor de O₂ dissolvido a partir da lagoa 2 e 3.

5.2.6.6. Clorofila a

As algas formam um grupo de organismos uni ou pluricelulares, pigmentados, que são encontrados em ambientes aquáticos em que nutrientes como

o nitrogênio e fósforo estejam presentes associados à presença de luz, uma vez que são organismos fotossintetizantes. Normalmente, esses organismos estão presentes em lagoas facultativas e de polimento. A cor esverdeada comum nas lagoas facultativa e de polimento são provenientes das algas verdes (*Chlamydomonas*, *Euglenas* e *Chlorellas*), e quando ocorrem significam boas condições de operação das lagoas. Quando ocorre sobrecarga orgânica aumenta o risco de causar a morte das algas, devido ao aumento de cor e turbidez, e à falta de OD no período noturno, e conseqüentemente aumenta o risco de a lagoa se tornar anaeróbia. A perda de algas com o efluente é uma preocupação constante, pois contribui para o aumento da concentração de sólidos e DBO₅ (ROCHA, 2005; JORDÃO, PESSOA; 2011).

As clorofilas são pigmentos responsáveis pela conversão da radiação luminosa em energia, estando relacionadas com a eficiência fotossintética das plantas e, conseqüentemente, ao seu crescimento e adaptabilidade a diferentes ambientes. Encontram-se sob as formas de clorofila-a e b que se encontram nos cloroplastos. A clorofila a ocorre em todos os seres fotoautotróficos eucariontes. Durante a fotossíntese, a clorofila é o pigmento mais importante na recepção da luz (JUNQUEIRA e CARNEIRO, 1991; TAIZ & ZEIGER, 2004; ODUM, 1998).

Os valores médios de concentração de clorofila a obtidos nas lagoas anaeróbia, facultativa e de polimento foram de 339,7 µg/L, 8681 µg/L e 6389,7 µg/L, respectivamente (Tabela 17), esses valores são considerados altos quando comparados a outros obtidos por Machado (2009), que avaliou a eficiência do tratamento biológico de lixiviado por meio de lagoas de estabilização com recirculação do efluente, na UFSC de Florianópolis e obteve concentração máxima de 664 µg/L (correspondente a 0,664 mg/L) na lagoa facultativa estudada. Esta diferença pode estar associada às diferenças climáticas existentes entre as cidades de estudo.

Tabela 17 – Evolução da concentração de Clorofila-a ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização

Clorofila a (µg/L)			
	Dia 148 abr/15	Dia 183 mai/15	Dia 217 jun/15
Lagoa 1	817	103	99
Lagoa 2	9.898	9.180	6.965
Lagoa 3	5.407	6.950	6.812

Os valores mais elevados na coleta do dia 148 podem ser justificados devido ao tempo de incidência luminosa do amanhecer até a hora da coleta, mostrados no Quadro 6, em que, a coleta do dia 148 foi realizada no horário de 14:20, com a temperatura da amostra em 23,5° C, enquanto as coletas dos dias 183 e 217 foram realizadas às 10:20, com temperaturas das amostras de 20° C e 21° C, respectivamente.

5.2.7. Série Nitrogenada

Como já discutido neste trabalho, o alto teor de nitrogênio amoniacal e orgânico é um dos principais problemas dos lixiviados.

Em um sistema de lagoas de estabilização, em função do elevado pH do lixiviado e dos altos Tempos de Detenção Hidráulica, pode-se esperar remoção de N-amoniacal devido ao *stripping* da amônia livre. Outro fator de remoção do nitrogênio solúvel é sua incorporação à biomassa de algas. Também é possível que haja certa nitrificação, já que nas lagoas facultativas tem-se junto à superfície superior a presença de oxigênio dissolvido.

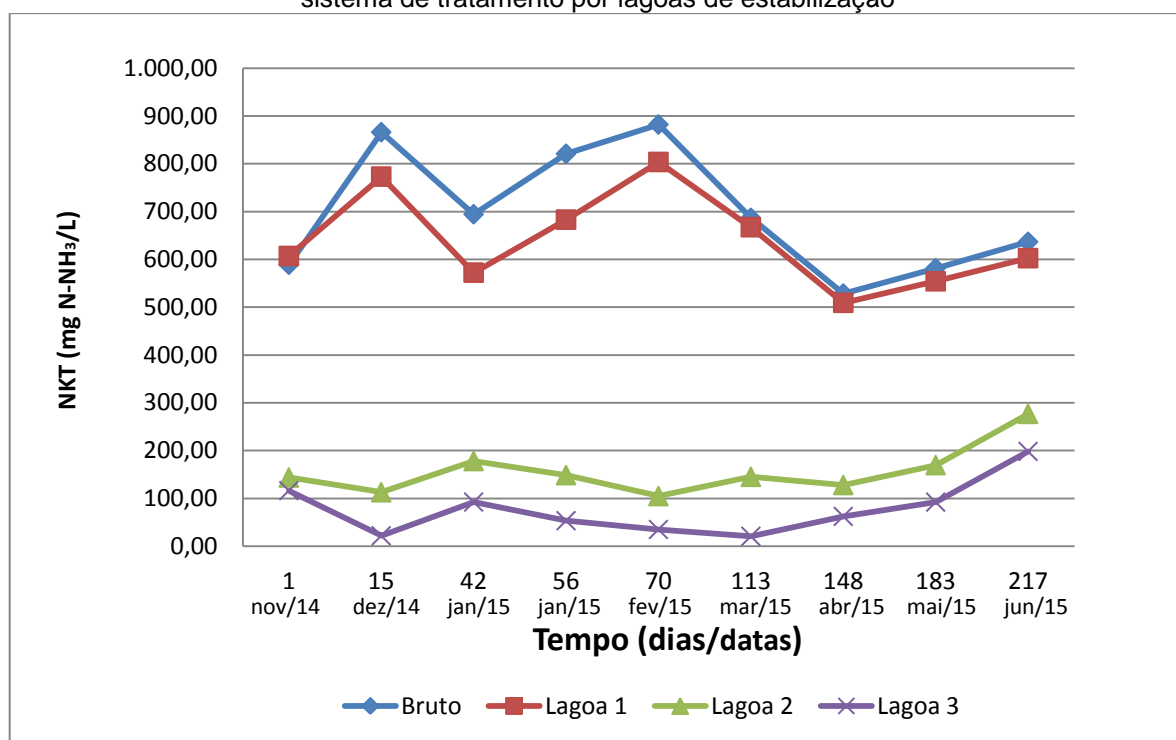
Na matéria orgânica fresca, o nitrogênio se encontra presente como constituinte das proteínas, na forma de amins. Quando se inicia o processo de biodegradação, as ligações se rompem e o nitrogênio passa para a forma solúvel (íons amônio e amônia livre). A partir daí, se o meio for aeróbio e as condições o permitirem, as bactérias nitrificantes farão a oxidação biológica do nitrogênio até o estágio de nitritos e posteriormente a nitratos.

Do ponto de vista ecológico o nitrogênio amoniacal é bastante tóxico e por este motivo as limitações fixadas pelas Resoluções CONAMA para o padrão de lançamento são baixas (20 mg/L). Na forma oxidada (nitratos), a toxicidade diminui, porém, os nitratos também podem provocar danos ao ambiente. Em todas as suas formas, o nitrogênio pode provocar eutrofização de corpos d'água.

5.2.7.1. Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

A evolução de NTK pode ser vista na Figura 21, e Tabela 31 (ANEXO II), e seus valores médios observados foram: 698,4 mg N-NH₃/L referente ao lixiviado bruto, 641,4 mg N-NH₃/L no efluente da Lagoa 1, 156,4 mg N-NH₃/L a média do efluente da Lagoa 2 (Ponto 3), e 76,9 mg N-NH₃/L de NKT no efluente da Lagoa 3 (Ponto 4).

Figura 21 - Evolução da concentração de NKT ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização



Observa-se redução média de aproximadamente 89% do teor de NKT ao longo do processo.

Certamente parte desta remoção está relacionada ao *stripping* ocorrido nas lagoas e parte pode estar relacionada à oxidação.

5.2.7.2. Nitrogênio amoniacal

Na Figura 22 e Tabela 32 (ANEXO II) estão dispostos os valores de remoção de N-amoniaco das 9 coletas feitas nos 4 pontos durante os 217 dias de monitoramento.

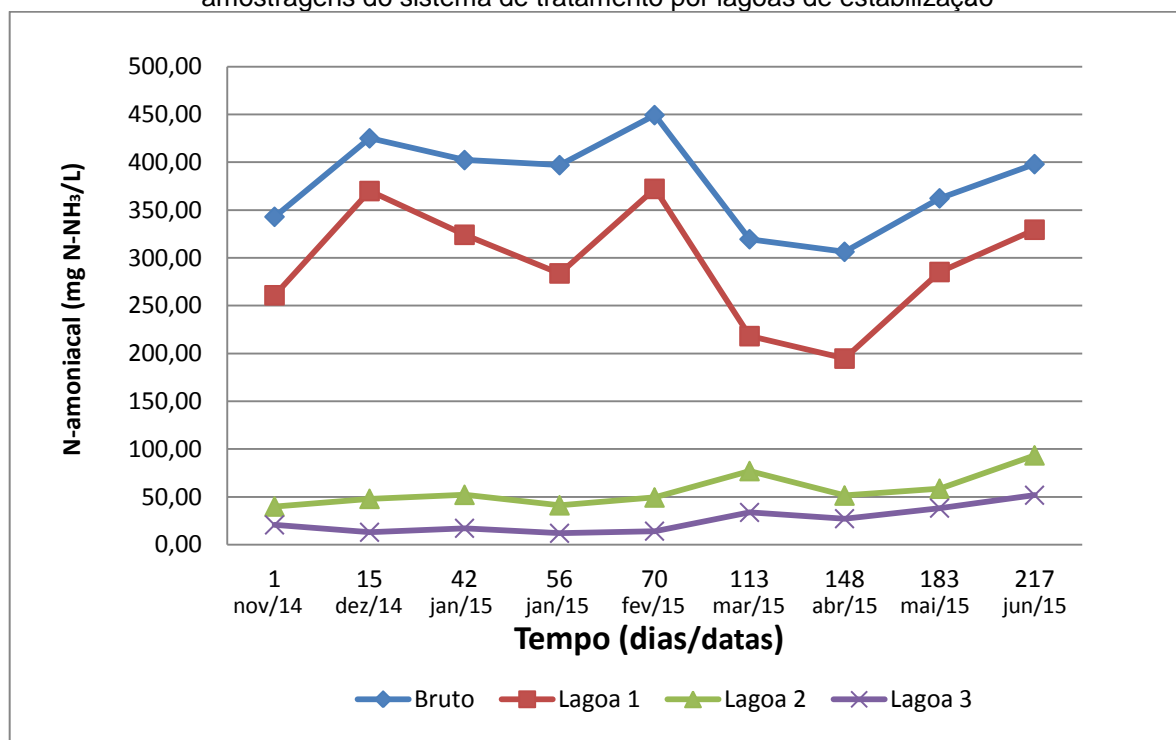
Os valores médios de N-amoniaco observados foram: 378,13 mg N-NH₃/L no Ponto 1 (efluente Bruto), 293,19 mg N-NH₃/L no Ponto 2 (Lagoa 1), 56,85

mg N-NH₃/L no Ponto 3 (Lagoa 2), e 25,36 mg N-NH₃/L no Ponto 4 (Lagoa 3), ficando próximo ao valor máximo estimado pelas resoluções CONAMA e CEMA, que é de 20 mg N-NH₃/L.

A remoção média de N-amoniaco do sistema estudado foi de 93%, e pode-se verificar maior remoção na Lagoa Facultativa (Lagoa 2). A Lagoa 2 funciona em condições que favorecem a atividade fotossintética em sua camada superficial, comprovadas pela presença de OD, valores de pH, que se aproximam de 8,5, e pela cor esverdeada apresentada, portanto, ocorreu a remoção da amônia, portanto, estas características associadas à área superficial da Lagoa favoreceram a remoção da amônia livre por *stripping*, além da incorporação na massa celular das algas e pelo processo natural de arraste para a atmosfera através de movimentações nas lagoas decorrentes de ventos, colaborando com a perda de amônia livre para o ar atmosférico por volatilização.

Esta perda ocorre por existir uma tendência natural de as concentrações nos meios líquido e gasoso entrarem em equilíbrio (HOSSAKA et. al., 2009).

Figura 22 - Evolução da concentração de N-amoniaco ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização



5.2.7.3. Nitrito (NO_2^-)

A nitrificação ocorre em duas etapas, em que inicialmente o N-amoniaco é oxidado a nitrito, formando íons Nitrito (NO_2^-). Neste processo as bactérias do tipo *nitrosomonas* atuam ativamente. Os íons nitrito são instáveis devido à velocidade com que são oxidados por bactérias do tipo *nitrobacter*, formando íons Nitrato (NO_3^-) (HOSSAKA et. al., 2009).

Nas análises de Nitrito realizadas com as amostras das 9 coletas durante os 217 dias de monitoramento não foi detectada a presença de nitrito, podendo ser explicado pela instabilidade do íon, que rapidamente é oxidado a nitratos.

Segundo Rittmann e McCarty (2001) para a ocorrência de nitrificação em reatores biológicos é necessário que os valores de OD das lagoas aeróbias apresentem no mínimo o valor de 2 mg/L, e este valor só foi alcançado na medida de número 2, no ponto de amostragem localizado na saída da Lagoa 3, onde obteve-se 3,98 mg/L, o que pode ter influenciado na não ocorrência de nitrificação no sistema. Porém, para confirmar esta afirmação, seria necessária a realização de mais medidas de OD.

Outro fato que pode justificar esta ausência de nitritos é a alcalinidade. Quando a faixa de pH se encontra próximo de 8,0 é resultado da presença de carbonatos e bicarbonato. Com os resultados de alcalinidade nota-se a predominância de bicarbonatos no lixiviado, variando entre 5.009 CaCO_3/L na entrada e 1.780 CaCO_3/L na saída do sistema (MONTEIRO, 2003; HWANG et. al., 2000).

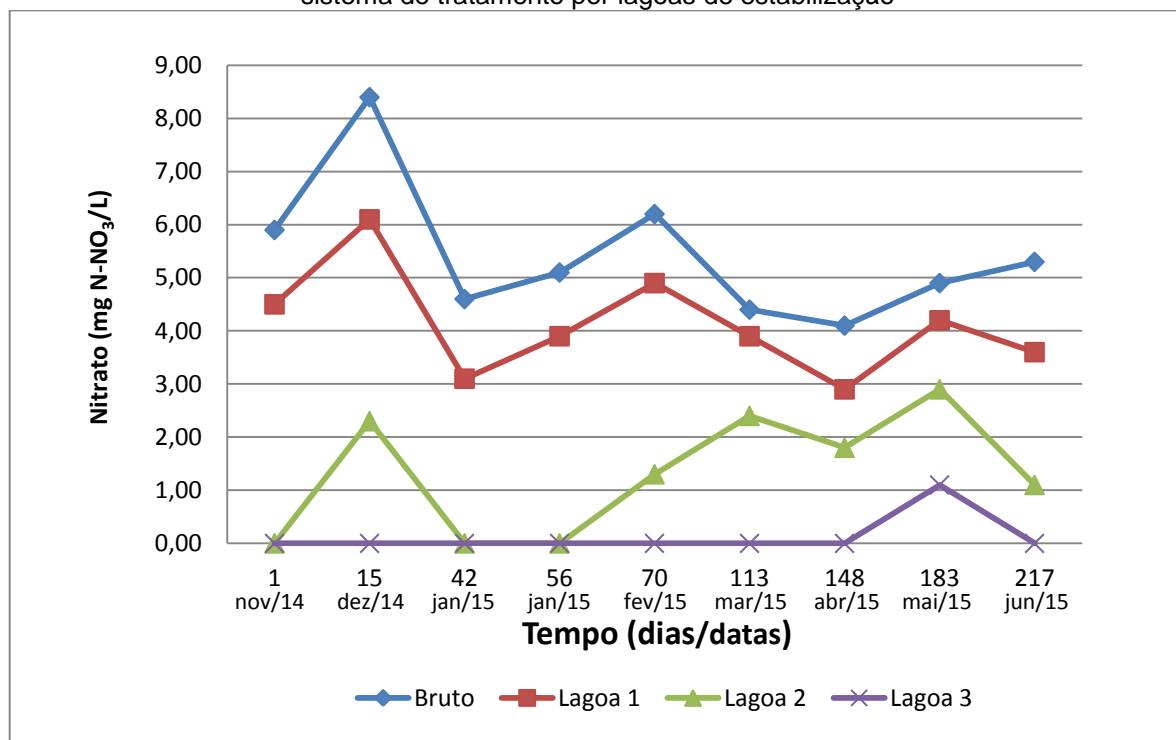
5.2.7.4. Nitrato (N- NO_3)

Quando as condições ambientais o permitem, em meio aeróbio, o nitrogênio amoniaco é oxidado até o estágio de nitrato.

Na Figura 23 e Tabela 33 (ANEXO II) é possível observar a baixa concentração de nitratos ao decorrer dos 217 dias nos pontos de amostragem do sistema. A média de Nitrato observada no lixiviado bruto foi de 5,43 N- NO_3/L . No ponto "Lagoa 1" observou-se média de 4,12 N- NO_3/L . No ponto referente à Lagoa 2, a média obtida foi de 1,31 N- NO_3/L . No ponto "Lagoa 3" a média foi de 0,12 N-

NO₃/L. Observa-se portanto que nas lagoas o processo de nitrificação é praticamente inexistente.

Figura 23 – Evolução da concentração de Nitrato ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização



De acordo com os dados apresentados, nota-se que o sistema de lagoas de Cianorte apresenta eficiente remoção de nitrogênio orgânico e amoniacal. Os níveis de remoção de nitrogênio amoniacal chegaram a 93%, resultando em um efluente muito próximo ao limite estabelecido pelas Resoluções CEMA e CONAMA.

Provavelmente o mecanismo mais importante de remoção seja o *stripping*, já que o pH é elevado e os tempos de detenção são altos.

Com base nos resultados de nitrito e nitrato acredita-se que a nitrificação foi insignificante no sistema

5.2.8. Série de Sólidos

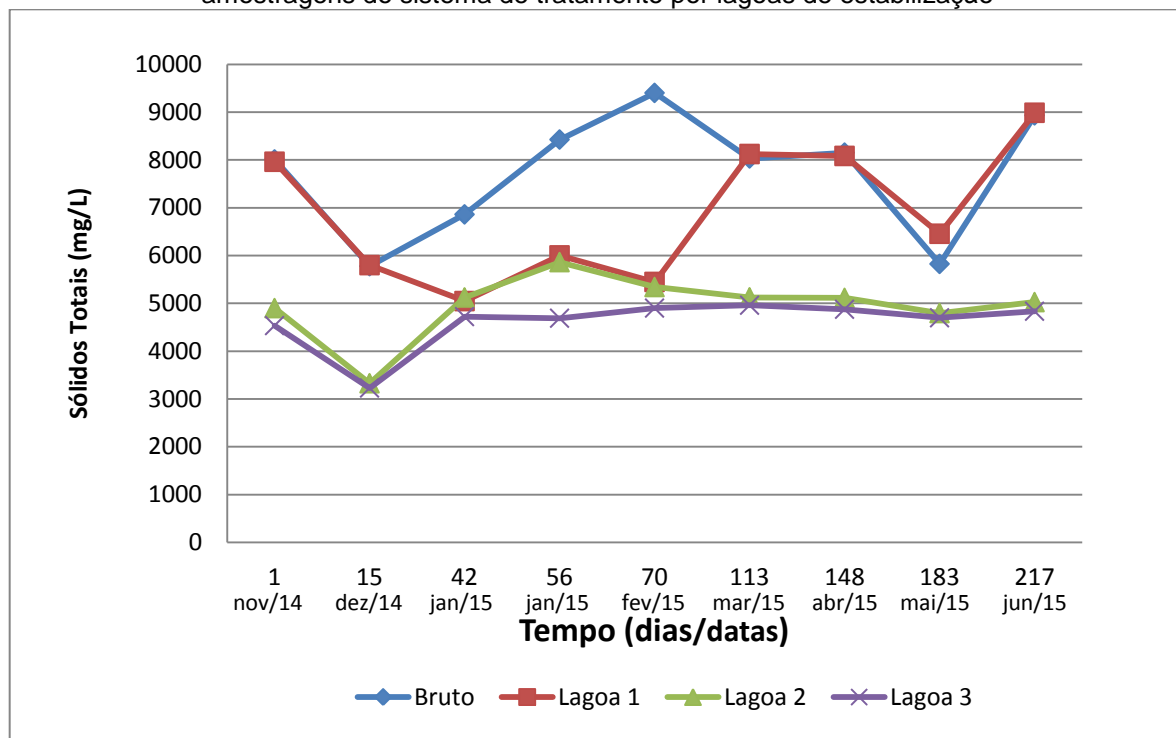
Os contaminantes do meio aquático, com exceção dos gases dissolvidos, são contribuintes na formação da carga de sólidos. Os sólidos podem ser classificados de acordo com as suas características físicas ou químicas (VON SPERLING, 2002).

5.2.8.1. Sólidos Totais

Os Sólidos Totais são todo o material presente no lixiviado, incluindo todos os sólidos dissolvidos e em suspensão (MACHADO, 2009).

Na Figura 24 estão dispostos os valores de ST obtidos nas análises realizadas durante as 9 coletas nos 217 dias de monitoramento.

Figura 24 - Evolução da concentração de Sólidos Totais ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização

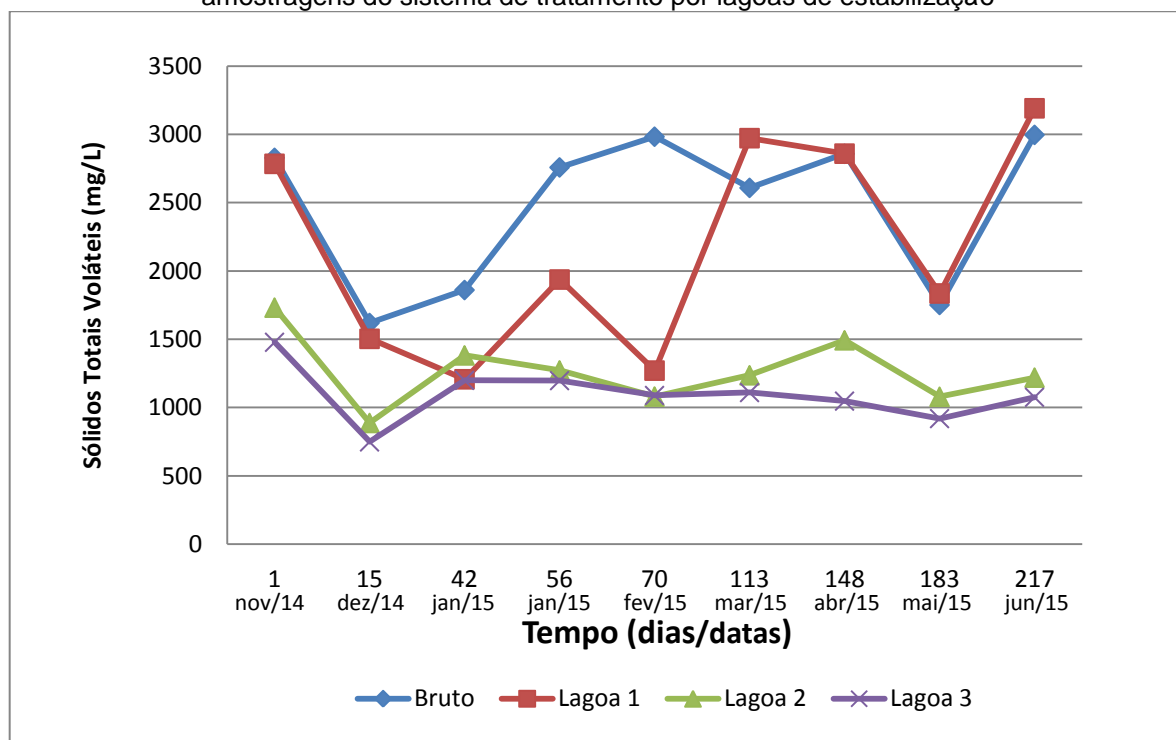


Quanto aos valores médios obtidos de ST no sistema, pode-se observar média de 7.714 mg/L no ponto 1, 6.879 mg/L no ponto 2, 4.958 mg/L no ponto 3, e 4605 mg/L no ponto 4.

Os Sólidos Totais Voláteis são os sólidos presentes no efluente que se volatilizam através da calcinação à aproximadamente 550 °C +/- 50°C de temperatura. A maioria dos STV é material. A diferença de sólidos totais fixos, em relação a sólidos totais resulta em sólidos totais voláteis (MACHADO, 2009).

As médias dos resultados observados quanto aos STV são: 2.475 mg/L do lixiviado bruto, 2.174 mg/L do lixiviado correspondente à Lagoa 1, 1.265 mg/L do lixiviado da Lagoa 2, 1.097 mg/L do lixiviado correspondente à Lagoa 3. Os valores de STV obtidos estão dispostos na Figura 25.

Figura 25 - Evolução da concentração de Sólidos Totais Voláteis ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização



A Figura 26 e Tabela 18 apresentam os valores obtidos de STF.

As médias dos resultados foram: 5207,6 mg/L das amostras de lixiviado bruto, 4.794,7 mg/L das amostras de lixiviado da Lagoa 1, 3.557,4 mg/L das amostras da Lagoa 2, 3.504,3 mg/L das amostras da Lagoa 3.

A relação média STV/ST do bruto foi de 0,32, do ponto 1 foi 0,31, do ponto 2 foi de 0,26, e do ponto 4 foi 0,24.

Figura 26 – Evolução da concentração de Sólidos Totais Fixos ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização

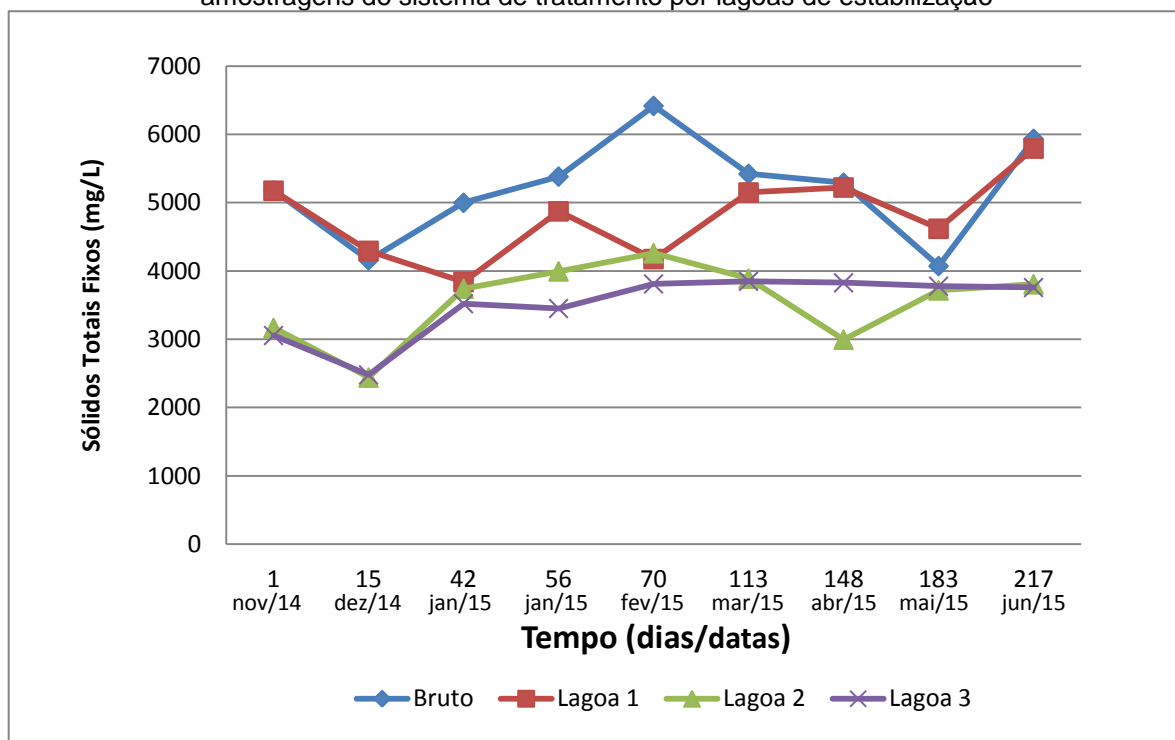


Tabela 18 – Valores de ST, STV e STF durante o período de monitoramento do lixiviado de Cianorte-PR.

		1	15	42	56	70	113	148	183	217
ST	Bruto	8.010,0	5.778,7	6.861,3	8.427,0	9.402,7	8.032,0	8.153,3	5.825,3	8.933,3
	L1	7.962,0	5.800,0	5.047,3	6.003,0	5.447,3	8.124,0	8.084,0	6.456,0	8.986,7
	L2	4.900,6	3.329,3	5.124,0	5.863,0	5.342,0	5.126,0	5.114,7	4.797,3	5.026,7
	L3	4.534,7	3.229,3	4.722,7	4.689,0	4.901,3	4.961,0	4.876,0	4.698,7	4.834,7
STV	Bruto	2.829,4	1.620,0	1.861,3	2.759,0	2.984,0	2.609,3	2.858,7	1.752,0	2.997,3
	L1	2.785,3	1.504,0	1.208,0	1.938,3	1.271,3	2.973,3	2.860,0	1.836,0	3.192,0
	L2	1.732,6	888,0	1.382,7	1.273,0	1.081,3	1.237,3	1.493,3	1.080,0	1.220,0
	L3	1.478,7	749,3	1.200,0	1.198,0	1.089,3	1.110,7	1.048,0	920,0	1.076,0
STF	Bruto	5.180,7	4.158,7	5.000,0	5.384,0	6.418,7	5.422,7	5.294,7	4.073,3	5.936,0
	L1	5.176,6	4.296,0	3.839,3	4.875,0	4.176,0	5.150,7	5.224,0	4.620,0	5.794,7
	L2	3.168,0	2.441,3	3.741,3	3.995,7	4.260,7	3.889,3	2.996,4	3.717,3	3.806,7
	L3	3.056,0	2.480,0	3.522,7	3.452,0	3.812,0	3.850,7	3.828,0	3.778,7	3.758,7

ST: Sólidos Totais; STV: Sólidos Totais Voláteis; STF: Sólidos Totais Fixos

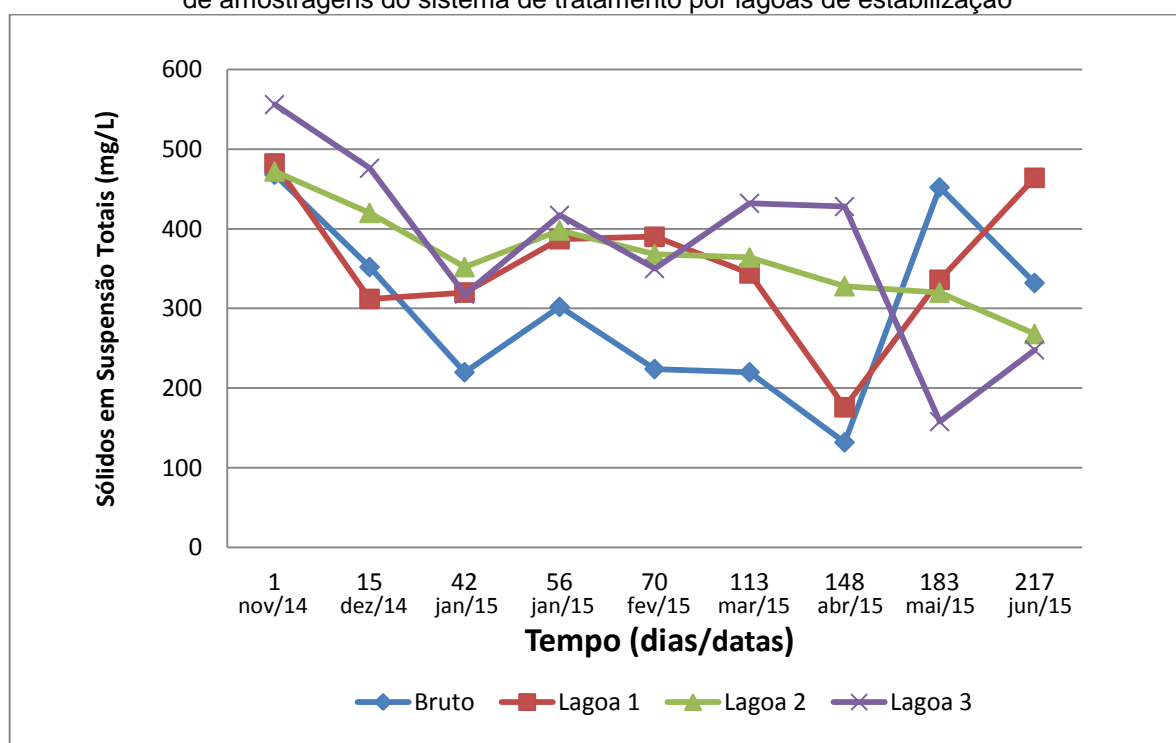
5.2.8.2. Sólidos em Suspensão

A Figura 27 e Tabela 19 apresentam os valores de sólidos em suspensão totais.

O valor médio de SST obtido na análise do lixiviado bruto foi de 300,2 mg/L. O valor médio do lixiviado da Lagoa 1 foi de 356,8 mg/L, enquanto o valor médio da Lagoa 2 foi 365,6 mg/L, e o resultado médio obtido das amostragens referentes ao ponto da Lagoa 3 foi 375,9 mg/L.

Os sólidos em suspensão são influenciados pelas algas presentes nas lagoas, podendo ser utilizados como indicadores da densidade de algas das lagoas de estabilização (ARAÚJO, 2007). Esse fator pode justificar os índices crescentes dos Sólidos em Suspensão Totais (Figura 27) e dos Sólidos em Suspensão Voláteis, onde nos SST e SSV houve aumento de sólidos entre o Bruto e a Lagoa 3.

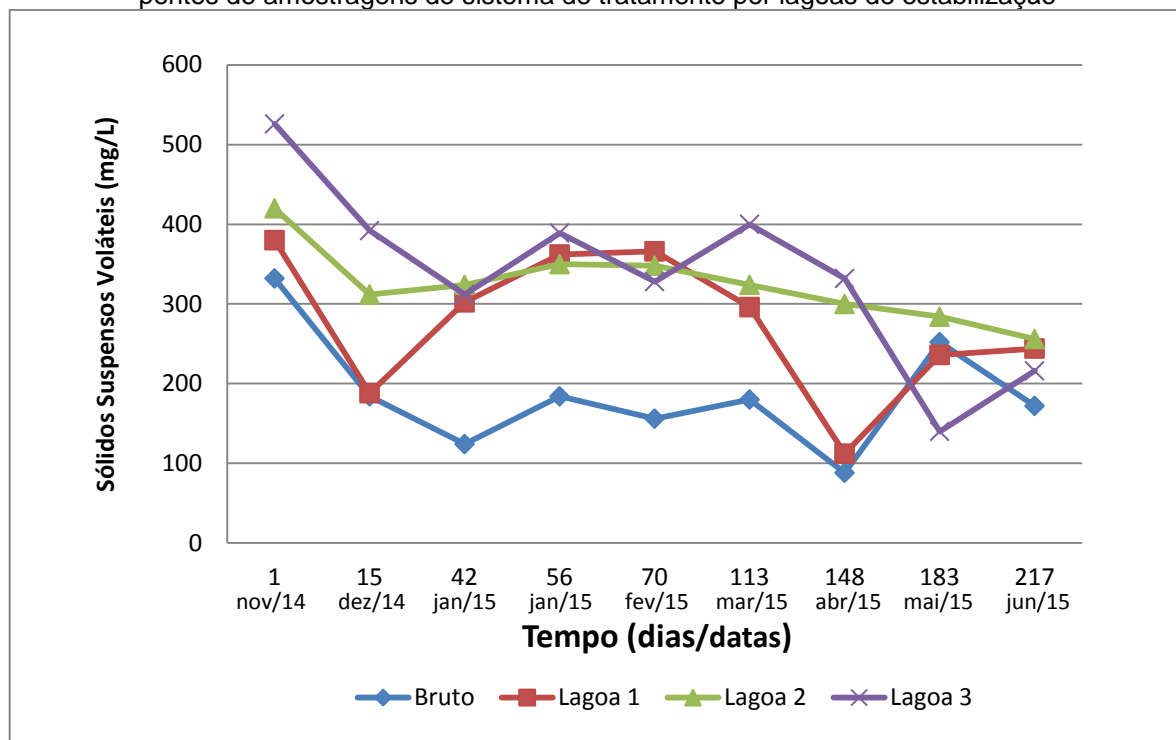
Figura 27 - Evolução da concentração de Sólidos Suspensos Totais ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização



Os resultados obtidos quanto aos SSV estão dispostos na Figura 28. As médias de valores observados nas 9 coletas foram: 185,8 mg/L do lixiviado bruto,

276,2 mg/L do lixiviado referente à Lagoa 1, 324,2 mg/L de SSV no lixiviado referente à Lagoa 2, e 337,2 mg/L do lixiviado referente à Lagoa 3.

Figura 28 – Evolução da concentração de Sólidos Suspensos Voláteis ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragem do sistema de tratamento por lagoas de estabilização



Os valores obtidos nas análises de SSF estão apresentadas na Figura 29 e na Tabela 19.

As médias observadas foram: 115,2 mg/L de SSF no ponto de coleta “Bruto”, 88,8 mg/L no ponto de coleta “Lagoa 1”, 44,0 mg/L no ponto de coleta “Lagoa 2”, e 42,4 no ponto de coleta “Lagoa 3”.

A relação SSV/SST média foi: 0,63 do ponto 1, 0,77 do ponto 2, 0,89 do ponto 3, e 0,90 do ponto 4.

Quanto às porcentagens de Sólidos Totais que são Sólidos em Suspensão Totais, têm-se as médias: 3,9% dos ST de lixiviado bruto são SST, 5,2% dos ST de lixiviado da Lagoa 1 são SST, 7,4% dos ST de lixiviado da Lagoa 2 são SST e 8,2% dos ST de lixiviado da Lagoa 3 são SST.

Figura 29 - Evolução da concentração de Sólidos Suspensos Fixos ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização

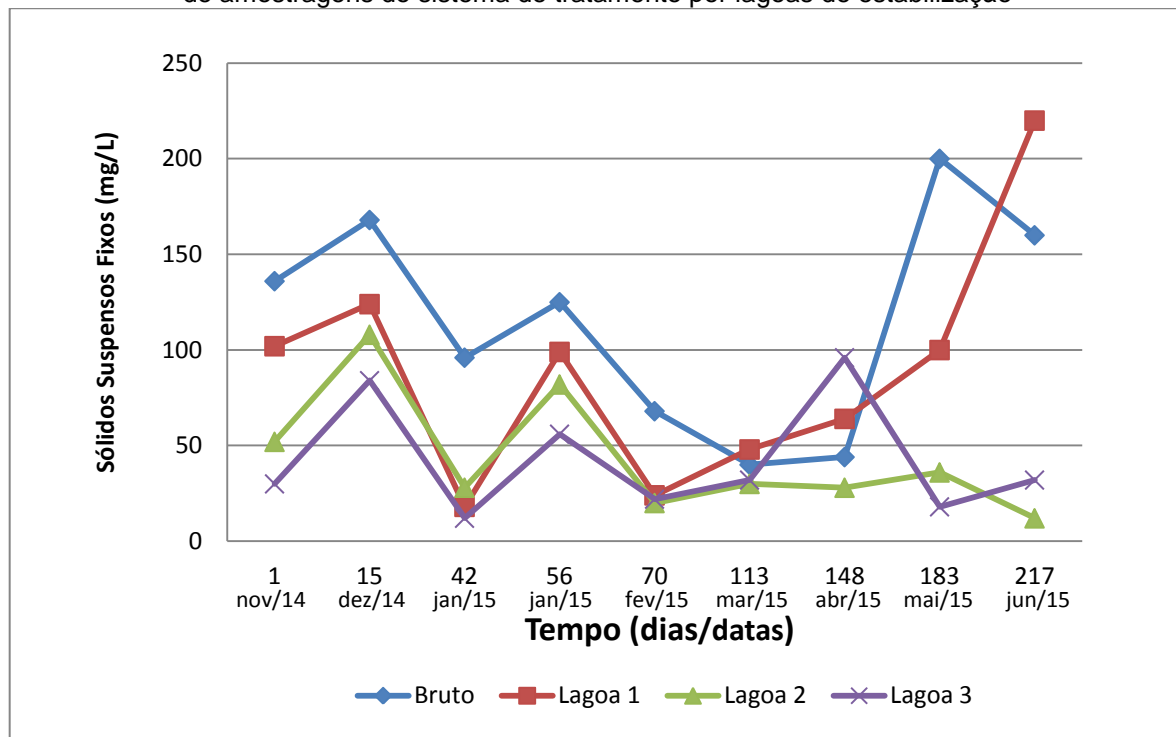


Tabela 19 – Valores de SST, SSV e SSF durante o período de monitoramento do lixiviado de Cianorte-PR.

		1	15	42	56	70	113	148	183	217
SST	Bruto	468,0	352,0	220,0	302,0	224,0	220,0	132,0	452,0	332,0
	L1	482,0	312,0	320,0	387,0	390,0	344,0	176,0	336,0	464,0
	L2	472,0	420,0	352,0	398,0	368,0	364,0	328,0	320,0	268,0
	L3	556,0	476,0	318,0	417,0	350,0	432,0	428,0	158,0	248,0
SSV	Bruto	332,0	184,0	124,0	184,0	156,0	180,0	88,0	252,0	172,0
	L1	380,0	188,0	302,0	362,0	366,0	296,0	112,0	236,0	244,0
	L2	420,0	312,0	324,0	350,0	348,0	324,0	300,0	284,0	256,0
	L3	526,0	392,0	312,0	389,0	328,0	400,0	332,0	140,0	216,0
SSF	Bruto	136,0	168,0	96,0	125,0	68,0	40,0	44,0	200,0	160,0
	L1	102,0	124,0	18,0	99,0	24,0	48,0	64,0	100,0	220,0
	L2	52,0	108,0	28,0	82,0	20,0	30,0	28,0	36,0	12,0
	L3	30,0	84,0	12,0	56,0	22,0	32,0	96,0	18,0	32,0

SST: Sólidos Suspensos Totais; SSV: Sólidos Suspensos Voláteis; SSF: Sólidos Suspensos Fixos; L1: Lagoa Anaeróbica; L2: Lagoa Facultativa; L3: Lagoa de Polimento

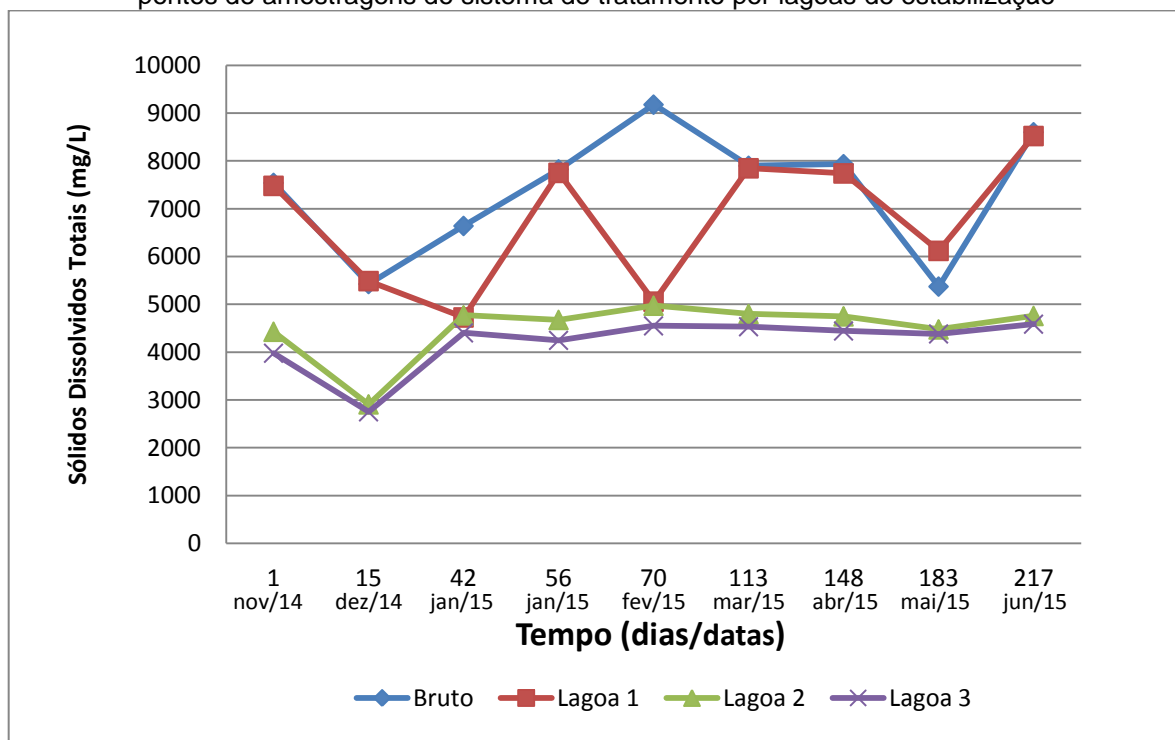
5.2.8.3. Sólidos Dissolvidos

Os valores obtidos nas análises de SDT estão dispostos na Figura 30.

As médias de valores de SDT obtidas foram: 7.380,2 mg/L do lixiviado bruto (Ponto 1), 6.748,4 mg/L do lixiviado correspondente à Lagoa 1 (Ponto 2), 4.505,1 mg/L do lixiviado da Lagoa 2 (Ponto 3), e 4.209,2 mg/L do lixiviado da Lagoa 3 (Ponto 4).

Em termos de sólidos em lixiviados, normalmente predominam os sólidos dissolvidos, ao contrário dos efluentes domésticos, em que habitualmente predominam os sólidos em suspensão (SOUTO & POVINELLI, 2007),

Figura 30 - Evolução da concentração de Sólidos Dissolvidos Totais Voláteis ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragem do sistema de tratamento por lagoas de estabilização



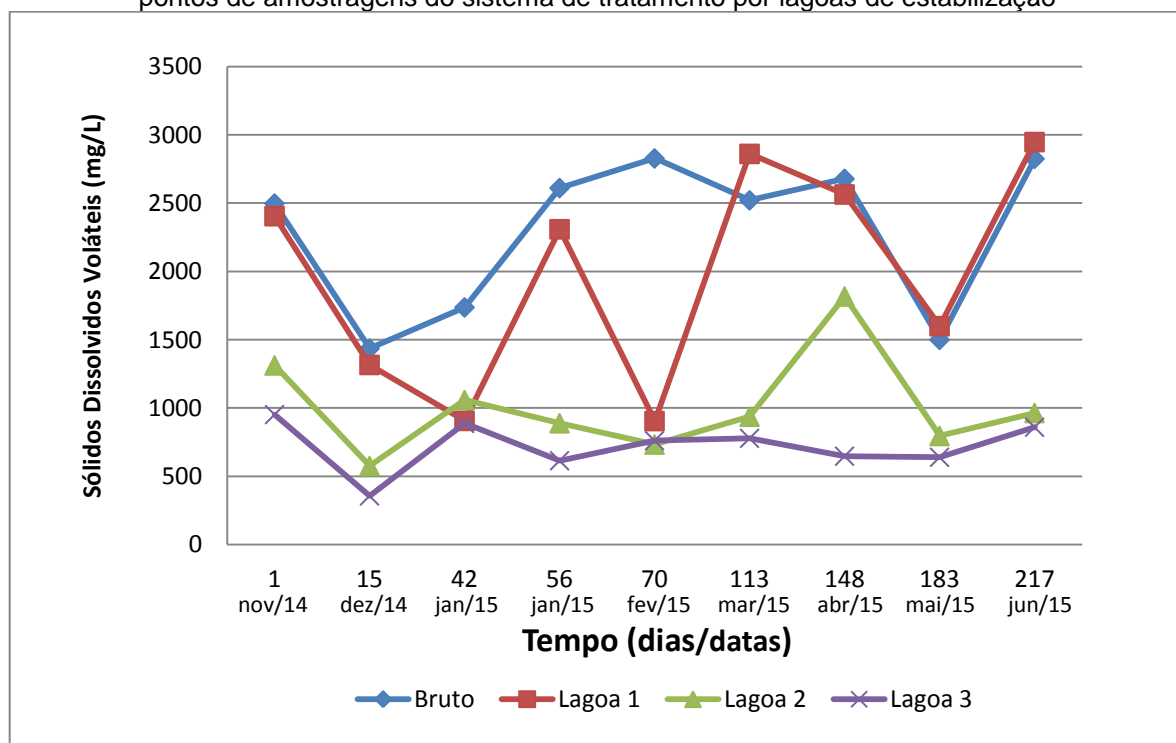
Os dados referentes aos SDV estão dispostos na Figura 31.

As médias dos valores obtidos são: 2.292,7 mg/L do Ponto 1 (lixiviado bruto), 1.979,5 mg/L do lixiviado coletado no Ponto 2 (Lagoa 1), 1.009,3 mg/L do Ponto 3 (Lagoa 2), 722,3 mg/L do Ponto 4 (Lagoa 3).

As médias das relações SDV/SDT foram: 0,31 do Ponto 1 (lixiviado bruto), 0,28 do Ponto 2 (Lagoa 1), 0,22 do Ponto 3 (Lagoa 2), 0,17 do Ponto 4 (Lagoa 3). Verifica-se, pela relação SDV/SDT que 31% dos SDT de lixiviado bruto

são voláteis, 28% dos SDT de lixiviado da Lagoa 1 são SDV, 22% dos SDT de lixiviado da Lagoa 2 são SDV, e 17% dos SDT da Lagoa 3 são SDV.

Figura 31 – Evolução da concentração de Sólidos Dissolvidos Voláteis ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização



Os dados de SDF do lixiviado monitorado durante 217 dias estão dispostos na Figura 32.

As médias observadas foram: 5109,4 mg/L do lixiviado bruto (Ponto 1), 4.678,0 mg/L do efluente da Lagoa 1 (Ponto 2), 3.702,8 mg/L do efluente da Lagoa 2 (Ponto 3), 3.486,4 mg/L do efluente da Lagoa 3 (Ponto 4).

Figura 32 – Evolução da concentração de Sólidos Dissolvidos Fixos ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização

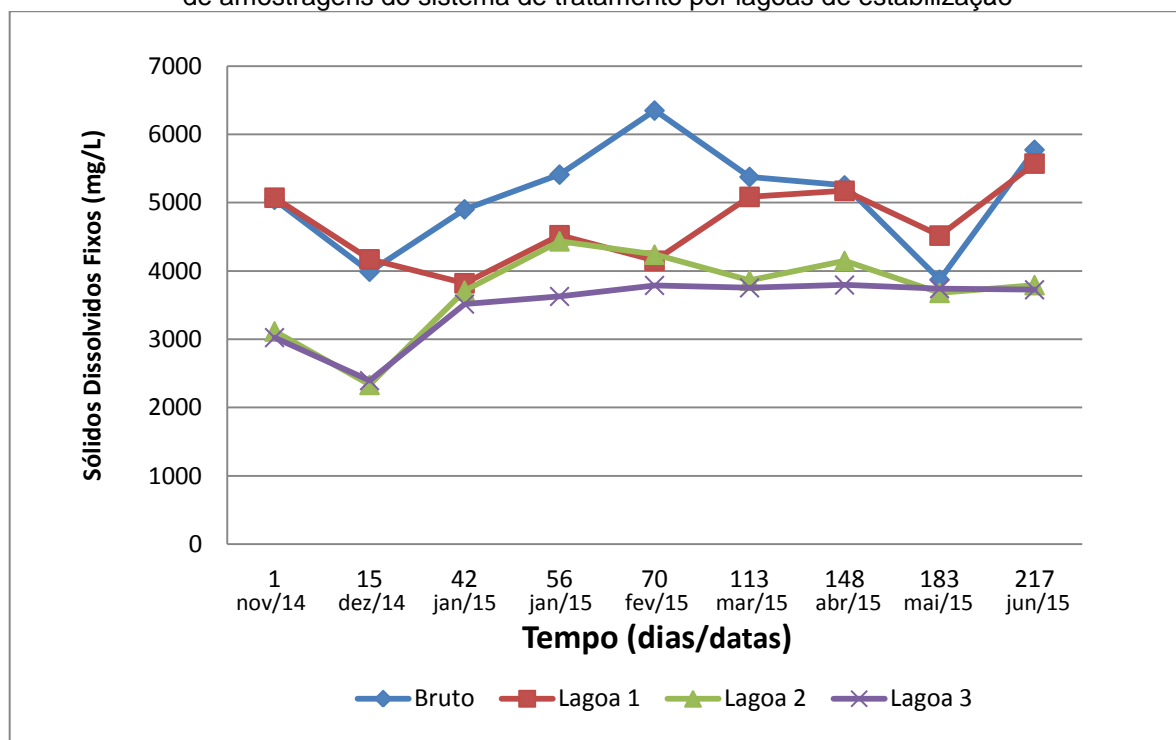


Tabela 20 – Valores de SDT, SDV e SDF durante o período de monitoramento do lixiviado de Cianorte-PR.

		1	15	42	56	70	113	148	183	217
SDT	Bruto	7.542,0	5.426,7	6.641,3	7.825,0	9.178,7	7.900,0	7.933,3	5.373,3	8.601,3
	L1	7.480,0	5.488,0	4.727,3	7.752,0	5.057,3	7.848,0	7.740,0	6.120,0	8.522,7
	L2	4.428,6	2.909,3	4.772,0	4.676,3	4.974,0	4.798,7	4.750,7	4.477,3	4.758,7
	L3	3.978,7	2.753,3	4.404,7	4.248,0	4.551,4	4.533,3	4.444,0	4.382,7	4.586,7
SDV	Bruto	2.497,3	1.436,0	1.737,3	2.611,0	2.828,0	2.521,3	2.678,7	1.500,0	2.825,3
	L1	2.405,3	1.316,0	906,7	2.309,3	905,3	2.861,3	2.564,0	1.600,0	2.948,0
	L2	1.312,6	576,0	1.058,7	889,0	733,3	937,3	1.817,3	796,0	964,0
	L3	952,7	357,3	888,0	615,0	761,4	778,7	648,0	640,0	860,0
SDF	Bruto	5.044,6	3.990,7	4.904,0	5.412,7	6.350,7	5.378,7	5.254,7	3.873,3	5.776,0
	L1	5.074,6	4.172,0	3.821,3	4.525,0	4.152,0	5.086,7	5.176,0	4.520,0	5.574,7
	L2	3.116,0	2.333,3	3.713,3	4.436,0	4.240,7	3.861,3	4.148,7	3.681,3	3.794,7
	L3	3.026,0	2.396,0	3.516,7	3.629,0	3.790,0	3.754,7	3.796,0	3.742,7	3.726,7

SDT: Sólidos Dissolvidos Totais; SDV: Sólidos Dissolvidos Voláteis; SDF: Sólidos Dissolvidos Fixos
L1: Lagoa Anaeróbia; L2: Lagoa Facultativa; L3: Lagoa de Polimento

5.2.9. Coliformes Totais e *E. coli*

Os sistemas de lagoas podem alcançar eficientes índices de remoção de Coliformes Totais. Especialmente a Lagoa de Polimento, que por ter pequena profundidade (1 a 1,5m) recebe maior exposição à radiação solar ao longo de sua profundidade. A radiação solar inativa bactérias e vírus, podendo atingir eficiências na remoção de coliformes ($E > 99,9$) para que possam ser cumpridos os padrões da legislação (VON SPERLING et al., 2003).

A Tabela 21 apresenta os valores em NMP (número mais provável) de acordo com o método Colilert.

Tabela 21 – Quantificação (NMP/100ml) de Coliformes Totais e *E. coli* das Amostras Coletadas no dia 27/05/2015 (Análise 01), e no dia 30/06/2015 (Análise 02) nos pontos de amostragem Bruto, Lagoa 1, Lagoa 2 e Lagoa 3, segundo o método Colilert.

	Análise 01		Análise 02	
	Coliformes Totais (NMP/100ml)	<i>E. coli</i> (NMP/100ml)	Coliformes Totais (NMP/100ml)	<i>E. coli</i> (NMP/100ml)
Bruto	$9,6 \times 10^5$	$9,6 \times 10^4$	$6,5 \times 10^5$	$6,6 \times 10^4$
Lagoa 1	$2,5 \times 10^4$	$7,5 \times 10^3$	$1,5 \times 10^5$	$5,2 \times 10^3$
Lagoa 2	$1,08 \times 10^5$	$6,3 \times 10^3$	$8,4 \times 10^4$	$4,1 \times 10^3$
Lagoa 3	$8,6 \times 10^3$	ausente	ausente	ausente

NMP: Número mais provável

É possível notar eficiência na remoção de Coliformes Totais e *E. coli* nas duas análises realizadas durante o monitoramento.

Verifica-se a ausência de *E. coli* para 100 ml na Lagoa 3 em ambas as análises, em que o valor de concentração caiu a zero, comprovando a eficiência da Lagoa de Polimento quanto à remoção de patógenos.

Em sua pesquisa com lagoas de estabilização, Lins (2005) observou redução de coliformes totais de $1,6 \times 10^8$ no efluente de entrada do sistema para $9,0 \times 10^5$, isto é, redução de 2,2 unidade log.

5.2.10. Metais Pesados

Normalmente, as concentrações dos metais presentes nos lixiviados gerados em aterros sanitários com resíduos domésticos são relativamente baixas, aumentando em casos de disposição de resíduos industriais. As concentrações variam de acordo com a fase de decomposição dos resíduos, sendo maiores durante a fase de fermentação ácida – quando estes elementos estarão, em geral,

dissolvidos – e menores na fase final de estabilização, onde o pH normalmente é mais básico (RAY e CHAN, 1986 *apud* SILVA, 2007).

A Figura 33 e Tabela 34 (ANEXO II e III) apresentam os valores dos metais pesados cobre, zinco, cádmio, chumbo, cromo e mercúrio.

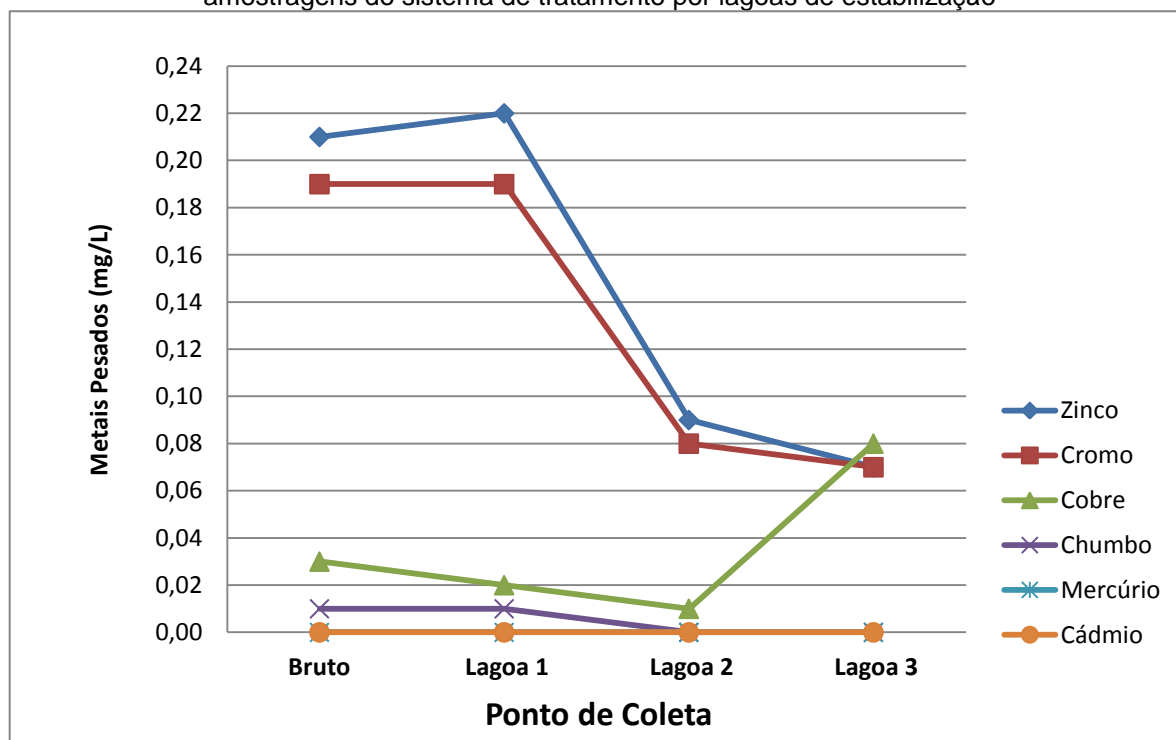
Para o metal Cobre, obteve-se valores de 0,03 mg/L no lixiviado Bruto, 0,02 mg/L na Lagoa 1, 0,01 mg/L na Lagoa 2, e 0,08 mg/L na Lagoa 3. Para Zinco têm-se os valores de 0,21 mg/L para Bruto, 0,22 mg/L para Lagoa 1, 0,09 mg/L para Lagoa 2 e 0,07 mg/L para a Lagoa 3. Chumbo apresentou valores apenas no lixiviado Bruto e Lagoa 1, de 0,01 mg/L ambos. Cromo esteve presente em valores de 0,19 mg/L no lixiviado Bruto, 0,19 mg/L no lixivado da Lagoa 1, 0,08 mg/L na Lagoa 2 e 0,07 na Lagoa 3. Cádmio e Mercúrio não foram encontrados nas amostras.

Observa-se que todos os metais encontrados no lixiviado, exceto Cobre, tiveram suas concentrações reduzidas no decorrer das lagoas. Isso se deve ao alto TDH, e alto pH, ocorrendo precipitação dos metais.

Todos os valores estiveram abaixo dos limites estimados pela Resolução 430/2011 do CONAMA, em que o Padrão de lançamento de efluentes limita a 1,0 mg/L de cobre (Cu), 5,0 mg/L de zinco (Zn), 0,2 mg/L de cádmio (Cd), 0,5 mg/L de chumbo (Pb), 0,5 mg/L cromo (Cr), e 0,01 mg/L de mercúrio (Hg).

Lima (2006) em sua pesquisa realizada com Lagoas em série no município de Betim, Minas Gerais, também obteve resultados baixos, com valor máximo de Cádmio observado de 0,091 mg/L, 0,25 mg/L de Chumbo e 0,262 mg/L de Cromo. Essas baixas concentrações encontradas podem ser explicadas pelas políticas de coleta seletiva implantada nos municípios em questão. Conseqüentemente, a maior parte dos resíduos aterrados são de origem orgânica.

Figura 33 – Evolução da concentração de Metais Pesados ao longo do tempo nos 4 pontos de amostragens do sistema de tratamento por lagoas de estabilização



Observa-se também uma importante remoção nos valores dos metais: Zinco, reduzindo de 0,21 mg/L no Bruto para 0,07 mg/L na Lagoa 3, Chumbo, de 0,01 mg/L no Bruto para 0,00 mg/L na Lagoa 3, e Cromo, caindo de 0,19 mg/L no Bruto para 0,07 mg/L na Lagoa 3.

5.2.11. Análise do interesse do uso de lagoas de estabilização para o tratamento de lixiviados

Embora as lagoas de estabilização tenham sido os primeiros sistemas a serem implantados em aterros sanitários no Brasil, sua construção sem critérios de projeto adequados às características dos lixiviados e a falta de operação e monitoramento certamente são os fatores que mais tem contribuído para os maus resultados que, geralmente, tem apresentado.

Além da falta de parâmetros adequados, e do fato do lixiviado apresentar cor escura e dificultar a penetração dos raios de sol, as lagoas normalmente apresentam problemas de odor, aumentando ainda mais os fatores para a má reputação deste sistema de tratamento.

Além disso, quando se compara os TDHs necessários para o

tratamento de esgoto sanitário, os TDH de tratamento de lixiviados deveriam ser mais elevados.

Por outro lado, sendo um efluente de difícil tratamento, para atingir os padrões de emissão, a combinação de processos biológicos e físico-químicos resultam em sistemas complexos e difíceis de operar, sendo dificilmente viáveis para pequenos aterros.

Para esta classe de aterros – pequenos e médios, como mostram os resultados apresentados, as lagoas de estabilização podem ser uma solução interessante, pois geralmente nos locais com aterros pequenos e médios, o custo da terra é baixo. Além disso, uma boa gestão do aterro pode levar a uma redução da produção de lixiviado, o que contribui para viabilizar o uso das lagoas em termos de área necessária.

No caso estudado neste trabalho, as reduções de DBO, DQO e nitrogênio ficaram muito próximos dos limites fixados pela Resolução CEMA 086/2013, pois, houve redução média de 98% da DBO filtrada de entrada no sistema para a DBO de saída, redução média de 74% na DQO filtrada, e o N-amoniaco teve redução média de 93%, com valor médio de 25,36 mg/L na amostra referente à Lagoa 3 do sistema. A Resolução CONAMA 086/2013 exige que haja redução mínima de 80 % da DBO e DQO de saída, e o N-amoniaco é limitado em 20,0 mg/L.

A redução da concentração de coliformes também foi significativa, caindo de $9,6 \times 10^5$ para $8,6 \times 10^3$ NMP/100ml de coliformes totais, e de $9,6 \times 10^4$ NMP/100ml para 0 *E. coli.*, comprovando a eficiência da lagoa de polimento em remover patógenos. A presença de metais pesados foi muito baixa, ficando dentro dos limites estabelecidos pelas normas pertinentes.

A área total do aterro de Cianorte é de aproximadamente 155.448 m². Deste total, 23.522 m² são ocupados pelas 4 células de resíduos, correspondente à 15,13% da área total do aterro. A área ocupada pelas três lagoas é de 5.370,92 m², ou seja, apenas 3,45% da área total do aterro. Isto demonstra que a opção por lagoas em aterros sanitários de pequeno e médio portes é uma alternativa a ser considerada.

O escopo deste trabalho se limitou ao monitoramento de um sistema em escala real. É possível que os parâmetros observados neste trabalho possam ser otimizados, resultando em lagoas de dimensões ainda menores.

De qualquer forma, na falta de dados mais precisos, os resultados observados neste trabalho podem estabelecer condições de contorno para o tratamento de lixiviados em lagoas de estabilização, lembrando-se que estes resultados foram obtidos com um lixiviado específico e em condições ambientais específicas.

6. CONCLUSÕES

- Para os cálculos de Geração de Lixiviado dos meses de janeiro a dezembro de 2014, o método suíço apresentou média das vazões estimadas de 0,314 l/s, e a média de vazão real medida nos 12 meses estudados de 0,287 l/s, totalizando erro médio de 9,40%, obtendo maior similaridade entre os resultados de vazão estimados e reais quando comparado aos resultados obtidos pelos Métodos Racional e Balanço Hídrico;
- Quanto à caracterização do lixiviado do aterro no período de 217 dias de monitoramento nos 4 pontos de amostragens, os valores de pH tiveram uma variação de 7,8 a 8,7 e a alcalinidade apresentou diminuição média de 64,45% durante o período de monitoramento;
- Os resultados de cor verdadeira e aparente apresentaram remoção média de 63% e 33%, respectivamente;
- Os resultados de Cloretos apresentam uma redução na concentração da ordem de 39%, apresentando concentração média de 1254 mg/L na saída da última lagoa;
- Quanto à Matéria Orgânica, a DBO Total apresentou redução de 93%, enquanto a DBO Filtrada foi de 98%. As remoções médias de DQO Total e DQO Filtrada foram de 65% e 74%, respectivamente;
- As análises de OD mostraram que a lagoa 1 funciona realmente como anaeróbia, e as lagoas 2 e 3 apresentam aumento de O₂ dissolvido;
- Quanto à Clorofila *a*, os valores médios obtidos nas lagoas anaeróbia, facultativa e de polimento foram de 339,7 mg/L, 8681 mg/L e 6389,7 mg/L, demonstrando alta concentração de algas nas lagoas, especialmente na facultativa;
- Quanto à série nitrogenada observou-se redução média de aproximadamente 89% no teor de NKT ao longo do processo, enquanto o teor de N-amoniaco sofreu redução de 93%. Não foi constatada nitrificação;

- No balanço de sólidos verificou-se a grande quantidade de biomassa existente no efluente, com altos teores de sólidos dissolvidos totais e fixos;
- Os Coliformes Totais e *E. coli* apresentaram em relação ao *E. coli* ausência em 100 ml no efluente, comprovando a eficiência da Lagoa de Polimento quanto à remoção de patógenos;
- A concentração de metais pesados (Cu, Zn, Cd, Pb, Cr, Hg) foi baixa mesmo no lixiviado bruto. Ainda assim houve redução da concentração ao longo do processo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA, AWWA, WEF (2005). **Standards Methods for the Examination of Water e Wastewater**, 21^o ed. Washington. D.C.

AQUINO, S. F.; SILVA, S. Q.; CHERNICHARO, C. A. L. Considerações práticas sobre o teste de Demanda Química de Oxigênio (DQO) Aplicado a Análise de Efluentes Anaeróbicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n^o 4, p. 295-304, 2006.

ARAUJO, A. L. C. **Comportamento de formas de fósforo em sistemas de lagoas de estabilização em série, em escala-piloto sob diferentes configurações tratando esgoto doméstico**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1993.

ARAÚJO, I. S. **Avaliação de Lagoas Facultativa e de Maturação em Escala Real, como Etapas Secundária e Terciária, de Sistema de Tratamento de Dejetos de Suínos**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

ARAUJO, R. E. C. L. **Estudo de desempenho de um sistema de lagoas de estabilização do tratamento de águas residuárias de bairro populares (Glória I, Glória II, Jardim América e Belo Monte) da cidade de Campina Grande, Paraíba**. 96f. Dissertação (Pós Graduação em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB, 2007.

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

BAGCHI, A. **Design of Landfills and Integrated Solid Waste Management**. John Wiley & Sons. Third Edition. New Jersey, 2004. Disponível em: <<http://www.worldcat.org/title/design-of-landfills-and-integrated-solid-waste-management/oclc/441870682/viewport>> Acesso em: 15 de agosto de 2015.

BARRETO, M. E. **Considerações sobre a legislação ambiental em geral e o sistema nacional de unidades de conservação aplicável a unidades de conservação localizadas no município de Lima Duarte, na Zona da Mata Mineira, a saber: o Parque Estadual do Ibitipoca e a Reserva Biológica do Patrimônio Natural Serra do Ibitipoca**. In: *Âmbito Jurídico*, Rio Grande, XII, n. 63, abr 2009. Disponível em: <http://www.ambito-juridico.com.br/site/index.php?n_link=revista_artigos_leitura&artigo_id=5916>. Acesso em 14 de agosto de 2015.

BEVEN, K. J. **Rainfall-runoff modelling, The Primer**. Chichester: Wiley. 2001.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011**. Complementa e altera a Resolução no 357 de 2005, Brasília, 2011. Disponível em:

<<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 05 de setembro de 2015.

CAMMAROTA, M. C.; RUSSO, C.; SANT'ANA Jr, G. L. **Tratabilidade do Chorume Gerado no Aterro Sanitário metropolitano do Rio de Janeiro**. 1994. In: Anais do I Encontro Brasileiro de Ciências Ambientais, vol. 2, p.453–473.

CAMPOS, J. R. ; Descarte de Lixiviado de aterros sanitários em estações de tratamento de esgoto: uma análise crítica. **Revista DAE**, v. 62, p. 6-17, 2014. Disponível em: <http://doi.editoracubo.com.br/10.4322/dae.2014.129> Acesso em: 23 de outubro de 2015.

CAMPOS, J.R. (Coord.). **Tratamento de esgotos Sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Projeto PROSAB. São Carlos, 1999.

CAMPOS, R.; PELINSON, N. S.; POVINELLI, J. **Comparação de métodos empíricos e computacionais para quantificação de lixiviados em aterros sanitários**. XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2011, Maceió, Brasil.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. (coord.) **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

CASTILHOS JUNIOR, A. B.; FERNANDES, F.; LANGE, L. C.; LOPES, D. D.; COSTA, R. H. R.; SILVA, S. M.; MARTINS, C. L.; FERREIRA, C. F. A.; MORAVIA, W. G.. **Tratamento de Lixiviados de Aterro em Sistema de Lagoas**. In: GOMES, L. P. Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. PROSAB 5 - Tema 3, v. 5, Rio de Janeiro: ABES, 2009, p. 140-171.

CASTILHOS JR., A. B.; MEDEIROS, P. A.; FIRTA, I. N.; LUPATINI, G.; SILVA, J. D. **Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos**. In: CASTILHOS JR., A. B. (coord.). RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: ATERRO SUSTENTÁVEL PARA MUNICÍPIOS DE PEQUENO PORTE. Brasil, Rio de Janeiro: Rima ABES, 294p., 2003.

CASTRO, M. C. A. A. **Avaliação de um sistema australiano de lagoas no tratamento conjunto de esgoto sanitário e líquidos percolados**. 224 pag. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos e Saneamento). Universidade de São Paulo - Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos, SP. 2001.

CATALDO, D. A.; HAROON, M.; SCHRADER, L.E.; YOUNGS, V.L. **Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic acid**. Communications in Soil Science and Plant Analysis, v.6, p.71-80, 1975.

CAVALCANTI, P. F. F., ADRIANUS VAN HAANDEL, A., VON SPERLING, M., KATO, M. T., LUDUVICE, M. L.; MONTEGGIA, L. O. **Pós-tratamento de efluentes anaeróbios em lagoas de polimento**. In: C.A.L. Chernicharo (coord.), Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, Coletânea de Trabalhos Técnicos, vol. 2. Projeto PROSAB, FINEP. Belo Horizonte, 2001.

- CEMPRE. **Manual de gerenciamento integrado**. 3 ed. São Paulo: CEMPRE, 2010.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ – SANEPAR. **Experiências no gerenciamento de aterros sanitários**. 2014.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas**. Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental, São Paulo, 1989, 91p.
- CONTRERA, R. C. **Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em batelada sequencial**. 789 pag. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento). Universidade de São Paulo – Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos, SP. 2008.
- CYBIS, L. F.; BENDATI, M.; MAIZONAVE, C. R. M.; WERNER, V. R.; DOMINGUES, C. D. **Manual para estudo de cianobactérias planctônicas em mananciais de abastecimento público: caso da represa Lomba do Sabão e lago Guaíba**. Porto Alegre, Rio Grande do Sul. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico - Prosab. 64p. Porto Alegre-RS, 2006.
- DANIEL, D. E.; KOERNER, R. M. **Cover Systems**. In: DANIEL, D. E. (Ed) *Geotechnical Practice for Waste Disposal*. 1. ed. London, UK: Chapman & Hall. Chapter 18, 1993.
- DIAMADOPOULOS, E. **Characterization and treatment of recirculation-stabilized leachete**. *Water Research*, vol. 28, 1994.
- FERNANDEZ-VIÑA, M. B. D. **Vertedores Controlados de Resíduos Sólidos Urbanos: uma Perspectiva Internacional**. In: Lins, E. A. M. *A utilização da capacidade de campo na estimativa do percolado gerado no aterro da muribeca*. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2000.
- FERREIRA, M. A. S. **Aplicação de modelos de avaliação qualitativa e quantitativa dos percolados gerados em um aterro sanitário**. 227 pag. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ. 2006.
- FUJII, E. H. **Avaliação da aplicabilidade da filtração direta ascendente em pedregulho como pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2014. 138 p.
- GEE, J. R. **Prediction of Leachate Accumulation in Sanitary Landfills**. In: *Applied Research & Practice on Municipal & Industrial Waste Conference*, 4, 1981. Madison. Anais... Madison: University of Wisconsin, 1981. p. 170 – 190.
- GIORDANO, G.; FERREIRA, J. A.; PIRES, J. C. A.; RITTER, E.; CAMPOS, J. C.; ROSSO, T. C. A. **Tratamento de chorume do aterro metropolitano de Gramacho** – Rio de Janeiro – Brasil. In: *Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Cancún – México. 2002. Disponível em: <<http://www.resol.com.br/textos/Tratamento%20chorume%20Gramacho.pdf>> Acesso em: 28 de setembro de 2015.

GODOY, H.; CORREA, A. R.; SANTOS, D. **Clima no Paraná**. In: INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ – IAPAR. Manual agropecuário para o Paraná. Londrina: IAPAR, 1976. p. 17-36.

GOMES, T. L. **Avaliação quali-quantitativa do percolado gerado no aterro controlado de Santa Maria - RS**. 2005. Dissertação, Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, Brasil, 2005. Disponível em: <<http://www.saneamentobasico.com.br/portal/wp-content/uploads/2013/02/AVALIA%C3%87%C3%83O-QUALI-QUANTITATIVA-DO-PERCOLADO-GERADO-NO-ATERRO-DA-CATURRITA.pdf>> Acesso em: 30 de agosto de 2015.

GOOGLE EARTH, 2015. Disponível em: <<https://www.google.com.br/maps/@-23.6189961,-52.64238,2290a,20y,180h/data=!3m1!1e3>> Acesso em: 09 de outubro de 2015.

HASAR, H., UNSAL, S. A., IPEK, U., KARATAS, S., CINAR, O., YAMAN, C., KINACI, C. **Stripping/Flocculation/Membrane Bioreactor/Reverse Osmosis Treatment of Municipal Landfill Leachate**, Journal of Hazardous Materials, V. 171, 2009, p. 309–317. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389409009133>> Acesso em: 05 de julho de 2015.

HOSSAKA, A. L. **Tratamento biológico de lixiviados de aterro sanitário, utilizando como pré-tratamento a remoção parcial de N-amoniaco por stripping**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, 2008. 107 p.

HOSSAKA, A.L. et al. **Avaliação da formação de nitritos em sistema de lodos ativados em batelada no tratamento de lixiviados de aterro sanitário visando a desnitrificação de via curta**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 25º, Recife. Anais. ABES, 2009.

HWANG, B. H; HWANG, K. Y.; CHOI, E. S.; CHOI, D. K., JUNG, J. Y. **Enhanced nitrite build-up in proportion to increasing alkalinity/NH₄₊ ratio of influent in biofilm reactor**. Biotech letters. 22, 1287-1296. Disponível em: <<http://link.springer.com/article/10.1023%2FA%3A1005645317410#page-1>> acesso em: 22 de novembro de 2015

IFEANYICHUKWU, M. J.; **New Leachate Treatment Methods. Master Thesis** - Department of Chemical Engineering, Lund University, Sweden, 2008, 77 p. Disponível em: <<http://www.vateknik.lth.se/exjobbR/E486.pdf>> Acesso em: 27 de julho de 2015.

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

JUNQUEIRA, L. C.; CARNEIRO, J. **Biologia Celular e Molecular**. 5 Ed. Editora Guanabara. Rio de Janeiro, RJ. 260 p. 1991.

KAYSER, K., KUNST, S. **Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging.** *Wat.Sci.Tech.*, v.51, n.9, pp. 177-184. 2005

KAWAHIGASHI, F. **Aplicabilidade do pós-tratamento de lixiviados de aterro sanitário por adsorção em carvão ativado granular e avaliação ecotoxicológica.** Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012.

KNAPP, J. S.; BROMLEY-CHALLONER, K. C. A. **Recalcitrant organic compounds. Leeds: The Handbook of Water and Wastewater Microbiology.** Great Britain. Academic Press. 559-595, 2003. Disponível em: <<http://w3.ualg.pt/~hgalvao/MicroMarinha/REadingMaterial/Handbook%20of%20Water%20and%20Wastewater%20Microbiology.pdf>> Acesso em: 15 de maio de 2015.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de estabilização.** Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1998. 244p.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. **The influence of thermal stratification on the hydraulic behavior of waste stabilization ponds.** *Water Science and Technology*, v. 45, n. 1, p. 41-48, 2002.

KJELDESEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. **Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review.** *Environmental Science and Tchnology*, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002. Disponível em: <<http://cues.rutgers.edu/bioreactor-landfill/pdfs/15-kjeldsenetall2002critreenvscilandfillleachat.pdf>> Acesso em: 18 de abril de 2015.

KUMAR, D., KHARE, M. & ALAPPAT. B. J. **Leachate generation.from municipal landfills in New Delhi.** 27th WEDC Conference, p. 161-164, Lusaka – Zâmbia, 2001.

LANGE, L. C.; ALVES, J. F.; AMARAL, M. C. S.; MELO JÚNIOR, W. R. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de Fenton.** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 11, p. 175-183, 2006. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v11n2/30478.pdf>> Acesso em: 15 de junho de 2015.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. **Geração e Características do Lixiviado.** In: GOMES, L. P. *Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras.* PROSAB 5 - Tema 3, v. 5, Rio de Janeiro: ABES, 2009, p. 27-59.

LIMA, D. F. **Tratamento conjugado de águas residuárias e lixiviado de aterro sanitário em Lagoas de Estabilização Rasas.** 95p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – MCTA, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande – PB, 2010.

LINS, E. A. M., **A Utilização da Capacidade de Campo na Estimativa do Percolado Gerado no Aterro da Muribeca.** Dissertação, Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/III-237.pdf>> Acesso em: 29 de agosto de 2015.

LINS, E. A. M.; JUCÁ, J. F. T. **A utilização da capacidade de campo na estimativa do percolado gerado no aterro da Muribeca.** 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005, Campo Grande, Brasil.

LINS, E. A. M., LINS, M. C. M.; LIMA, M. A. G. A.; ARAUJO, J. M.; JUCÁ, J. F. T. **Monitoramento de lagoas de estabilização do tratamento de chorume: aterro de Muribeca.** Pernambuco. 2005. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/III-237.pdf>> Acesso em: 12 de setembro de 2015.

LINS, M. C. M.; SOUZA, R. G.; LIMA, M. A. G. A.; ARAÚJO, J. M.; **Avaliação Quantitativa de Bactérias Desnitrificantes do Chorume da Estação de Tratamento do Aterro da Muribeca – PE,** In: III Congresso Nacional de Meio Ambiente, 131., 2004, Salvador – BA. Anais, , Salvador: UFBA, 2004, p.31-313.

LOUCKS, D. P.; VAN BEEK, E. **Model sensitivity and uncertainty analysis. Water resources systems planning and management.** UNESCO: 2005. p. 255–290.

MACHADO, R. dos S. **Avaliação da eficiência do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente por lagoas de estabilização.** 64 p. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis-SC, 2009. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/124334/44.pdf?sequencia=1&isAllowed=y>> Acesso em: 10 de outubro de 2015.

MARA, D. D. **Sewage Treatment in Hot Climates.** John Wiley & Sons, Chichester: UK, 1976.

MARINGONDA JUNIOR, A. **Remoção de Nitrogênio de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos empregando sistema de lodos ativados, composto por reator anóxico e aeróbio em série.** Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2008. Disponível em: <<http://www.uel.br/pos/enges/portal/pages/arquivos/dissertacao/43.pdf>> Acesso em: 06 de dezembro de 2015.

MARQUES, M. O.; MELO, W. J.; MARQUES, T. A. **Metais pesados e o uso de bio-sólidos na agricultura.** In: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. (ed.). *Bio-sólidos na agricultura.* São Paulo: SABESP, p. 365-403. 2001.

MARTINS, F. P., 2000. **Dimensionamento Hidrológico e Hidráulico de Passagens Inferiores Rodoviárias para Águas Pluviais.** Dissertação de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra. Disponível: <<http://repositorio.ipv.pt/bitstream/10400.19/482/1/Tese%20-%20Mestrado.pdf>> Acesso em: 05 de novembro de 2015.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E. **Uso de resíduos sólidos urbanos na agricultura e impactos ambientais.** In: XXVI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Rio de Janeiro, SBCS, 1997.

MENDONÇA, S. R. **Sistemas de lagunas de estabilizacion – como utilizar aguas residuales tratadas em sistemas de regadio**. McGraw-Hill. Colombia, 2000.

METCALF & EDDY. INC. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. 4. ed. New York: McGraw - Hill Book, 1815p. 2003.

MIWA, A. C. P. **Avaliação do sistema de tratamento de esgoto de Cajati, Vale do Ribeira de Iguape (SP), em diferentes épocas do ano**. 212 f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos (SP), 2007.

MIWA, A. C. P., FREIRE, R. H. F., CALIJURI, M. C. **Dinâmica de nitrogênio em um sistema de lagoas de estabilização na região do Vale do Ribeira (São Paulo)**. Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007, vol. 12, p. 169-180.

MONTEIRO, V. E. D. **Análises Físicas, Químicas, e Biológicas no Estudo do Comportamento do Aterro de Muribeca**. Tese de Doutorado, Recife, 2003.

MONTEIRO, V. E. D.; JUCÁ, J. F. T. e RÊGO, C. C. **Influência das condições climáticas no comportamento do aterro de resíduos sólidos da Muribeca**. Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa, 2001. Disponível em: < <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/resisoli/brasil/iii-125.pdf>> Acesso em: 04 de julho de 2015.

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

MORAVIA, W. G. **Estudos de Caracterização, Tratabilidade e Condicionamento de Lixiviados visando Tratamento por Lagoas**. Belo Horizonte. p.17-21, 2007.

MOURA, D. A. G. **Remoção de Amônia por Arraste com Ar de lixiviados de Aterros Sanitários**. Dissertação de Mestrado – Escola de Química / UFRJ, Rio de Janeiro, 2008.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Tradução TRIBE, C. J. Editora Guanabara Koogan S. A. Rio de Janeiro, RJ. 1998.

OLIVEIRA, A. C. D. G. **Bactérias Heterotróficas e Autotróficas envolvidas na Remoção de Nitrogênio de Lixiviado de Aterro Sanitário em Reator de Leito Móvel**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, 2012.

OLIVEIRA, L. R. **Metais pesados e atividade enzimática em latossolos tratados com lodo de esgoto e cultivados com milho**. Tese de Doutorado. Jaboticabal, FCAV, 2008. 108p.

PADILLA, R. S. **Aplicação de um modelo computacional tridimensional para estimativa de balanço hídrico em aterros sanitários**. 107f. Belo Horizonte. 2007. Disponível em: <

http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/bitstream/handle/1843/BUDB-8AUMQG/aplica_o_de_um_modelo_computacional.pdf?sequence=1> Acesso em: 20 de agosto de 2015.

PESSIN, N.; BRUSTOLIN I.; FINKLER, R. **Determinação da eficiência de tratabilidade de reatores biológicos para atenuação de carga orgânica presente no chorume proveniente de aterros sanitários.** In: IX SILUBESA - SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA ANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Bahia. Anais... Salvador, 2000.

PI, K. W., LI, Z., WAN, D. J., GAO, L. X. **Pretreatment of Municipal Landfill Leachate by a Combined Process, Process Safety and Environmental Protection**, v. 8, n. 7, 2009, p. 191–196. Disponível em: <http://www.researchgate.net/publication/238630466_Pretreatment_of_municipal_landfill_leachate_by_a_combined_process.Process_Saf_Environ> Acesso em: 05 de julho de 2015.

PRUSKI, F. F.; BRANDÃO, V. S.; SILVA, D. D. **Escoamento superficial**. 2. ed. Viçosa: UFV, 2004. 87p.

RENOU, S; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P., 2007, **Landfill leachate treatment: Review and opportunity**, Journal of Hazardous Materials, ELSEVIER. Disponível em: <http://www.researchgate.net/profile/Philippe_Moulin3/publication/5849948_Landfill_leachate_treatment_Review_and_opportunity/links/0c960517d21f3b2f85000000.pdf> Acesso em: 05 de agosto de 2015.

ROCHA, E. M. R. **Desempenho de um Sistema de Lagoas de Estabilização na Redução da Carga Orgânica do Percolado Gerado no Aterro da Muribeca (PE). Dissertação** (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.

RODRIGUES, L. S.; SILVA, I. J; SANTOS, R. L. H.; GOULART, D. B.; OLIVEIRA, P. R.; VON SPERLING, M. FONTES, D. O. **Avaliação de desempenho de lagoa de polimento para pós-tratamento de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento de águas residuárias de suinocultura.** Arq. Bras. Med. Vet. e Zootec., v.61, p.1428-1433, 2009. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/abmvz/v61n6/v61n6a24.pdf>> Acesso em: 25 de junho de 2015

SALBU, B.; STEINNES, E. **Trace elements in natural waters**, CRC: Florida, 1995.

SANEPAR. **Experiências no gerenciamento de aterros sanitários**. Diretoria de Meio Ambiente e Ação Social. Cianorte, 2014.

SATELES, W. P.; PAZ, F. E.; MEDRADO, S.; PASQUALETTO, A. **Eficiência das lagoas de estabilização da estação de tratamento de esgoto do parque Atheneu**, Goiânia, 2003. Disponível em: <<http://www2.ucg.br/nupenge/pdf/artigo007.pdf>> Acesso em: 02 de outubro de 2015.

SEAB – SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA E DO ABASTECIMENTO – DERAL – DEPARTAMENTO DE ECONOMIA RURAL. **Precipitações Mensais em milímetros – situação dos últimos 12 meses**. 2015.

SENTELHAS, P. C. **Agrometeorologia aplicada à irrigação**. In: MIRANDA, J. H.; PIRES, R. C. M. Irrigação. Piracicaba: Funep, 2001. p. 63-120.

SHIMADA, P. et. al. **Estudo de lagoas de estabilização para tratamento de esgoto doméstico**. Congresso ABES, 14, 1987.v.2, Tomo 1. P.27-57. Disponível em: < http://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_150_n_237.pdf> Acesso em: 04 de outubro de 2015.

SILVA, F. B. **Tratamento Combinado de Lixiviados de Aterros Sanitários / Fernanda Barbosa da Silva**. – Rio de Janeiro, 2009. UFRJ/EQ 2009.

SILVA, J. D. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por lagoas de estabilização em série: estudo em escala piloto**. 2007. 199 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

SILVA, S. A.; et al. **Nitrogen removal in pond systems with different configurations and geometries**. Wat. Sci. Tech., v. 31, n. 12, p. 321-330, 1995.

SILVA FILHO, P. A. da. **Diagnóstico operacional de lagoas de estabilização**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007. Disponível em: <<http://repositorio.ufrn.br:8080/jspui/bitstream/123456789/16020/1/PedroASF.pdf>> Acesso em: 20 de março de 2015.

SILVA, S. A.; MARA, D. D. **Tratamento Biológico de Águas Residuárias Lagoas de Estabilização**. Rio de Janeiro. ABES. 1979.

SISSINO, C. L. S.; MOREIRA, J. C. **Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil**. Cad. Saúde Pública, Rio de Janeiro, 1996. Disponível em: <<http://www.scielosp.org/pdf/csp/v12n4/0243.pdf>> Acesso em: 12 de fevereiro de 2015.

SOBRINHO, N. L. C. **Uma análise do balanço hídrico do aterro sanitário de Presidente Prudente**. 115 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Juiz de Fora. Viçosa, 2000. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/biogas/files/2014/01/sobrinho.pdf>> Acesso em: 16 de agosto de 2015.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. **Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil**. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte-MG, 2007.

STEINMANN, C. R., WEINHART, S., MELZER, A. (2003). **A combined system of lagoon and constructed wetland for an effective wastewater treatment**. Water Research, v. 37, pp. 2035-2042.

STUMM, W.; MORGAN, J. J.; **Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural Waters**. John Wiley & Sons, Inc.: New York, 1996, p. 1022.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 3.ed. Trad. de E.R. Santarém. Porto Alegre: Artmed, 2004. 719p.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S.A. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues**. New York: McGraw-Hill, 1993.

TORRES, P. et al. **Tratabilidade biológica de chorume produzido em aterro não controlado**. Eng. Sanit. e Amb., v.2, p.55-62, 1997.

TOZETTO, C. M. **Modelagem matemática de aterros sanitários com a simulação hidrológica da geração de lixiviado: estudo de caso do Aterro Sanitário de Curitiba**. Universidade Federal do Paraná – Curitiba – PR, 2008 - 154 pag.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 2 ed. Belo Horizonte. Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. Belo Horizonte. Universidade Federal de Minas Gerais, 2002.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. v.3. Lagoas de Estabilização. Belo Horizonte: DESAUFMG, 2009.

WARITH, M.A.; SHARMA, R. **Technical review of methods to enhance biological degradation in sanitary landfills**. Water Quality Research Journal of Canada, v. 33, n. 3, p. 417-437, 1998. Disponível em: <<http://connection.ebscohost.com/c/articles/8462067/technical-review-methods-enhance-biological-degradation-sanitary-landfills>> Acesso em: 05 de agosto de 2015.

WISZNIOWSKI, J., ROBERT, D., SURMACZ-GORSKA, J., MIKSCH, K., WEBER, J. V. **Landfill leachate treatment methods: A review**. Environmental Chemistry Letters, v. 4, p.51-61, 2006. Disponível em: <<http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10311-005-0016-z#page-2>> Acesso em: 18 de abril de 2015.

ANEXO I

Planta do Aterro Sanitário de Cianorte-PR plotada em formato A1

ANEXO II

Tabela 22 – Valores de medida de pH dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário

pH									
	Dia 1	Dia 15	Dia 42	Dia 56	Dia 70	Dia 113	Dia 148	Dia 183	Dia 217
Bruto	8	8,1	7,9	8	8	7,8	7,9	7,9	8
Lagoa 1	8,1	8,2	8,2	8,2	8,3	7,9	8,2	8	8,2
Lagoa 2	8,4	8,4	8,2	8,4	8,5	8,3	8,4	8,2	8,3
Lagoa 3	8,7	8,7	8,2	8,5	8,6	8,4	8,5	8,5	8,6

Tabela 23 – Valores de medida de alcalinidade dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário

Alcalinidade (mg CaCO ₃)									
	Dia 1	Dia 15	Dia 42	Dia 56	Dia 70	Dia 113	Dia 148	Dia 183	Dia 217
Bruto	4.449,29	5.918,83	5.253,94	5.057,43	5.522,44	4.430,65	4.927,32	4.691,53	4.825,72
Lagoa 1	4.305,30	5.453,83	2.325,86	3.088,75	2.333,48	4.785,55	3.874,97	3.989,37	4.281,47
Lagoa 2	1.954,87	2.118,34	2.175,09	1.797,07	2.176,79	2.236,08	2.285,01	2.291,98	2.138,13
Lagoa 3	1.687,22	1.676,21	1.782,08	1.615,52	1.828,67	1.904,90	1.741,28	1.973,51	1.811,94

Tabela 24 – Valores de medida de cor verdadeira dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário

Cor Verdadeira (UC)									
	Dia 1	Dia 15	Dia 42	Dia 56	Dia 70	Dia 113	Dia 148	Dia 183	Dia 217
Bruto	1.888	2.513	2.322	2.050	2.683	1.941	1.689	1.557	1.896
Lagoa 1	1.833	2.456	1.899	1.878	2.508	1.744	1.705	1.513	1.858
Lagoa 2	949	1.083	1.384	1.069	1.352	1.269	720	927	1.056
Lagoa 3	756	781	794	575	904	784	694	786	827

Tabela 25 – Valores de medida de cor aparente dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário

Cor Aparente (UC)									
	Dia 1	Dia 15	Dia 42	Dia 56	Dia 70	Dia 113	Dia 148	Dia 183	Dia 217
Bruto	3.879	4.307	3.989	4.122	4.502	4.128	3.448	3.681	3.889
Lagoa 1	3.558	3.942	3.611	3.786	4.023	4.043	3.350	3.341	3.631
Lagoa 2	2.816	2.916	2.978	3.021	3.135	3.369	2.595	2.831	3.035
Lagoa 3	2.428	2.854	2.322	2.735	2.883	2.825	2.337	2.755	2.825

Tabela 26 – Valores de medida de cloretos dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário

Cloretos (mg/L)									
	Dia 1	Dia 15	Dia 42	Dia 56	Dia 70	Dia 113	Dia 148	Dia 183	Dia 217
Bruto	1.869	2.298	1.928	2.134	2.212	2.475	1.923	1.736	1.811
Lagoa 1	1.953	2.232	1.742	1.978	1.989	2.152	1.846	1.571	1.628
Lagoa 2	1.436	1.466	1.379	1.527	1.494	1.397	1.298	1.457	1.320
Lagoa 3	1.250	1.400	1.197	1.492	1.278	1.198	1.023	1.183	1.269

Tabela 27 – Valores de medida de DBO Total dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário

DBO Total (mg/L)									
	Dia 15	Dia 42	Dia 56	Dia 70	Dia 113	Dia 148	Dia 183	Dia 217	
Bruto	798,0	907,9	1.160,5	1.032,3	1.129,5	871,9	510,3	226,1	
Lagoa 1	427,5	290,6	1.098,7	356,9	684,2	512,7	269,3	154,3	
Lagoa 2	44,1	50,9	69,4	72,9	84,2	53,2	63,0	57,0	
Lagoa 3	51,5	42,7	65,5	62,3	81,7	44,3	53,6	39,4	

Tabela 28 – Valores de medida de DBO Filtrada dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário

DBO Filtrada (mg/L)									
	Dia 15	Dia 42	Dia 56	Dia 70	Dia 113	Dia 148	Dia 183	Dia 217	
Bruto	646,5	868,3	995,0	885,9	986,7	632,5	440,1	90,4	
Lagoa 1	206,6	192,4	613,6	244,8	497,9	302,5	118,0	85,4	
Lagoa 2	24,9	12,4	10,0	22,4	21,4	13,9	42,1	12,0	
Lagoa 3	31,1	10,4	7,6	11,9	15,8	7,2	43,9	6,2	

Tabela 29 – Valores de medida de DQO Total dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário

DQO Total (mg/L)									
	Dia 1	Dia 15	Dia 42	Dia 56	Dia 70	Dia 113	Dia 148	Dia 183	Dia 217
Bruto	2.860,8	2.554,8	1.999,5	2.420,7	2.721,5	2.974,7	2.393,8	1.761,5	1.359,0
Lagoa 1	2.557,5	2.305,0	1.726,5	1.459,6	2.536,4	2.689,2	2.204,4	1.710,4	1.299,6
Lagoa 2	860,9	916,4	982,5	860,9	884,0	781,8	739,7	963,7	1.098,4
Lagoa 3	810,6	870,1	870,1	703,5	777,6	691,5	711,8	802,6	793,7

Tabela 30 – Valores de medida de DQO Filtrada dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário

DQO Filtrada (mg/L)									
	Dia 1	Dia 15	Dia 42	Dia 56	Dia 70	Dia 113	Dia 148	Dia 183	Dia 217
Bruto	2.444,25	2.045,8	1.592,2	2.107,5	2.230,9	2.412,4	1.985,4	1.282,4	962,5
Lagoa 1	1.742,40	1.644,7	572,6	1.256,6	1.829,8	2.072,8	1.761,9	1.140,8	915,3
Lagoa 2	453,60	537,9	423,3	465,4	494,8	421,1	382,6	486,2	505,7
Lagoa 3	334,60	396,2	418,7	425,8	443,6	336,4	311,3	399,5	326,8

Tabela 31 – Valores de medida de NKT dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário

NKT (mg/L)									
	Dia 1	Dia 15	Dia 42	Dia 56	Dia 70	Dia 113	Dia 148	Dia 183	Dia 217
Bruto	588,70	866,10	694,42	820,92	882,12	686,81	528,47	581,53	636,73
Lagoa 1	607,10	773,14	572,23	683,13	803,72	667,36	509,21	554,20	602,58
Lagoa 2	143,70	112,88	178,13	148,74	104,89	145,14	127,98	169,64	276,81
Lagoa 3	116,20	21,81	92,29	53,32	34,92	20,68	62,32	92,11	198,29

Tabela 32 – Valores de medida de N-amoniaco dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário

N-amoniaco (mg/L)									
	Dia 1	Dia 15	Dia 42	Dia 56	Dia 70	Dia 113	Dia 148	Dia 183	Dia 217
Bruto	342,99	425,10	402,34	397,02	449,37	319,57	306,39	362,32	398,11
Lagoa 1	260,87	369,96	324,19	283,78	372,22	218,18	194,73	285,26	329,49
Lagoa 2	40,01	48,02	52,23	41,27	49,46	77,07	51,48	58,62	93,52
Lagoa 3	20,74	13,04	17,20	11,94	14,21	33,79	27,26	38,27	51,77

Tabela 33 – Valores de medida de Nitrato dos 4 pontos de amostragem, durante os 217 dias de monitoramento de lixiviado de aterro sanitário

Nitrato (mg/L)									
	Dia 1	Dia 15	Dia 42	Dia 56	Dia 70	Dia 113	Dia 148	Dia 183	Dia 217
Bruto	5,90	8,40	4,60	5,10	6,20	4,40	4,10	4,90	5,30
Lagoa 1	4,50	6,10	3,10	3,90	4,90	3,90	2,90	4,20	3,60
Lagoa 2	0,00	2,30	0,00	0,00	1,30	2,40	1,80	2,90	1,10
Lagoa 3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,10	0,00

Tabela 34 – Valores de medida de Metais Pesados dos 4 pontos de amostragem

Metais Pesados (mg/L)						
	Cobre	Zinco	Cádmio	Chumbo	Cromo	Mercúrio
Bruto	0,03	0,21	0,00	0,01	0,19	0,00
Lagoa 1	0,02	0,22	0,00	0,01	0,19	0,00
Lagoa 2	0,01	0,09	0,00	0,00	0,08	0,00
Lagoa 3	0,08	0,07	0,00	0,00	0,07	0,00

ANEXO III

Página 2 [Índice na página 1](#)

AV. TIRADENTES, 3173 - LONDRINA - PR - BRASIL
 CEP 86072-000 - FONE/FAX (43) 3338-5738
 laborsolo@laborsolo.com.br - www.laborsolo.com.br

Solicitante : THAIS DE SOUSA LEMOS
Proprietário : THAIS DE SOUSA LEMOS
Propriedade : UEL / LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO ATERRO SANITARIO
Município : CIANORTE - PR

Data Entrada : 02/07/2015 **Data Saída** : 09/07/2015 **Cód. Lab.** : 26699/127682
Material : CHORUME **Cód. Interes.** : AMOSTRA 01

RESULTADO DE ANÁLISE

Análise	Determi- nação	<i>In Natura</i>	Base Seca (65° C)
Sólidos suspensos a 105° C		0,00 mg/L	* * *
Cobre total	Cu ⁺⁺	0,03 mg/L	* * *
Zinco total	Zn ⁺⁺	0,21 mg/L	* * *
Cádmio total	Cd	0,00 mg/L	* * *
Chumbo	Pb	0,01 mg/L	* * *
Cromo total	Cr	0,19 mg/L	* * *
Mercúrio Total	Hg	0,00 mg/L	* * *

Observações:

- Os resultados acima representam a amostra entregue ao Laboratório, pelo interessado.

OBS: LAUDO SOMENTE PARA CONSULTA



Solicitante : THAIS DE SOUSA LEMOS
Proprietário : THAIS DE SOUSA LEMOS
Propriedade : UEL / LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO ATERRO SANITARIO
Município : CIANORTE - PR

Data Entrada : 02/07/2015 **Data Saída** : 09/07/2015 **Cód. Lab.** : 26699/127683
Material : CHORUME **Cód. Interes.** : AMOSTRA 02

RESULTADO DE ANÁLISE

Análise	Determinação	In Natura	Base Seca (65° C)
Sólidos suspensos a 105° C		0,00 mg/L	* * *
Cobre total	Cu ⁺⁺	0,02 mg/L	* * *
Zinco total	Zn ⁺⁺	0,22 mg/L	* * *
Cádmio total	Cd	0,00 mg/L	* * *
Chumbo	Pb	0,01 mg/L	* * *
Cromo total	Cr	0,19 mg/L	* * *
Mercurio Total	Hg	0,00 mg/L	* * *

Observações:

- Os resultados acima representam a amostra entregue ao Laboratório, pelo interessado.

OBS: LAUDO SOMENTE PARA CONSULTA

Página 4 [Índice na página 1](#)

AV. TIRADENTES, 3173 - LONDRINA - PR - BRASIL
 CEP 86072-000 - FONE/FAX (43) 3338-5738
 laborsolo@laborsolo.com.br - www.laborsolo.com.br

Solicitante : THAIS DE SOUSA LEMOS
Proprietário : THAIS DE SOUSA LEMOS
Propriedade : UEL / LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO ATERRO SANITARIO
Município : CIANORTE - PR

Data Entrada : 02/07/2015 **Data Saída** : 09/07/2015 **Cód. Lab.** : 26699/127684
Material : CHORUME **Cód. Interes.** : AMOSTRA 03

RESULTADO DE ANÁLISE

Análise	Determi- nação	<i>In Natura</i>	Base Seca (65° C)
Sólidos suspensos a 105° C		0,00 mg/L	* * *
Cobre total	Cu ⁺⁺	0,01 mg/L	* * *
Zinco total	Zn ⁺⁺	0,09 mg/L	* * *
Cádmio total	Cd	0,00 mg/L	* * *
Chumbo	Pb	0,00 mg/L	* * *
Cromo total	Cr	0,08 mg/L	* * *
Mercurio Total	Hg	0,00 mg/L	* * *

Observações:

- Os resultados acima representam a amostra entregue ao Laboratório, pelo interessado.

OBS: LAUDO SOMENTE PARA CONSULTA



AV. TIRADENTES, 3173 - LONDRINA - PR - BRASIL
 CEP 86072-000 - FONE/FAX (43) 3338-5738
 laborsolo@laborsolo.com.br - www.laborsolo.com.br

Solicitante : THAIS DE SOUSA LEMOS
Proprietário : THAIS DE SOUSA LEMOS
Propriedade : UEL / LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO ATERRO SANITARIO
Município : CIANORTE - PR

Data Entrada : 02/07/2015 **Data Saída** : 09/07/2015 **Cód. Lab.** : 26699/127685
Material : CHORUME **Cód. Interes.** : AMOSTRA 04

RESULTADO DE ANÁLISE

Análise	Determi- nação	<i>In Natura</i>	Base Seca (65° C)
Sólidos suspensos a 105° C		0,00 mg/L	* * *
Cobre total	Cu ⁺⁺	0,08 mg/L	* * *
Zinco total	Zn ⁺⁺	0,07 mg/L	* * *
Cádmio total	Cd	0,00 mg/L	* * *
Chumbo	Pb	0,00 mg/L	* * *
Cromo total	Cr	0,07 mg/L	* * *
Mercurio Total	Hg	0,00 mg/L	* * *

Observações:

- Os resultados acima representam a amostra entregue ao Laboratório, pelo interessado.

OBS: LAUDO SOMENTE PARA CONSULTA