UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

LUDIMILA TURETTA

Estudo da tratabilidade de efluente de reator anaeróbio e lixiviado de
aterro sanitário utilizando o processo de lodos ativados

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos – 2011

Página intencionalmente deixada em branco

LUDIMILA TURETTA

Estudo da tratabilidade de efluente de reator anaeróbio e lixiviado de
aterro sanitário utilizando o processo de lodos ativados

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências (Engenharia Hidráulica e Saneamento).

Orientador: Prof. Tit. Jurandyr Povinelli

São Carlos – 2011

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

T935e	<p>Turetta, Ludimila</p> <p>Estudo da tratabilidade de efluente de reator anaeróbio e lixiviado de aterro sanitário utilizando o processo de lodos ativados / Ludimila Turetta ; orientador Jurandyr Povinelli. -- São Carlos, 2011.</p> <p>Dissertação (Mestrado-Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento) -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2011.</p> <p>1. Lixiviado. 2. Aterros sanitários. 3. Reator anaeróbio. 4. Remoção de matéria orgânica. 5. Remoção de nitrogênio. 6. Monitoramento microbiológico. I. Título.</p>
-------	---

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheira **LUDIMILA TURETTA**

Título da dissertação: **Estudo da tratabilidade de efluente de reator anaeróbio e lixiviado de aterro sanitário utilizando o processo de lodos ativados.**

Data da defesa: 14/09/2011:

Comissão Julgadora:

Prof. Titular **Jurandyr Povinelli (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Prof. Dr. **Luiz Antonio Daniel**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Prof. Dr. **Marcus Cesar Avezum Alves de Castro**
(Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"/UNESP/campus de Rio Claro)

Resultado:

APROVADO

APROVADO

APROVADO

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:
Prof. Titular **Edson Cezar Wendland**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Associado **Paulo Cesar Lima Segantine**

Página intencionalmente deixada em branco

Dedico este trabalho aos meus pais JONAS e MARILENE por todo amor, pelo esforço que fizeram e incentivo no caminho até aqui.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Tit Jurandyr Povinelli pela orientação, pelos importantes conhecimentos e ensinamentos transmitidos durante a realização deste trabalho.

A minha prima Claudia, pelo carinho e apoio em diversos momentos de minha vida.

A minha irmã Camila, pelo carinho e incentivo, mesmo que a distância.

Aos meus tios Carlos e Helena, pelo carinho e por todo o incentivo desde o início da minha vida acadêmica.

Ao Rodrigo Henrique de Paulo pelo companheirismo, apoio, paciência, incentivo e amor estando sempre ao meu lado nessa etapa final.

A Eloiza Pozzi pelos ensinamentos e pela disponibilidade da realização dos exames microbiológicos.

Aos técnicos do laboratório de saneamento: Júlio César Trofino, Paulo Fragiácomo, Natália e Maria Aparecida P. Viudes (Cidinha), pelos ensinamentos e pela amizade.

Ao técnico Roberto C. Bérghamo, pela amizade e disponibilidade em conduzir o veículo durante a realização das coletas;

Aos professores, funcionários e colegas do Departamento de Hidráulica e Saneamento, em especial à Sá, Rose e Pavi, pela ajuda preciosa e pela disponibilidade durante todo o mestrado.

Ao Prof. Luiz Daniel pelas valiosas sugestões e observações feitas no exame de qualificação e na defesa do mestrado.

A Profª Maria Bernadete A. Varesche pelas observações e sugestões feitas no exame de qualificação.

Ao Prof. Marcos Cezar de Castro Avezum pelas valiosas sugestões e colaboração feitas na defesa do mestrado.

A amiga Débora Faria Fonseca, pela amizade e carinho e pelo auxílio valioso. Sempre disposta a ajudar nos momentos em que precisei de apoio.

Ao amigo Rodrigo Córdoba pela amizade e disponibilidade nos desenhos em Auto Cad.

A grande amiga Nayara que sempre me incentivou, em busca da concretização de meus sonhos desde a graduação na UFV.

A amiga Daiane pela amizade, incentivo e convivência agradável.

A todos os amigos do SHS, em especial Aurélia, Liana, Tais, Aline, Tatiana, Luciano, Eloá e Solange pela agradável convivência e carinho.

Aos amigos e vizinhos, Camilo, Carlos Eduardo e Isac pela agradável convivência durante o primeiro ano de mestrado.

A Dona Dalva que considero minha vó de São Carlos por todo carinho, afeto e incentivo em todos os momentos que precisei de apoio.

Aos amigos da UFV, Anderson, Mayra, Tobias, Diana e Otaviana que apesar de distantes, estiveram sempre me incentivando para continuar.

A Prefeitura Municipal de São Carlos por permitir acesso ao aterro sanitário municipal.

Ao SAAE por permitir as coletas na ETE Monjolinho.

Aos operadores da ETE Monjolinho, em especial Felipe, Juscimar e Paulo pela ajuda durante as inúmeras coletas.

A Faber Castell por permitir a coleta do inóculo e aos funcionários Maciel e Adriano pela disponibilidade e auxílio durante as coletas.

A CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

A Fundação de Amparo à Pesquisa de São Paulo (FAPESP) pelo auxílio financeiro (Processo N° 2010/51955-2).

A SEREC (Serviços de Engenharia Consultiva) pelo incentivo para finalização do projeto.

A todos que contribuíram direta ou indiretamente para realização deste trabalho.

*“Não faz mal que seja pouco,
O que importa é que o avanço de hoje
Seja maior que o de ontem,
Que nossos passos de amanhã
Sejam mais largos que o de hoje.”*

Daisaku Ikeda

Página intencionalmente deixada em branco

RESUMO

TURETTA, L. **Estudo da tratabilidade de efluente de reator anaeróbio e lixiviado de aterro sanitário utilizando o processo de lodos ativados**. 2011. 103 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

Embora em alguns países como os europeus, o aterro sanitário como forma de disposição final de Resíduos Sólidos venha perdendo espaço, entre nós essa técnica é ainda largamente empregada. O lixiviado gerado nos aterros sanitários apresenta grande potencial poluidor, devido à presença de matéria orgânica, rica em substâncias húmicas e matéria inorgânica, representada especialmente pelos cloretos, nitrogênio amoniacal, entre outras substâncias. O presente trabalho visou, em linhas gerais, avaliar três proporções de mistura de lixiviado/efluente anaeróbio e as influências sobre o processo aeróbio (lodos ativados) em escala de bancada. Nessa pesquisa foram realizados ensaios de tratabilidade utilizando as proporções de 0% (controle), 2,5%, 10% e 20 % de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio em diferentes condições experimentais. Os resultados mostraram que as proporções de 10% e 20% de lixiviado nas condições experimentais foram prejudiciais ao sistema aeróbio de tratamento. Foram obtidos os melhores resultados em termos de eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal no reator alimentado com a proporção de 2,5% de lixiviado bruto, alcançando eficiência de remoção de DQO e nitrogênio amoniacal total (NAT) de 57% e 100%, respectivamente.

Palavras-chave: Lixiviado. Aterro sanitário. Reator aeróbio. Remoção de matéria orgânica. Remoção de Nitrogênio. Monitoramento microbiológico

ABSTRACT

TURETTA, L. **Treatability of the anaerobic effluent and landfill leachate using activated sludge process**. 2011. 103 p. Dissertation (Master) - School of Engineering of São Carlos, University of São Paulo, São Carlos, 2011.

The use of landfill as a disposal of solid waste has been avoided in some countries, especially in Europe. Nevertheless this technique is still widely used in Brazil. Leachate generated in landfills has great potential as pollutant due to presence of organic matter, humic substances in high concentrations and inorganic matter such as chlorides and ammonia nitrogen. This study aims to broadly assess effects of three levels of mixing of leachate/anaerobic effluent on aerobic process (activated sludge) in bench scale. Treatability tests were performed using proportions of 0% (control), 2.5%, 10% and 20% leachate added to anaerobic effluent under different experimental conditions. Results showed that proportions of 10% and 20% of leached were unfavorable to aerobic system treatment. The higher removal efficiency of organic matter and ammonia nitrogen was obtained in reactor fed with 2.5% of leachate (removal efficiency of COD and total ammonia nitrogen (TAN) were 57% and 100%, respectively).

Keywords: Leachate. Landfill. Aerobic reactor. Organic matter removal. Nitrogen removal. Microbial monitoring

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 a - Setor em preparação.....	26
Figura 1 b - Setor em execução (início).....	26
Figura 1 c - Setor em execução (meio).....	27
Figura 1 d - Aterro finalizado.....	27
Figura 2 - Disposição final dos resíduos sólidos no Brasil, em termos de porcentagem de massa total.....	28
Figura 3 - Esquema das torres de arraste.....	29
Figura 4 - Fluxograma ilustrativo dos procedimentos experimentais realizados durante a pesquisa.....	42
Figura 5 - Fotografia aérea do Aterro Sanitário de São Carlos (2007) adaptada de Vega Engenharia <i>apud</i> Contrera (2008).....	43
Figura 6 – Unidade de Mistura Rápida ETE Monjolinho – São Carlos – SP.....	44
Figura 7 - Perspectiva da célula de aeração.....	46
Figura 8 - Corte esquemático transversal.....	46
Figura 9 - Reator aeróbio utilizado durante a adaptação dos microrganismos aeróbios ao efluente anaeróbio sob aeração constante.....	47
Figura 10 - Célula de aeração com 4 aeradores de aquário com duas saídas de ar.....	49
Figura 11 - Lixiviado bruto (à esquerda) e o lixiviado alcalino (à direita).....	55
Figura 12 - Morfologias encontradas no lodo do ensaio preliminar: (a) microscopia de luz comum (b) microscopia de contraste de fase.....	56
Figura 13 - Morfologias encontradas no inoculo: (a) microscopia de luz comum (b) microscopia de contraste de fase.....	56
Figura 14 - Variação de DQO bruta e solúvel para Ensaio Preliminar para proporções de 0 (controle); 2,5; 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio.....	61
Figura 15 - Variação de DQO bruta e solúvel para Ensaio 1 para proporções de 0 (controle); 2,5; 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio	62
Figura 16 - Variação de DQO bruta e solúvel para Ensaio 2 para proporções de 0 (controle); 2,5; 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio.....	63

Figura 17 - Variação de COT para Ensaio Preliminar para proporções de 0 (controle); 2,5; 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio.....	66
Figura 18 - Variação de COT para Ensaio 1 para proporções de 0 (controle); 2,5; 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio.....	67
Figura 19 - Variação de COT para Ensaio 2 para proporções de 0 (controle); 2,5; 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio.....	68
Figura 20 - Variação da cor nos ensaios nas proporções de 0 (controle); 2,5; 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio.....	69
Figura 21 - Variação das formas de Nitrogênio para Ensaio Preliminar para proporções de 0 (controle); 2,5; 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio.....	71
Figura 22 - Variação das formas de Nitrogênio para Ensaio 1 para proporções de 0 (controle); 2,5; 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio.....	72
Figura 23 - Variação das formas de Nitrogênio para Ensaio 2 para proporções de 0 (controle); 2,5; 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio.....	73
Figura 24 - Variação das concentrações de SST para Ensaio Preliminar para proporções de 0 (controle); 2,5; 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio.....	75
Figura 25 - Variação das concentrações de SST para Ensaio 1 para proporções de 0 (controle); 2,5; 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio.....	76
Figura 26 - Variação das concentrações de SST para Ensaio 2 para proporções de 0 (controle); 2,5; 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio.....	77
Figura 27 - Protozoários observados no Ensaio Preliminar: (a) semelhante ao pedunculado (b) semelhante à livre (<i>Aspidisca</i>).....	79
Figura 28 - Bactérias observadas no Ensaio Preliminar: (a) semelhantes a cocos (b) semelhantes a bacilos.....	79
Figura 29 - Morfologias semelhantes a Zoogloea: (a) microscopia de luz comum (b) microscopia de contraste de fase.....	81
Figura 30 - Estrutura do floco Ensaio 1: (a) controle (b) 20% de lixiviado.....	82
Figura 31 - Estrutura do floco Ensaio 1: (a) 2,5% de lixiviado (b) 20% de lixiviado....	83

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características típicas do lixiviado dos aterros brasileiros.....	30
Tabela 2 - Eficiências típicas do processo de lodos ativados.....	36
Tabela 3 - Parâmetros de projeto lodos ativado como pós-tratamento.....	37
Tabela 4 - Microrganismos indicadores das condições de depuração em condições aeróbias.....	39
Tabela 5 - Acompanhamento das morfologias observadas para diferentes tempos de operação em cada ensaio.....	50
Tabela 6 - Protocolos usados para medição dos diversos parâmetros físico-químicos avaliados ao longo dos ensaios.....	51
Tabela 7 - Frequência de monitoramento dos parâmetros físico-químicos em cada Ensaio.....	51
Tabela 8 - Características físicas e químicas do efluente anaeróbio e do lixiviado bruto utilizado nos experimentos.....	52
Tabela 9 - Características físicas e químicas do lixiviado bruto e do lixiviado pré-tratado utilizado no Ensaio 2.....	54
Tabela 10 - Morfologias observadas no inóculo do Ensaio preliminar, Ensaio 1 e Ensaio 2 emprego com emprego do microscópio Olympus BX60	55
Tabela 11 - Concentração de sólidos no lodo do sistema de lodos ativados nos Ensaios.....	57
Tabela 12 - Resumo e desempenho do comportamento da DQO bruta no Ensaio Preliminar.....	58
Tabela 13 - Resumo e desempenho do comportamento da DQO bruta no Ensaio 1.....	59
Tabela 14 - Resumo e desempenho do comportamento da DQO bruta no Ensaio 2.....	59
Tabela 15 - Resumo e desempenho do comportamento do COT no Ensaio Preliminar.....	64
Tabela 16 - Resumo e desempenho do comportamento do COT no Ensaio 1.....	64

Tabela 17 - Resumo e desempenho do comportamento do COT no Ensaio 2.....	65
Tabela 18 - Morfologias observadas com emprego do microscópio Olympus BX60 no lodo do ensaio preliminar do reator aeróbio composto por 4 células de aeração com tempo de operação de 10 e 20 dias.....	78
Tabela 19 - Morfologias observadas com emprego do microscópio Olympus BX60 no lodo do ensaio 1 para tempo de operação do reator aeróbio composto por 4 células de aeração com tempo de operação de 1,9,16 e 20 dias.....	80
Tabela 20 - Morfologias observadas com emprego do microscópio Olympus BX60 no lodo do ensaio 2 para tempo de operação do reator aeróbio composto por 4 células de aeração com tempo de operação de 1 e 16 dias.....	82

LISTA DE ABREVIATURAS E SIMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
A ² /O	Processo aeróbio-anóxico-aeróbio
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT	Carbono orgânico Total
CT	Coliformes Totais
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
EESC	Escola de Engenharia de São Carlos
Eq	Equação
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LPB	Laboratório de Processos biológicos
LATAR	Laboratório de Tratamento Avançado e Reúso de Água
MG	Minas Gerais
NAT	Nitrogênio amoniacal total
ND	Não detectável
NO ₃ ⁻	Nitrato
NO ₂ ⁻	Nitrito
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
PO ₄ ⁻³	Fosfato
PROSAB	Programa de pesquisas de Saneamento Básico
RJ	Rio de Janeiro
RS	Rio Grande do Sul
SAAE	Serviço Autônomo de Água e Esgoto
SHS	Departamento de Hidráulica e Saneamento
SP	São Paulo
ST	Sólidos totais

STF	Sólidos totais fixos
STV	Sólidos totais voláteis
SST	Sólidos suspensos totais
SSF	Sólidos suspensos fixos
SSV	Sólidos suspensos voláteis
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
USP	Universidade de São Paulo
USEPA	Environmental Protection Agency

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	23
2.1 Objetivos Geral.....	25
2.2 Objetivos Específicos	25
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	26
3.1 Disposição de resíduos sólidos em aterros sanitários.....	26
3.2 Lixiviado: características e impactos ambientais	28
3.3 Tratamento combinado de lixiviado e esgoto sanitário	32
3.4 Processo de Lodos ativados.....	36
3.5 Lodos ativados como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios	37
3.6 Microbiologia do lodo ativado	38
3.7 Remoção biológica de nitrogênio	40
4. MATERIAL E MÉTODOS	42
4.1 Águas residuárias utilizadas nos experimentos	43
4.1.1 Lixiviado bruto	43
4.1.2 Efluente anaeróbio.....	43
4.1.3 Lixiviado pré-tratado	44
4.1.4 Mistura lixiviado e efluente anaeróbio	45
4.2 Instalação experimental	45
4.2.1 Características do reator aeróbio de bancada	45
4.2.2 Adaptação dos microrganismos.....	46
4.3 Ensaios de tratabilidade do efluente anaeróbio e de influência da adição do lixiviado, em reatores em batelada	48
4.3.1 Ensaio preliminar sem inoculação de lodo aeróbio, de efluente anaeróbio e lixiviado bruto	48
4.3.2 Ensaios com inoculação de lodo aeróbio, de efluente anaeróbio e lixiviado em diferentes condições	48
4.3.3 Operação e controle	49
4.3.4 Monitoramento físico-químico e microbiológico.....	50
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
5.1 Características das águas residuárias utilizadas nos experimentos	52

5.2	Características do inóculo utilizado nos experimentos.....	55
5.3	Resultados do monitoramento físico-químico dos ensaios	57
5.3.1	Considerações iniciais sobre os ensaios	—
5.3.2	Demanda química de Oxigênio	58
5.3.3	Carbono Orgânico Total	64
5.3.4	Série de Nitrogênio.....	69
5.3.5	Série de sólidos.....	74
5.4	Resultados do monitoramento microbiológico dos Ensaios.....	78
6	CONCLUSÕES.....	84
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	85
	Apêndice A – Monitoramento físico-químico	91

1. INTRODUÇÃO

Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2008, disponibilizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2008), o Brasil produz diariamente cerca de 260 000 toneladas de resíduos sólidos. Conforme a PNSB de 2008 64 % dos resíduos gerados, em peso, são dispostos em “aterro sanitário” no país. É importante ressaltar que os dados da pesquisa são obtidos por meio da aplicação de questionários pela rede de coleta do IBGE a entidades públicas e privadas do País que prestam serviço no setor de saneamento básico, podendo haver distorções nos dados fornecidos.

O aterro sanitário é uma forma de disposição final dos resíduos sólidos urbanos no solo, dentro de critérios de engenharia e normas operacionais específicas proporcionando o confinamento seguro dos resíduos. É sem dúvida, uma interessante alternativa de disposição final de resíduos sólidos para países em desenvolvimento, como o Brasil (BIDONE; POVINELLI, 1999).

Quando em operação, o aterro sanitário gera o lixiviado, água residuária de forte caráter poluidor devido à presença de matéria orgânica biodegradável e refratária (a exemplo das substâncias húmicas), cloretos, metais pesados e nitrogênio amoniacal, entre outras substâncias (BIDONE; POVINELLI, 1999).

O lixiviado de aterro sanitário vem sendo estudado em vários centros de pesquisas no Brasil (PROSAB, 2009) e, no exterior, a quantidade de publicações é bastante elevada. Porém dadas as características intrínsecas do resíduo, até o momento não se tem conhecimento de um processo que seja economicamente viável e que ao mesmo tempo o efluente desses processos atenda aos padrões de lançamento estabelecidos pela legislação vigente. Dentre esses processos, pode-se citar: os físico-químicos, biológicos, térmicos, barreiras químicas, fitoquímicos, entre outros.

As dificuldades encontradas para se tratar o lixiviado de aterros sanitários talvez se deva ao fato de que este é um problema relativamente novo na engenharia sanitária. Antes da década de 1970, o lixiviado não aparecia, uma vez que infiltrava por toda a extensão dos lixões, contaminando o subsolo, as águas superficiais e subterrâneas (SOUTO, 2009).

O tratamento combinado de lixiviado com esgoto sanitário tem sido empregado em diversos países do mundo. No Brasil, o tratamento combinado de lixiviado de aterros em estações de tratamento de esgoto sanitário vem sendo utilizado em São Paulo (SP), Porto Alegre (RS), Rio de Janeiro (RJ) e Juiz de Fora (MG) (BOCCHIGLIERI, 2005; CASTRO, 2001; FACCHIN et al, 2000; FERREIRA et al, 2007). No entanto, há muitos fatores que devem ser levados em consideração ao se adotar essa forma de “tratamento” como alternativa, uma vez que quantidades muito altas de lixiviado podem comprometer o sistema de tratamento existente e prejudicar a qualidade final do efluente produzido. Além disso, pode estar ocorrendo uma diluição do lixiviado no esgoto, exigindo que se desenvolvam pesquisas para procurar esclarecer essas questões.

Nesse contexto, o presente trabalho busca, em linhas gerais avaliar a eficiência do tratamento de efluente anaeróbio combinado com lixiviado de aterro sanitário bruto e pré-tratado com cal comercial. O conjunto de pesquisas poderá fornecer informações relevantes ao avaliar os volumes de lixiviado adicionados ao efluente anaeróbio que eventualmente podem causar prejuízos ao tratamento biológico proposto.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivos Geral

Avaliar a eficiência de um sistema de lodos ativados em batelada tratando a mistura de efluente proveniente de um reator anaeróbio (UASB) e com volumes variados de lixiviado (bruto e pré-tratado com cal).

2.2 Objetivos Específicos

- Verificar o efeito da adição de diferentes proporções volumétricas de lixiviado em diferentes condições no sistema de tratamento aeróbio proposto.
- Verificar a biodegradação de misturas lixiviado/efluente reator anaeróbio, em diferentes proporções, nos reatores em batelada em escala de bancada;
- Verificar os efeitos da adição de diferentes proporções de lixiviado na diversidade microbiana nos reatores aeróbios.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Disposição de resíduos sólidos em aterros sanitários

A ABNT (NBR 8419/1982) define aterro sanitário como “uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário”.

Santos (2010) desenvolveu uma sequência esquemática do processo de avanço de um aterro sanitário. Na Figura 1 (a, b, c, d) está apresentado um desenho esquemático da preparação e do avanço de um aterro sanitário.

Figura 1 a - Setor em preparação
Fonte: Santos (2010)

Figura 1 b - Setor em execução (início)
Fonte: Santos (2010)

Figura 1 c - Setor em execução (meio)
 Fonte: Santos (2010)

Figura 1 d - Aterro finalizado
 Fonte: Santos (2010)

Conforme apresentado na Figura 1 (a, b, c, d) trata-se de uma obra complexa de engenharia que deve obedecer a critérios normatizados de engenharia, que visam o confinamento dos resíduos sólidos em menor área e volume possíveis.

Nos aterros sanitários, a decomposição do resíduo ocorre mediante um conjunto de processos físicos, químicos e biológicos. Como se sabe, nos aterros sanitários tem-se uma fase gasosa, rica em biogás, uma líquida, constituindo o lixiviado e uma fase sólida formada pela matéria orgânica em decomposição, além dos resíduos inertes presentes nos resíduos sólidos.

Comparado a outras tecnologias como incineração e compostagem, o aterro sanitário é a forma predominante de disposição de resíduos sólidos em alguns países, como o Brasil. Em 2006, foram coletadas na China aproximadamente 148 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, cerca 91,4% foram depositados em aterros sanitários, 6,6% foram incinerados e 2,2% destinados a compostagem (ZHANG; TAN; GERSBERG; 2010)

Nos Estados Unidos ocorreram mudanças na forma de disposição dos resíduos sólidos em aterros sanitários. Segundo relatório publicado pela USEPA (2008) a porcentagem de resíduos sólidos aterrados em 1960 era 94% dos resíduos coletados. Em 2007, este índice foi reduzido para 54%.

No Brasil a destinação de resíduos em aterro sanitário vem sendo utilizada conforme apresentado na Figura 2. Na Figura 2 apresenta-se um retrato bastante otimista da disposição dos resíduos no Brasil. Entretanto vale lembrar que os dados

podem sofrer distorções já que questionários são aplicados pelo IBGE às entidades que prestam serviços de saneamento no país.

Figura 2 - Disposição final dos resíduos sólidos no Brasil, em termos de porcentagem de massa total.

Fonte: IBGE, 2008

A Lei nº 12.305 instituiu a Política Nacional dos resíduos sólidos no País. Esta Lei, recentemente sancionada em 02/08/2010, sugere o aterro sanitário como forma de disposição final ambientalmente adequada, de acordo com normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos.

Mesmo quando os resíduos são dispostos em aterro sanitário é necessário haver medidas de controle ambiental. O processo de decomposição da matéria orgânica produz o lixiviado que apresenta alto potencial poluidor, apresentando variações na composição química e na quantidade produzida. Este é dos passivos ambientais de muitos aterros sanitários.

3.2 Lixiviado: características e impactos ambientais

Os lixiviados de aterros sanitários podem ser definidos como o líquido proveniente da umidade natural e da água de constituição presente na matéria orgânica dos resíduos, dos produtos da degradação biológica dos materiais orgânicos e da água de infiltração na camada de cobertura e interior das células de aterramento, somado a

materiais dissolvidos ou suspensos que foram extraídos da massa de resíduos (LANGE; AMARAL, 2009).

A composição de lixiviado de aterros municipais exhibe variações temporais, locais e as concentrações de contaminantes variam em várias ordens de magnitude. Os componentes orgânicos biologicamente refratários (como substâncias húmicas), amônia e metais pesados são três problemas principais relativo ao tratamento e disposição do lixiviado (DENG; ENGLEHARDT, 2006)

Fortuny e Fuller (1981) relatam que as substâncias húmicas representam mais de 60% do carbono orgânico total encontrando em lixiviado de aterro sanitário. Urase et al (1997)¹ apud Santos (2010) afirmam que a alta recalcitrância dos lixiviados está associada à presença de compostos de elevada massa molecular com estruturas muito complexas como é o caso das substâncias húmicas.

O nitrogênio amoniacal, dada a sua toxicidade aos processos biológicos, requer especial atenção, sua remoção vem sendo estudada, em particular no Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos. Souto (2009) e Ferraz (2010) estudaram a remoção nitrogênio amoniacal (NAT) por arraste de ar (“stripping”). O estudo de arraste de amônia foi efetuado em torres de 15 cm de diâmetro e 1 m de altura útil, usando-se anéis de polietileno corrugado como material de recheio conforme apresentado na Figura 3.

Figura 3 - Esquema das torres de arraste
Fonte: Souto (2009)

¹ URASE, T., SALEQUZZAMAN, M., KOBAYASHI, S., MATSUO, K.Y.T e SUZUKI, N.(1997) Effect of High Concentration of Organic and Inorganic Matters in Landfill Leachate on the Treatment of Heavy Metals in Very Low Concentration Level. **Water Science Technology**. V. 36: 349–356.

Os resultados das pesquisas mostraram que torres aeradas permitem remoção praticamente total de NAT. Ferraz (2010) relatou que a torre recheada aerada removeu, em média 99 % da amônia presente no lixiviado.

Há muitos fatores que afetam as características do lixiviado, tais como: precipitação, variações climáticas sazonais, características do resíduo aterrado. Em particular, a composição do lixiviado varia em função da fase em que se encontra o aterro sanitário. Souto (2009) realizou extensa revisão bibliográfica focada em autores nacionais e construiu tabelas com características de aterros brasileiros. Na Tabela 1 se encontram listadas as principais características do lixiviado de aterros brasileiros na fase ácida e metanogênica. . Essa tabela pode ter útil na elaboração de projetos de tratamento de lixiviado e permite comparar as características do lixiviado de aterros brasileiros com dos aterros de países de clima temperado (SOUTO, 2009).

Tabela 1 - Características típicas do lixiviado dos aterros brasileiros

Parâmetros	Fase ácida		Fase metanogênica	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
pH	4,4	8,4	5,9	9,2
Alcalinidade Total (mg/L de CaCO ₃)	170	32 000	125	20 200
Turbidez (UNT)	100	540	0,02	620
Condutividade (µS/cm)	230	45 000	100	45 000
DBO (mg/L)	1	55 000	3	17 200
DQO (mg/L)	90	100 000	20	35 000
NTK (mg/L)	1,7	3 000	0,6	5 000
NAT (mg/L)	0,07	2 000	0,03	3 000
Nitrito (mg/L)	-	-	ND	70
Nitrato (mg/L)	ND	260	ND	270
Fósforo Total (mg/L)	ND	45	ND	80
Cloreto (mg/L)	275	4 700	20	6 900
ST(mg/L)	400	45 000	200	29 000
STV(mg/L)	78	26 700	75	20 700
STF(mg/L)	40	28 400	100	17 000
SST (mg/L)	10	7 000	7	12 400
Fe total (mg/L)	ND	1 400	0,01	720
Cd total (mg/L)	ND	0,1	ND	0,6
Cu (mg/L)	ND	0,8	ND	2,9
Cr (mg/L)	ND	1,2	ND	1
Mn total (mg/L)	ND	115	ND	30
Ni (mg/L)	ND	6,5	ND	1,4
Zn (mg/L)	ND	27	ND	35
Pb total (mg/L)	ND	1,5	ND	6,7
CT (NMP/100ml)	200	5 x 10 ⁷	ND	2 x 10 ⁸

ND = abaixo do limite de detecção; CT = coliformes termotolerantes

Fonte: Souto (2009)

Renou et al. (2008) afirmaram que as características do lixiviado de aterro sanitário geralmente podem ser representadas principalmente pelos parâmetros: DBO, DQO, relação DBO/DQO, pH, sólidos suspensos, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total kjeldahl e metais pesados.

O lixiviado contém altas concentrações de nitrogênio amoniacal; quando lançado em um corpo receptor sem prévio tratamento pode estimular a proliferação de algas e provocar o consumo de oxigênio dissolvido, prejudicando a biota do ecossistema aquático. Além disso, altas concentrações de nitrogênio amoniacal podem ser tóxicas aos microrganismos em sistemas biológicos de tratamento dessa água residuária.

Além de componentes orgânicos e inorgânicos, o lixiviado contém outras substâncias tóxicas, provenientes do eventual recebimento de resíduos industriais. Essas substâncias perigosas que esporadicamente existem na massa de resíduos sólidos podem causar danos ambientais se atingirem o lençol freático ou as águas superficiais, além de serem prejudiciais em caso de emissões de gases voláteis para a atmosfera. Esses efeitos danosos podem se estender à comunidade animal e vegetal aquática e aos seres humanos que dela se utilizam (LANGE; AMARAL, 2009).

Assim sendo, o lixiviado gerado em aterros sanitários é uma água residuária que pode provocar toxicidade aguda e crônica. Quando não tratado o lixiviado pode infiltrar e causar contaminação das águas subterrâneas e superficiais (DENG; ENGLEHARDT, 2006).

Testes de toxicidade utilizando vários organismos confirmaram os riscos potenciais de lixiviado produzido em aterro e a necessidade de seu tratamento. Bernard et al. (1996) estudaram a toxicidade aguda em amostras de lixiviado coletado em 27 aterros diferentes e utilizando várias espécies de organismos. Esses pesquisadores constataram que a toxicidade variou substancialmente de uma espécie para a outra, de um local para o outro, como também em função do tipo de aterro (lixiviado de resíduos industriais apresentaram-se mais tóxicos do que o de resíduos domésticos).

A administração de resíduos sólidos municipais constitui hoje um problema ambiental, econômico e social mundial, uma vez que a massa de resíduos vem crescendo mais rápido que a população do mundo. Além disso, exigências ambientais cada vez mais restritivas têm sido impostas para proteger os mananciais superficiais e subterrâneos, tornado o tratamento de lixiviado de aterro sanitário uma necessidade para proteção ambiental (RENOU et al., 2008)

3.3 Tratamento combinado de lixiviado e esgoto sanitário

Segundo QASIM & CHIANG (1994), os principais problemas inerentes ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários são decorrentes da alta recalcitrância do lixiviado, do alto potencial poluidor e de sua alta toxicidade.

O tratamento combinado de lixiviado com esgoto sanitário tem sido uma alternativa empregada em diversos países há alguns anos. Segundo Renou *et al.* (2008), as vantagens desse tipo de tratamento são a presença nitrogênio e fósforo, os baixos custos operacionais e sua fácil manutenção. No entanto, essa opção vem sendo questionada devido à presença de compostos orgânicos inibitórios com baixa biodegradabilidade e metais pesados que poderiam reduzir a eficiência das estações de tratamento.

Na Grécia, Diamadopoulos et al (1997) estudaram o tratamento combinado de lixiviado com esgoto sanitário na proporção volumétrica de 10% em um reator sequencial em batelada em escala de bancada. A mistura apresentava concentração média de DBO₅, DQO e NTK de 430 mg/L, 1090 mg/L e 133 mg/L respectivamente. Segundo os autores, foram alcançadas eficiência de remoção de 70 a 98% de DBO₅ e de 35 a 50% de nitrogênio total.

No aterro sanitário de Gaziantep, na Turquia são depositados resíduos sólidos urbanos e alguns tipos de resíduos industriais. Os pesquisadores Çeçen e Çakrroğlu, (2001) estudaram o tratamento combinado de lixiviado e esgoto sanitário em um sistema de lodos ativados em escala de bancada. As proporções de lixiviado variaram de 5 a 20%. A eficiência de remoção de DQO foi de 72% e 16% nas proporções de 10% e 20%, respectivamente. Quando foi realizado um tratamento prévio do lixiviado na proporção de 10%, a remoção de matéria orgânica aumentou de 72% para 85%. Com base nos dados dessa pesquisa, os autores recomendam que a proporção de lixiviado nunca exceda 20% do total da água residuária

Em Istambul Çeçen e Aktas (2001) avaliaram o tratamento combinado de lixiviado com esgoto sanitário com proporções volumétricas variando de 5% a 25%. Os pesquisadores também testaram a utilização de carvão ativado no tratamento combinado por meio de experimentos realizados utilizando reatores de lodos ativados em escala de bancada operados em batelada e fluxo contínuo. Segundo os autores, a qualidade do

efluente pode ser melhorada com adição de carvão ativado, se a adição de lixiviado em relação ao esgoto exceder 10%.

Castro (2001) estudou a viabilidade do lançamento lixiviados gerados no aterro de sanitário, localizado no município de Piracicaba-SP, na Estação de Tratamento de Esgoto que dispõe de sistema australiano de lagoas. A unidade piloto foi montada na própria estação e operada durante 18 meses, sendo avaliado o comportamento da eficiência para proporções crescentes de lixiviado em relação ao esgoto (0; 6; 11; 20 e 100%). Para as condições em estudo foram alcançadas eficiências média de remoção de DQO de 46, 49, 31, 28 e 21 respectivamente.

Na Polônia, Neczad et al (2007) estudaram o tratamento combinado em reatores sequenciais em batelada na proporção 1:9 em volume de lixiviado e esgoto, respectivamente. A eficiência de remoção de DQO foi de 86% quando não houve pré-tratamento do lixiviado. Porém, a eficiência de remoção de DQO aumentou para 92% quando o lixiviado foi pré-tratado por ultra-som.

Borghi et al (2003) estudaram o tratamento combinado utilizando um sistema de lodos ativados em escala de bancada. Nesse experimento foi utilizada a mistura de dois lixiviados com diferentes características, coletados em diferentes seções do aterro sanitário da cidade de Genova, Itália. Essa mistura de lixiviados apresentou pH médio de 8,0 e concentração média de NAT e DQO de 1020 e 1278 mg/L, respectivamente. O esgoto sanitário utilizado foi proveniente da estação de tratamento de esgotos de Punta Vagno no mesmo município e apresentou uma concentração média de DQO de 230 mg/L.

Inicialmente foram realizados ensaios preliminares em batelada, com proporções de 0,01 % a 0,20% da mistura lixiviado/esgoto utilizando lodo proveniente da Estação de Tratamento de Punta Vagno. Posteriormente, o sistema passou a ser operado em fluxo contínuo, utilizando o lodo aclimatado às misturas de lixiviado/esgoto. Foram testadas as proporções de 0,05 % a 0,20% da mistura lixiviado/esgoto que apresentaram variação de DQO de 270 a 450 mg/L e de NAT de 80 a 240 mg/L. Segundo os autores, foram alcançadas eficiências de remoção de NAT entre 84% e 88% e DQO de 67% a 76%. O melhor desempenho foi alcançado utilizando a proporção de 0,15% de lixiviado em relação ao esgoto e TDH de 4 horas.

Os pesquisadores indianos Chaudhari, Basheer e Farooqi (2007) estudaram o tratamento combinado utilizando um reator aeróbio de leito fixo submerso. Nesse estudo, o reator foi operado com TDH de 24 horas e alimentado com as seguintes

proporções de lixiviado: 0, 3, 5 e 8%. A eficiência de remoção de DQO diminuiu com aumento da porcentagem de lixiviado no reator: quando o reator foi alimentado somente com esgoto foram alcançadas eficiências de remoção de 90%. Porém, quando o reator foi alimentado com lixiviado nas proporções de 3,5 e 8%, foram alcançadas 75, 67 e 49%, respectivamente.

Na metrópole de Guangzhou, no sul da China, os pesquisadores Yu, Zhou e Weifeng Wang (2010) avaliaram de tratamento combinado do lixiviado do aterro sanitário municipal de Xingfeng, na estação de tratamento de esgoto de Guangzhou Datansha. Inicialmente, o estudo foi realizado em escala piloto utilizando uma tecnologia denominada A^2/O (processo aeróbio-anóxico-aeróbio). Foram estudadas diluições de 1:250, 1:350, 1:500 e 1:700. Segundo os autores, os resultados mostraram que a relação ideal foi de 1:500; as eficiências médias alcançadas de remoção de DQO, NAT e NTK foram de 82, 96 e 61%, respectivamente na planta piloto. Posteriormente, foi realizada a aplicação do sistema de tratamento proposto em escala real cujo desempenho foi semelhante ao apresentado na planta piloto.

Nos Estados Unidos, segundo Franco (2009), foi estimado que, no ano de 2000, quase 800 aterros de resíduos não perigosos descartavam o lixiviado gerado em sistemas públicos de tratamento de esgoto. Em países da comunidade européia, o lixiviado deve ser pré-tratado antes de ser descartado na rede de esgoto sanitário (WISZNIOWSKI et al, 2006).

No Brasil, o tratamento combinado do lixiviado de aterro sanitário em estações de tratamento de esgoto sanitário em escala real vem sendo utilizado em São Paulo (SP), Porto Alegre (RS), Rio de Janeiro (RJ) e Juiz de Fora (MG) (BOCCHIGLIERI, 2005; FACCHIN et al, 2000; FERREIRA et al, 2007).

Segundo Santos (2010), atualmente existem duas visões distintas em relação ao tratamento combinado de lixiviados de aterros sanitários com esgoto doméstico: uma delas proveniente de países desenvolvidos, com grande preocupação em relação ao alcance de metas bastante restritivas para o lançamento de efluentes tratados em corpos de água; e outra proveniente principalmente dos países em desenvolvimento, que possuem menos recursos para tratar um efluente tão complexo como os lixiviados. Assim, uma alternativa para o tratamento de lixiviado com custos bastante reduzidos e uma eventual perda na eficiência das estações de tratamento de esgotos até limites aceitáveis é realizar sua diluição na estação de tratamento de esgoto doméstica, em partes consideravelmente menores.

No Rio Grande do Sul, em Porto Alegre, Facchin et al (2000) avaliaram a eficiência do tratamento combinado em lagoas de estabilização tipo australiano na ETE LAMI durante 22 meses de monitoramento. O lixiviado foi adicionado, em média, na proporção de 3,2% do volume de esgoto a ser tratado. Segundo os autores, os resultados obtidos durante esse tempo de operação indicam que o tratamento combinado pode ser uma alternativa viável, principalmente em pequenas cidades onde os recursos são escassos.

No Rio de Janeiro, Franco (2009) avaliou o tratamento combinado de lixiviado e esgoto em uma planta piloto de lodos ativados, instalada na ETE de Icaraí/Niterói (RJ). O estudo foi desenvolvido em 3 fases; a planta piloto foi operada com as seguintes faixas de percentuais de lixiviado em relação ao volume de esgoto: 2,0 a 2,5%, 0,5 a 1,0% e 2,0 a 2,5%. Os resultados indicaram eficiência de remoção de DQO de 69, 76 e 72%, respectivamente.

Segundo a autora, houve uma eficiência de remoção de DQO de 73% com valor médio residual no efluente de 14 mg/L na fase II. Na fase III, a eficiência de remoção de DQO foi de 63% com valor médio no efluente de 16 mg/L. Nas fases I, II e III, as concentrações médias de NAT foram 96, 36 e 42 mg/L, respectivamente. Os resultados apresentam eficiências de remoção 82% e 97 % nas fases I e III respectivamente.

Também no Rio de Janeiro, Santos (2010) estudou o tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico em lagoas de estabilização com proporções volumétricas variando de 0,2% a 2%. Nesta pesquisa foram utilizadas lagoas facultativas, de maturação, aeradas e de sedimentação, contemplando duas linhas operacionais: linha I – lagoa facultativa + lagoa de maturação, com lixiviado do aterro de Gramacho; linha II – lagoa aerada + Lagoa de sedimentação, com lixiviado do aterro de Jericó.

De acordo com a autora, a linha II apresentou desempenho bastante superior em relação à linha I em todas as condições operacionais. Quando a linha II foi operada com TDH de 4,8 dias e com diluição de 2% de lixiviado em relação ao esgoto, foram alcançadas eficiências de remoção de DQO, DBO e NAT de 56, 55 e 84%, com concentrações efluente de 110, 49 e 15 mg/L respectivamente.

Várias pesquisas sobre tratamento combinado de lixiviado com esgoto sanitário tem sido realizadas no Brasil e no mundo. Porém ainda existem muitos questionamentos quanto às interferências que o lixiviado pode causar ao ser lançado em uma estação de tratamento de esgoto. Ainda não se sabe qual proporção volumétrica de lixiviado que

pode ser lançada nas estações de tratamento de esgoto que não cause prejuízos aos sistemas biológicos de tratamento.

Além disso, ainda não se tem informações que comprovam que compostos altamente recalcitrantes presentes no lixiviado como substâncias húmicas e fúlvicas são removidos no tratamento combinado. Pode estar ocorrendo diluição do lixiviado no esgoto que é uma água residuária facilmente biodegradável.

Não foram encontradas informações disponíveis sobre o tratamento combinado de lixiviado com efluente anaeróbio na configuração proposta para esta pesquisa.

3.4 Processo de Lodos ativados

O processo de lodos ativados originou-se na Inglaterra em 1914. Desde sua concepção, o princípio básico de remoção de matéria orgânica no sistema de lodos ativados não foi alterado. Ainda hoje se obtém a remoção de material orgânico contido nas águas residuárias colocando-as em contato com o lodo ativado e aerando a mistura. Entretanto, várias pesquisas fizeram contribuições importantes que melhoraram o desempenho do sistema de lodos ativados tanto em termos de eficiência de remoção de material orgânico como em termos da capacidade de tratamento por unidade de volume no sistema (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

Segundo Jordão e Pessoa (2005), o processo apresenta algumas vantagens e desvantagens. Entre as principais vantagens pode-se citar: maior eficiência de tratamento, maior flexibilidade de operação e menor área ocupada em relação à filtração biológica. No entanto, a operação é mais delicada, sendo necessário um completo controle de laboratório.

Na Tabela 2 são apresentadas as eficiências normalmente alcançadas no processo de lodos ativados.

Tabela 2 - Eficiências típicas do processo de lodos ativados

Características	DBO	SS
Efluente típico, mg/L	20 - 30	20 - 30
Remoção típica, %	85 - 95	85 - 95

Fonte: Jordão e Pessoa (2005)

3.5 Lodos ativados como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios

No começo da década de 80 iniciavam-se no Brasil estudos para a utilização do reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (reator UASB), desenvolvido na década anterior na Holanda (Lettinga e colaboradores), para o tratamento de esgoto sanitário. Por sua simplicidade, altas taxas de tratamento e eficiência bem maior que nos tratamentos primários (embora não equivalente ao tratamentos aeróbios), produzindo lodo já estabilizado e a um custo bastante atraente, os reatores UASB passaram a merecer a atenção de vários grupos de pesquisadores e engenheiros da área de tratamento de esgotos (ALEM SOBRINHO; JORDÃO, 2001)

Com a comprovação das vantagens econômicas decorrentes do uso de reatores anaeróbios para o tratamento de esgoto sanitário, mesmo quando associados a tratamentos complementares aeróbios, para se obter um efluente de melhor qualidade, e especialmente agora, em épocas de escassez de energia no país, o uso de reatores anaeróbios vem ganhando cada vez mais destaque (ALEM SOBRINHO; JORDÃO, 2001).

O sistema de lodos ativados quando utilizado como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios tipo UASB, pode ser uma alternativa bastante promissora, uma vez que no reator UASB ocorre alta taxa de remoção de material orgânico presente no esgoto sanitário (VON SPERLING, 2002). A Tabela 3 apresenta os principais parâmetros de projeto no tanque de aeração utilizados para o dimensionamento do processo de lodos ativados como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.

Tabela 3 - Parâmetros de projeto lodos ativado como pós-tratamento

Parâmetro	Valor
Idade do lodo (d)	6 a 10
Relação A/M (kg DBO/kg SSTA.d)	0,25 a 0,40
Tempo de detenção hidráulica (h)	3 a 5
Concentração de SSVTA (mg/L)	1100 a 1500
Concentração de SSTA (mg/L)	1500 a 2000
Relação SSV/SS no reator (-)	0,75 a 0,77

Fonte: Von Sperling (2002)

3.6 Microbiologia do lodo ativado

O lodo ativado é o floco produzido em um esgoto bruto ou decantado pelo crescimento de bactérias zooglêias ou outros organismos, na presença de oxigênio dissolvido e acumulado em concentração suficiente graças ao retorno de outros flocos previamente formados (JORDÃO; PESSOA, 2005).

Segundo McKinney (1962), o lodo ativado é formado principalmente por bactérias, fungos, protozoários, rotíferos, nematóides, sendo que as bactérias são as principais responsáveis pela estabilização da matéria orgânica e pela formação dos flocos. Os fungos são indesejáveis ao tratamento, porém em certas condições seu crescimento é favorecido pelas altas concentrações de carboidratos, pH baixo e deficiência nutricional.

De acordo com Vazollér (1989), o aspecto do lodo a microscópio em geral pode ser descrito da seguinte forma: as bactérias se agregam formando flocos biológicos, que também congregam bactérias filamentosas. Na superfície desses flocos fixam-se os protozoários sésseis, ciliados pedunculados ou peritríquias. Há protozoários que vivem em estreita ligação com os flocos, alimentando-se destes e mantendo-se sempre em torno deles, sem estar fisicamente ligados (ciliados hipotríquias). Por último, existem ciliados livres natantes, que se movem nos espaços entre os flocos, os flagelados e as amebas, podendo estes dois últimos estar preferencialmente na superfície do floco quanto no espaço entre eles, dependendo da espécie. Os micrometazoários (rotíferos e pequenos vermes) também se locomovem em geral no espaço entre os flocos.

A bactéria heterotrófica formadora do floco *Zoogloea ramigera* é frequentemente observada em sistema de lodos ativados (JENKIS et al, 2004). Segundo Vazollér (1989), *Zoogloea* forma massas gelatinosas, reconhecíveis ao microscópio, porque são estruturas dendríticas

Dentre os microrganismos filamentosos, *Sphaerotilus natans* é a mais comumente encontrada em lodos ativados, porém os dos gêneros *Thiothrix*, *Beggiatoa* e *Nocardia* são também observados (VAZOLLÉR, 1989). Segundo Metcalf e Eddy (2003), o intumescimento filamentoso do lodo (bulking) é causado principalmente pelo crescimento excessivo de bactérias filamentosas em sistemas de lodos ativados.

Os microrganismos envolvidos no processo de lodos ativados são identificados empregando-se observações microscópicas possibilitando verificar as condições de depuração do processo biológico. A Tabela 4 apresenta uma relação de microrganismos indicadores de condições de depuração.

Tabela 4 - Microrganismos indicadores das condições de depuração em condições aeróbias.

Microrganismos	Características do processo
Predominância de flagelos e Rizópodes	Lodo jovem, característico de início de operação, ou idade lodo baixa;
Predominância de Flagelados	Deficiência de aeração, má depuração e sobrecarga orgânica;
Predominância de Ciliados Pedunculados e Livres; presença de <i>Arcella</i>	Boas condições de depuração; Boa depuração
Presença de <i>Aspidisca costata</i> (Ciliado livre)	Nitrificação
Presença de <i>Trachelophyllum</i> (Ciliado livre)	Idade lodo alta
Presença de <i>Vorticela micróstoma</i> (ciliado pedunculado) e baixa concentração de ciliados livres	Efluente má qualidade
Predominância de anelídeos do gênero <i>Aelosoma</i>	Excesso de oxigênio dissolvido
Predominância de filamentos	Intumescimento do lodo

Fonte: Vazoller (1989)

Segundo Metcalf e Eddy (2003) mudanças nas características dos flocos podem fornecer informações sobre alterações nas características da água residuária ou algum problema operacional. De acordo com Jenkins et al (2003), observações microscópicas no lodo são mais valiosas quando analisadas em conjunto com outras análises físico-químicas.

Na Índia, Tyagi et al (2008) avaliaram a relação entre a densidade populacional de espécies indicadoras do grupo representativo dos protozoários ciliados e qualidade do efluente em duas estações de tratamento de esgoto. As estações eram operadas em condições diferentes: na ETE 1 – Sistema de lodos ativados convencional (capacidade 18000m³/d) e na ETE 2 – Sistema de lodos ativados com aeração prolongada (capacidade 14000m³/d).

Segundo os pesquisadores, o efluente da ETE 1 apresentou alta qualidade (DQO=37mg.L⁻¹; SS=17mg.L⁻¹, NAT =3 mg.L⁻¹ e turbidez=2,7 NTU) e foi encontrada

uma maior densidade de protozoários ciliados com predominância das espécies *Vorticella*, *Aspidisca*, *Chilodonella*, *Epistylis*, *Arcella*, *Opercularia* e *Litonotus* sp. Na ETE 2, o efluente apresentou qualidade inferior (DQO=68mg. L⁻¹; SS=80mg. L⁻¹; NAT=55mg. L⁻¹ e turbidez=12 NTU) e uma menor densidade de protozoários ciliados. Nesse estudo, os protozoários ciliados foram considerados importantes indicadores do processo de lodos ativados devido a sua associação com as características físico-químicas e operacionais.

3.7 Remoção biológica de nitrogênio

A remoção biológica de nitrogênio em águas residuárias envolve dois processos principais: nitrificação e desnitrificação.

A nitrificação ocorre na presença de oxigênio, sendo realizada em duas etapas por dois gêneros de microrganismos autotróficos, *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*.

Na primeira etapa, o amônio é oxidado a nitrito, como mostra a Equação (1).

Na segunda etapa, o nitrito é oxidado a nitrato, conforme a Equação (2)

A reação global simplificada da nitrificação é representada pela Equação (3).

Durante a oxidação do íon amônio ocorre considerável consumo de alcalinidade. Segundo Metcalf e Eddy (2003), 1 mg/L de amônia oxidada causa a destruição de 7,14 mg/L de alcalinidade expressa por CaCO₃.

Segundo Jordão e Pessoa (2005), a nitrificação pode ser afetada por vários fatores no processo de lodos ativados:

- Concentração de OD no tanque de aeração: a concentrações baixas, menores que 0,5 mg.L⁻¹, é possível que a nitrificação deixe de ocorrer; recomenda-se manter pelo menos 2,0 mg/L no tanque de aeração;

- Relação DBO e NTK afluente: a atividade das bactérias nitrificantes é reduzida nas relações acima de 5;
- Valor de pH: a nitrificação praticamente cessa em pH abaixo de 6,3, sendo melhor a faixa entre 7,2 e 8,6;
- Compostos orgânicos e inorgânicos podem apresentar efeitos contrários à nitrificação.

Em geral, a desnitrificação é realizada por organismos heterótrofos e ocorre sob condições anóxicas, no qual o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso. Esse processo de redução está apresentado de forma simplificada pela Equação (4).

Segundo VAN HAANDEL e MARAIS (1999), as condições necessárias para que o processo de desnitrificação se desenvolva no sistema de lodo ativado podem ser resumidas a seguir

- Presença de uma massa bacteriana facultativa;
- Presença de nitrato e ausência de OD no liquor misto;
- Condições ambientais adequadas para o crescimento dos microrganismos
- Presença do doador de elétrons (reduzidor de nitrato).

Por envolver a atuação de organismos heterótrofos, o processo da desnitrificação requer matéria orgânica como fonte de carbono para sua síntese celular. Essa fonte pode ser fornecida por fontes internas (esgoto ou material celular) ou externas (por exemplo, metanol) (METCALF, EDDY, 2003).

4. MATERIAL E MÉTODOS

Os experimentos foram realizados no Laboratório de Tratamento de Resíduos Orgânicos, em escala de bancada utilizando uma célula de aeração, composta por quatro câmaras de aeração que simula um sistema de lodos ativados.

O tratamento combinado do efluente anaeróbio e do lixiviado foi estudado realizando ensaios de tratabilidade em diferentes condições experimentais, no entanto em todos os ensaios, os reatores foram operados em batelada e alimentados com a mistura de 0%, 2,5%, 10% e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio. Os procedimentos experimentais realizados durante a pesquisa estão apresentados na Figura 4.

Figura 4 – Fluxograma ilustrativo dos procedimentos experimentais realizados durante a pesquisa.

4.1 Águas residuárias utilizadas nos experimentos

4.1.1 Lixiviado bruto

O lixiviado foi coletado no aterro sanitário do município de São Carlos (SP), na extremidade do sistema de drenagem, antes de entrar no conjunto de lagoas. A Figura 5 apresenta uma foto aérea do Aterro Sanitário de São Carlos.

Figura 5 - Fotografia aérea do Aterro Sanitário de São Carlos (2007) adaptada de Vega Engenharia *apud* Contrera (2008)

4.1.2 Efluente anaeróbico

O efluente anaeróbico utilizado para desenvolvimento dessa pesquisa foi coletado na Estação de Tratamento de Esgoto Monjolinho, localizada na cidade de São Carlos (SP), após o esgoto passar pelo tratamento primário (grades e caixa de areia) e pelo tratamento anaeróbico nos reatores UASB.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da adição do lixiviado num sistema de tratamento aeróbico posterior ao tratamento anaeróbico do esgoto sanitário. Para tanto, foi utilizado efluente anaeróbico de modo a garantir que o processo anaeróbico não fosse comprometido pela adição de lixiviado.

Na Figura 6 está apresentado o local de coleta do efluente anaeróbico proveniente dos reatores UASB.

Figura 6 - Unidade de Mistura Rápida ETE Monjolinho – São Carlos – SP

O efluente do reator anaeróbico foi coletado semanalmente na ETE Monjolinho e o lixiviado foi coletado sempre que se iniciava um novo ensaio. Após a coleta, os efluentes foram conduzidos ao Laboratório de Tratamento Avançado e Reúso de Águas (LATAR) da EESC, onde foram mantidos em refrigeração a 4 °C.

4.1.3 Lixiviado pré-tratado

A adição de cal comercial ao lixiviado bruto foi realizada de acordo com a metodologia adotada por Souto (2009) e Ferraz (2010). Para o procedimento de alcalinização, um litro de lixiviado foi transferido para um béquer e mantido sob agitação constante e monitoramento do pH. Em seguida foi adicionada cal comercial até que o pH fosse ajustado para valores próximos de 12.

Conhecendo-se a massa de cal comercial necessária para elevar o pH de 1 litro de lixiviado, estimava-se a quantidade necessária para elevar o pH de um volume maior de lixiviado que seria utilizado no experimento.

4.1.4 Mistura lixiviado e efluente anaeróbio

Para o estudo do tratamento combinado, ao efluente anaeróbio foi misturado o lixiviado nas proporções de 0 (controle), 2,5, 10 e 20% em diferentes condições. Em todos os experimentos foram empregadas essas proporções e o efluente anaeróbio foi utilizado como referência de comparação (controle) para avaliar a influência do lixiviado em diferentes condições no processo.

O lixiviado bruto, o lixiviado pré-tratado, o efluente anaeróbio e a mistura lixiviado/efluente anaeróbio, em cada proporção volumétrica, foram caracterizados no Laboratório de Saneamento da EESC de acordo com os procedimentos descritos no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005)

As variáveis físico-químicas utilizadas na caracterização das águas residuais foram: pH, condutividade, cor, cloretos, alcalinidade, DQO total, DQO solúvel, COT, NTK, nitrogênio amoniacal, fosfato total, série sólidos (ST,STF,STV,SST,SSF,SSV) e metais (Zn, Pb, Cd, Ni, Fe, Mn, Cu, Cr, Ag).

4.2 Instalação experimental

4.2.1 Características do reator aeróbio de bancada

A célula de aeração que reproduz um sistema de lodos ativados foi construída em acrílico transparente e encapada com papel alumínio para proteger do contato com a luz. É composta de quatro câmaras de aeração independentes com capacidade individual de 10 litros, com suas formas e dimensões indicadas nas Figuras 7 e 8. Essa unidade já foi utilizada em diversas pesquisas desenvolvidas no Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos.

Figura 7 - Perspectiva da célula de aeração

Figura 8 - Corte esquemático transversal

Fonte: Autora (2010)

Cada câmara da célula possui tanque de aeração e decantador no mesmo compartimento, separados por uma cortina fixa conforme indicado na Figura 7. O dreno (a) e a entrada de ar (c) mostrados na Figura 8 permaneceram vedados durante a realização da pesquisa e o dreno (b) foi utilizado para coleta de amostra no tanque de aeração. Esse módulo foi projetado de forma que cada uma das câmaras funcionasse de forma independente.

O ar foi introduzido na célula de aeração por meio de 4 aeradores de aquários com duas saídas e distribuído nas câmaras por meio de pedras porosas. A vazão de ar foi ajustada de maneira que a concentração de oxigênio dissolvido foi mantida sempre superior a 2 mg L^{-1} .

4.2.2 Adaptação dos microrganismos

A adaptação dos microrganismos aeróbios ao efluente anaeróbio foi realizada utilizando o lodo aeróbio proveniente do sistema de tratamento por lodos ativados da indústria FABER CASTELL LTDA, fábrica II – Cedrinho, localizada na cidade de São Carlos (SP), por apresentar boa sedimentabilidade e baixa concentração de microrganismos filamentosos.

A adaptação foi feita num reator com capacidade de 60 litros, no qual foram colocados 36 litros do efluente e 4 litros de lodo aeróbio. Essa mistura foi submetida à aeração e após 22 horas de aeração retiravam-se 20 litros do conteúdo do reator, descartando o sobrenadante após 2 horas de sedimentação. O lodo sedimentado era retornado ao reator e completava-se o volume com efluente anaeróbio. O procedimento foi repetido durante 5 dias, e esse tempo foi definido de acordo com exames microscópicos. A Figura 9 apresenta o reator utilizado durante a adaptação.

Figura 9 - Reator aeróbio utilizado durante a adaptação dos microrganismos aeróbios ao efluente anaeróbio sob aeração constante.

Durante a fase de adaptação, o oxigênio dissolvido foi mantido superior a 2 mg/L e não houve necessidade de correção de pH uma vez que os valores permaneceram próximos a 7.

4.3 Ensaios de tratabilidade do efluente anaeróbio e de influência da adição do lixiviado, em reatores em batelada

Nessa etapa, foi avaliado a biodegradabilidade da mistura de lixiviado e efluente anaeróbio. Foram realizados três ensaios com condições diferentes.

4.3.1 Ensaio preliminar sem inoculação de lodo aeróbio, de efluente anaeróbio e lixiviado bruto

Esse ensaio foi realizado em um reator com capacidade de 60 litros, no qual 40 litros de efluente anaeróbio foi submetido à aeração. Foram realizados exames microscópicos. Após 5 dias foi observada a presença de alguns microrganismos aeróbios que serão comentados na discussão dos resultados.

Esse efluente foi distribuído nas quatro câmaras de aeração e adicionados os volumes de lixiviado bruto correspondentes a cada uma das porcentagens em estudo.

4.3.2 Ensaios com inoculação de lodo aeróbio, de efluente anaeróbio e lixiviado em diferentes condições

4.3.2.1 Ensaio 1: ensaio de efluente anaeróbio e lixiviado bruto

O efluente anaeróbio previamente adaptado as condições aeróbias foi colocado nas câmaras de aeração e as proporções volumétricas de lixiviado bruto foram adicionadas.

4.3.2.2 Ensaio 2: ensaio de efluente anaeróbio e lixiviado pré-tratado

Nesse ensaio o sobrenadante do lixiviado pré-tratado, foi adicionado ao efluente anaeróbio previamente adaptado nas mesmas condições anteriores.

4.3.3 Operação e controle

Todos os ensaios descritos anteriormente foram operados da mesma maneira para permitir a comparação dos dados obtidos. A Figura 10 mostra o equipamento montado para realização dos experimentos.

Figura 10 - Célula de aerção com 4 aeradores de aquário com duas saídas de ar.

Durante os ensaios a totalidade da câmara funcionou como tanque de aerção. Por isso a sedimentação foi realizada em frascos de 1 litro, um para cada câmara, os quais desempenhavam a função de decantadores secundários. Os quatro reatores foram operados com ciclo de 24 horas e após 22 horas de aerção da mistura retiravam-se 1 litro do conteúdo de cada câmara, descartando o sobrenadante após 2 horas de sedimentação. O lodo sedimentado era retornado ao reator e completava-se o volume com a mistura lixiviado/efluente anaeróbio. A mistura era preparada diariamente para cada reator. A aerção nas câmaras não foi interrompida durante o período de sedimentação em nenhuma das etapas da pesquisa.

Os valores de pH do liquor foi ajustado para valores próximos de 7 com adição de uma solução de bicarbonato de sódio.

O oxigênio dissolvido e a temperatura foram monitorados diariamente com a utilização do aparelho modelo YSI 5100. Este equipamento foi calibrado utilizando o método de Winkler.

Cada ensaio deve duração de 20 dias e foi mantido um tempo de detenção hidráulico de 10 dias. A idade do lodo não foi controlada, não houve descarte de lodo durante a realização dos ensaios.

4.3.4 Monitoramento físico-químico e microbiológico

As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Saneamento da USP - Campus I e os Exames microbiológicos foram feitos no Laboratório de Processos Biológicos (LPB) no Campus II da USP, em São Carlos.

Os exames microbiológicos foram realizados por microscopia óptica. Foram realizados registros fotográficos de cada exame com a utilização do Microscópio Olympus BX60, acoplado à câmera com captura de imagem e software Image-Pro Plus. Os resultados foram expressos conforme apresentado no Tabela 5.

Tabela 5 - Acompanhamento das morfologias observadas para diferentes tempos de operação em cada ensaio.

Tempo de operação (dias)	
Material examinado	
Morfologias observadas	Bactérias filamentosas
	Bactérias em suspensão
	Bactérias coloniais (zoogléias)
	Bacilos
	Cocos
	Cistos protozoários
	Protozoários ciliados fixos
	Protozoários livre pedunculado
	Protozoários livre natante
	Protozoários flagelados
	Protozoários rastejantes
	Nematóides
	Ameba nua
	Tecamebas
	Rotíferos
	Fungos

Legenda :
 Ausentes –
 Frequência Baixa +
 Frequência Média ++
 Frequência Elevada +++

As técnicas empregadas para as análises físico-químicas seguiram os procedimentos descritos no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). A Tabela 6 apresenta os parâmetros físico-químicos monitorados, bem como os métodos utilizados.

Tabela 6 - Protocolos usados para medição dos diversos parâmetros físico-químicos

Parâmetros	Unidade	Protocolos
pH	-	4500 H ⁺ (B) APHA (2005)
Cor	PtCo	2120 (C) APHA (2005)
Condutividade	µS/cm	2510 (B) APHA (2005)
Cloreto	mg/L	4500 (C) APHA (2005)
Alcalinidade	mg/L CaCO ₃	2320 (B) APHA (2005)
DQO	mg/L O ₂	5210 (B) 4500 (O) APHA (2005)
COT	mg/L C	5310 (C) APHA (2005)
NTK	mg/L N	4500 (B) APHA (2005)
NAT	mg/L N	4500 (C) APHA (2005)
NO ₂ ⁻	mg/L N	4500 (I) APHA ^a e Mackereth (1978)
NO ₃ ⁻	mg/L N	4500 (B) APHA (2005)
PO ₄ ⁴⁻	mg/L PO ₄ ³⁻	4500 P (E e J) APHA (2005)
Serie sólidos	mg/L	2540 (D,E e F) APHA (2005)
Metais	mg/L ou mg/kg	3030 (F) e 3030 (D) APHA (2005)

^a apresentado em conjunto com o método de nitrato por análise de injeção de fluxo (FIA)

O pH, oxigênio dissolvido e a temperatura foram monitorados diariamente. A frequência com que os outros parâmetros foram monitorados encontra-se apresentada na Tabela 7.

Tabela 7 - Frequência de monitoramento dos parâmetros físico-químicos em cada ensaio

Parâmetros	Unidade	Tempo de operação (dias)			
		1°	5°	12°	20°
Alcalinidade	mg/L CaCO ₃	x	x	x	x
DQO bruta e solúvel ^a	mg/L O ₂	x	x	x	x
COT	mg/L C	x	x	x	x
NTK	mg/L N	x	x	x	x
NAT	mg/L N	x	x	x	x
NO ₂ ⁻	mg/L N	x	x	x	x
NO ₃ ⁻	mg/L N	x	x	x	x
Serie sólidos	mg/L	x	x	x	x
Fosfato Total	mg/L PO ₄ ³⁻	x	-	-	x
Cor	PtCo	x	-	-	-
Condutividade	µS/cm	x	-	-	x
Cloreto	mg/L	x	-	-	x
Metais	mg/L ou mg/kg	x	-	-	x

^a DQO solúvel (filtrada em membrana de diâmetro médio de poro de 1,2 µm).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Características das águas residuárias utilizadas nos experimentos

Os experimentos foram realizados no período de maio a setembro de 2010, na Tabela 8 estão apresentados os valores mínimos e máximos das características do efluente anaeróbio e do lixiviado bruto utilizados nessa pesquisa.

Tabela 8 - Características físicas e químicas do efluente anaeróbio e do lixiviado bruto utilizado nos experimentos.

Parâmetros	Efluente anaeróbio		Lixiviado Bruto	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
pH	6,5	6,9	8,3	8,4
Alcalinidade Total (mg/L)	241	301	9910	10942
Cloreto (mg/L)	78	81	3500	3250
Condutividade (μ S/cm)	841	847	22000	29000
DQO bruta (mg/L)	146	287	4232	5235
DQO solúvel (mg/L)	72	82	3938	4757
COT (mg/L)	62	81	3171	4070
PO ₄ ³⁻ Total (mg/L)	11	15	20	33
NTK (mg/L)	48	58	2203	2956
NAT (mg/L)	32	36	1980	2261
ST (mg/L)	505	569	13327	19235
STF (mg/L)	244	236	8761	9786
STV (mg/L)	261	333	4566	9449
SST (mg/L)	126	150	178	176
SSF (mg/L)	32	56	34	38
SSV (mg/L)	94	94	144	138
Zn (mg/L)	0,20	0,49	0,42	2,02
Pb (mg/L)	0,03	0,03	0,08	0,14
Cd (mg/L)	0,03	0,03	0,01	0,82
Ni (mg/L)	0,05	0,05	0,32	0,43
Fe (mg/L)	2,10	11,63	4,79	7,26
Mn (mg/L)	0,08	0,15	0,11	0,22
Cu (mg/L)	0,008	0,06	0,04	0,10
Cr (mg/L))	0,01	0,03	0,23	0,43
Ag (mg/L)	ND	0,02	0,04	0,09

ND não detectável

Nota-se que algumas características físicas e químicas do efluente anaeróbio variaram bastante durante esse período. Tal fato pode estar associado à ocorrência de

recirculação de lodo na ETE Monjolinho durante alguns períodos. Os resultados da análise de DQO do efluente anaeróbio mostram que ocorreu maior incremento de DQO bruta quando comparada com a DQO solúvel. Esse incremento de DQO bruta pode ser explicado pelo aumento da concentração de sólidos no efluente anaeróbio devido à recirculação de lodo na ETE.

Em relação aos metais do efluente anaeróbio, observa-se significativo aumento da concentração de ferro. Este fato pode estar associado à recirculação de lodo químico gerado no sistema de flotação da ETE, uma vez que um dos produtos químicos utilizados no sistema de flotação por ar dissolvido é o cloreto férrico.

Na caracterização do lixiviado bruto pode-se observar que se trata de uma água residuária com altas concentrações de poluentes, principalmente matéria orgânica e nitrogênio amoniacal (NAT). As concentrações de NAT são bastante elevadas podendo ser prejudiciais a sistemas biológicos de tratamento.

Conforme descrito em Material e Métodos (item 4) o lixiviado bruto foi pré-tratado com cal comercial para ser utilizado no Ensaio 2. A Tabela 9 mostra os resultados das determinações da caracterização do lixiviado bruto e do sobrenadante do lixiviado pré-tratado com cal. De acordo com os parâmetros analisados, pode-se observar que o lixiviado pré-tratado com cal comercial difere do lixiviado bruto em vários aspectos. Nota-se que ocorre diminuição da concentração de poluentes no lixiviado após passar pelo processo de alcalinização.

A adição de cal comercial ao lixiviado bruto promoveu uma significativa remoção de fosfato e nitrogênio amoniacal. Os resultados mostraram eficiência de remoção de NAT e fosfato de 32 e 70%, respectivamente. Segundo Metcalf e Eddy (2003), a precipitação de fosfato com a adição de cal ocorre devido ao seguinte mecanismo: quando adicionado à água residuária o $\text{Ca}(\text{OH})_2$ presente na cal reage com a alcalinidade presente no meio e precipita a carbonato de cálcio (CaCO_3). Com a elevação do pH a valor acima de 10, os íons de cálcio em excesso reagem com fosfato, como mostrado na Equação (5) e precipitam forma de $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$.

Tabela 9 - Características físicas e químicas do lixiviado bruto e do lixiviado pré-tratado utilizado no Ensaio 2.

Parâmetros	Lixiviado Bruto	Lixiviado Pré-tratado
pH	8,48	11,44
Alcalinidade Total (mg/L)	10942	7313
Cor (Ptco)	10050	2005
Cloreto (mg/L)	3250	4975
Condutividade (μ S/cm)	29	20
DQO bruta (mg/L)	4302	2842
DQO solúvel (mg/L)	4069	2284
COT (mg/L)	3180	918
PO ₄ ³⁻ Total (mg/L)	20	6
NTK (mg/L)	2461	1598
NAT (mg/L)	2197	1492
ST (mg/L)	19235	18738
STF (mg/L)	9786	9293
STV (mg/L)	9449	9445
SST (mg/L)	176	204
SSF (mg/L)	38	86
SSV (mg/L)	138	118
Zn (mg/L)	0,61	0,17
Pb (mg/L)	0,08	ND
Cd (mg/L)	0,82	ND
Ni (mg/L)	0,43	0,28
Fe (mg/L)	5,48	0,86
Mn (mg/L)	0,13	0,01
Cu (mg/L)	0,04	0,03
Cr (mg/L))	0,43	0,13
Ag (mg/L)	ND	ND

ND = não detectável

Em relação à concentração de matéria orgânica, nota-se que houve redução nos valores de DQO e COT. Foram alcançadas eficiência de remoção de DQO e NAT de 47% e 32%, respectivamente.

Os resultados das análises de metais mostram que em geral houve diminuição na concentração de metais no lixiviado pré-tratado com cal. Tal fato pode estar associado à precipitação dos metais devido ao aumento do pH.

O tratamento prévio do lixiviado com cal provocou mudança na coloração do lixiviado, como pode ser observado na Figura 11. Esse fenômeno também foi encontrado por Silva (2008), Souto (2009), Ferraz (2010) e Pasqualini (2010).

Figura 11 - Lixiviado bruto (à esquerda) e o lixiviado pré-tratado (à direita)

5.2 Características do inóculo utilizado nos experimentos

Na Tabela 10 apresenta-se resumidamente as morfologias observadas nos ensaios com emprego do microscópio óptico. Observa-se que no ensaio preliminar a diversidade microbiológica é menor do que nos ensaios em que foi feita inoculação de lodo aeróbio.

Tabela10 - Morfologias observadas nos inóculos do Ensaio preliminar, Ensaio 1 e Ensaio 2 com emprego do microscópio Olympus BX60.

Experimentos		Ensaio Preliminar	Ensaio 1	Ensaio 2
Material examinado		Lodo ETE ^a	Lodo Faber ^b	Lodo Faber ^b
Morfologias observadas	Bactérias filamentosas	-	+	+
	Bactérias em suspensão	+	+	+
	Bactérias coloniais (zooglías)	-	+	-
	Bacilos	+	++	++
	Cocos	+	++	++
	Cistos protozoários	-	-	-
	Protozoários ciliados fixos	+	++	++
	Protozoários livre pedunculado	+	-	++
	Protozoários livre natantes	-	-	-
	Protozoários rastejantes	-	++	++
	Protozoários flagelados	+	+	+
	Ameba nua	-	++	-
	Tecaamebas	-	+	+
	Nematóides	-	+	+
	Rotíferos	-	+	+
	Fungos	-	-	-

Legenda:

Ausentes –
 Frequência Baixa +
 Frequência Média ++
 Frequência Elevada +++

^a Lodo coletado após 5 dias de aeração do efluente anaeróbio coletado na ETE Monjolinho

^b Lodo aeróbio (inóculo) coletado no sistema de lodos ativados da indústria Faber Castell

No Ensaio preliminar não foi utilizado inóculo e na observação do lodo após 5 dias de aeração foram encontrados principalmente protozoários e bactérias. Na Figura 12 são ilustradas algumas morfologias encontradas durante a microscopia ótica sob luz comum e contraste de fase.

Figura 12 - Morfologias encontradas no lodo do ensaio preliminar: (a) microscopia de luz comum (b) microscopia de contraste de fase

O lodo proveniente do sistema de lodos ativados da FABER CASTELL foi utilizado como inóculo nos ensaios 1 e 2. Os resultados dos exames microscópicos mostram lodo estabilizado e com grande diversidade microbiana. Na Figura 13 são ilustrados o lodo estabilizado com presença de rotíferos durante a microscopia ótica sob luz comum e a presença de bactérias semelhante a bacilos encontradas sob contraste de fase. Os rotíferos são animais aeróbios, heterotróficos e multicelulares. São muito eficazes no consumo de bactérias dispersas e floculadas, e de pequenas partículas de matéria orgânica. A presença desses micrometazoários indica estabilização (MCKINNEY, 1962; JEKINS et al, 2003).

Figura 13 - Morfologias encontradas no inóculo: (a) microscopia de luz comum (b) microscopia de contraste de fase

Foi realizada também a determinação das concentrações de sólidos, cujos resultados estão apresentados na Tabela 11. Segundo Mendonça (2002), a razão SV/ST maior que 0,6 indica característica favorável para utilização como inóculo por apresentar elevada quantidade de matéria orgânica.

Tabela 11 - Concentração de sólidos no lodo do sistema de lodos ativados nos ensaios.

Parâmetro	Ensaio Preliminar	Ensaio 1	Ensaio 2
ST (mg/L)	516	9524	7904
STF (mg/L)	259	1970	2222
STV (mg/L)	257	7554	5682
STV/ST	0,50	0,79	0,72

5.3 Resultados do monitoramento físico-químico dos ensaios

5.3.1 Considerações iniciais sobre os ensaios

Os ensaios foram realizados em escala de bancada utilizando efluente anaeróbio proveniente da ETE Monjolinho. O tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e efluente anaeróbio foi estudado conforme descrito em Material e Métodos (item 4). A fase experimental foi dividida em três ensaios com diferentes condições experimentais.

A apresentação dos resultados será apresentada na forma de itens. Os resultados de todos os ensaios serão discutidos avaliando-se principalmente os parâmetros indicativos de remoção de matéria orgânica (DQO e COT) e a série de nitrogênio (NTK, NAT, nitrito e nitrato) que foram utilizados como indicadores principais na avaliação do tratamento combinado de efluente anaeróbio e lixiviado de aterro sanitário em diferentes condições. Os parâmetros pH e alcalinidade total também foram controlados. Quando necessário o pH foi controlado e mantido na faixa de 6,5 a 7,5. Segundo Metcalf e Eddy (2003) essa é a faixa ótima para o crescimento bacteriano.

Em todos os ensaios em que não foi adicionado lixiviado (controle) e nos que foi adicionado lixiviado na proporção de 2,5 % em relação ao efluente anaeróbio houve necessidade de correção de pH, provavelmente ocasionado pela geração de ácidos no processo de nitrificação. Segundo Van Haandel e Marais (1999) na nitrificação há produção de 2 moles de H^+ por mol de nitrato formado. Os resultados da série de nitrogênio serão discutidos na Série de Nitrogênio (item 5.3.4).

Ressalta-se que o pH do Ensaio 2, em que foi adicionado 10 e 20% de lixiviado pré tratado com cal não foi corrigido para não alterar os efeitos da adição no lixiviado ao efluente anaeróbio nessas condições. No Apêndice A encontram-se os valores de pH. É possível observar que nessas proporções o pH do reator permaneceu na faixa de 9,0 a 10, portando fora da faixa ótima de desenvolvimentos de microrganismos no sistema de lodos ativados. O pH pode ter comprometido o desempenho desses reatores nessas condições.

Parâmetros como condutividade, cor, cloreto, fósforo total, e metais foram quantificados esporadicamente, e desta forma não puderam fornecer uma sequência de informações que permitissem a conclusões. No Apêndice A encontram-se as Tabelas A1 a A 12, nas quais estão apresentados todos os resultados obtidos durante a realização dos ensaios.

5.3.2 Demanda química de Oxigênio

O comportamento da DQO no Ensaio Preliminar é apresentado na Figura 14 que contém os gráficos de DQO bruta e solúvel (filtrada em membrana de diâmetro médio de poro de 1,2 μm).

O Ensaio Preliminar foi realizado sem inoculação de lodo aeróbio. O objetivo deste ensaio foi avaliar as possíveis interferências da adição do lixiviado no lodo aeróbio que se desenvolveu durante a fase de adaptação. É possível observar nos gráficos que houve incremento de DQO bruta e solúvel nos resultados obtidos para o controle (Figura 14a). Tal fato pode estar associado ao crescimento de biomassa no controle conforme indicado na Figura 24a. As eficiências de remoção de DQO bruta nos reatores em que foi adicionado lixiviado bruto nas proporções de 2,5, 10 e 20% foram 7, 26 e 14 % respectivamente conforme apresentado na Tabela 12.

Tabela 12 – Resumo e desempenho do comportamento da DQO bruta no Ensaio Preliminar.

Proporções de lixiviado (%)	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Ef. (%)
0 (controle)	68	100	-47
2,5	178	165	7
10	456	337	26
20	804	689	14

Os resultados das análises de DQO bruta e solúvel obtidos estão apresentados na Figura 15 durante a realização do Ensaio 1 com inoculação de lodo aeróbio proveniente do sistema de lodos ativados da Faber Castell. As eficiências de remoção de DQO bruta nos reatores em que foi adicionado lixiviado bruto nas proporções de 0%, 2,5%, 10% e 20% foram de 63, 57, 27 e 35% respectivamente conforme apresentado na Tabela 13.

Tabela 13 – Resumo e desempenho do comportamento da DQO bruta no Ensaio 1.

Proporções de lixiviado (%)	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Ef. (%)
0 (controle)	65	24	63
2,5	187	80	57
10	522	379	27
20	1072	760	29

Ao se comparar esse Ensaio com o descrito no Ensaio Preliminar observou-se aumento da eficiência de remoção de DQO. Tal fato pode estar associado ao inóculo estabilizado com grande diversidade microbiológica que foi utilizada nesse experimento.

O Ensaio 2 foi realizado com a inoculação de lodo aeróbio e lixiviado pré-tratado com cal. Na Figura 16 estão apresentados os resultados das análises de DQO bruta e solúvel obtidos durante a realização do Ensaio 2. As eficiências de remoção de DQO bruta nos reatores em que foi adicionado lixiviado pré-tratado com cal apresenta-se na Tabela 14.

Tabela 14 – Resumo e desempenho do comportamento da DQO bruta no Ensaio 2

Proporções de lixiviado (%)	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Ef. (%)
0 (controle)	65	28	57
2,5	145	119	18
10	377	289	23
20	656	481	27

Nota-se nesse ensaio que o tratamento prévio do lixiviado não promoveu aumento em termos de eficiência de remoção de DQO quando comparado ao Ensaio 1 em que foi adicionado lixiviado bruto. Entretanto, ao final do tempo de operação de 20 dias a DQO bruta efluente nas proporções de 10 e 20% de lixiviado pré-tratado com cal foram de 289 mg/L e 481 mg/L respectivamente. No Ensaio 1, no qual a alimentação dos reatores foi feita com lixiviado bruto a DQO bruta nas proporções de 10 e 20%

foram de 379mg/L e 696 mg/L. Observou-se nessas condições que o Ensaio 2 com lixiviado pré-tratado com cal obteve um efluente com menor concentração de matéria orgânica, mesmo alcançando eficiência de remoção menor do que nos Ensaio 1.

Os resultados da DQO de amostras filtradas apresentaram comportamento similar aos da DQO das amostras não filtradas, apenas havendo início de decaimento mais rápido das amostras filtradas em algumas condições experimentais, o que é de se esperar por essa fração ser mais facilmente degradável.

Figura 14 - Variação de DQO bruta e solúvel para Ensaio Preliminar para proporções de 0 (controle); 2,5;10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio

Figura 15 - Variação de DQO bruta e solúvel para Ensaio 1 para proporções de 0 (controle); 2,5; 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio

Figura 16 - Variação de DQO bruta e solúvel para Ensaio 2 para proporções de 0 (controle); 2,5; 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio

5.3.3 Carbono Orgânico Total

Todas as determinações de COT foram realizadas com a amostra filtrada (membrana diâmetro médio de poro de 1,2 μm).

A variação na concentração de carbono orgânico total no Ensaio Preliminar está apresentada na Figura 17, que contém os gráficos para este parâmetro para as diferentes proporções de lixiviado bruto. As eficiências de remoção de COT nos reatores em que foi adicionado lixiviado bruto nas proporções de 0; 2,5; 10 e 20% foram de 73, 73, 30 e 35%, respectivamente. Nota-se na Tabela 15 que a adição de 2,5% de lixiviado em relação ao esgoto proporcionou a mesma eficiência de remoção do reator que foi alimentado somente com efluente anaeróbio. A concentração efluente de COT no 20º dia de operação foi de 14 e 34 mg/L para as proporções de 0% e 2,5% de lixiviado bruto.

Tabela 15 – Resumo e desempenho do comportamento do COT no Ensaio Preliminar.

Proporções de lixiviado (%)	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Ef. (%)
0 (controle)	52	14	73
2,5	126	34	73
10	350	246	30
20	595	444	25

No Ensaio 1 (Figura 18) observa-se que a eficiência de remoção de COT manteve-se novamente inalterada no controle e com a adição da proporção de 2,5% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio. Ressalta-se que nesses ensaios a eficiência de remoção foi de 78%, porém as concentrações de COT efluente para o controle e a proporção de 2,5% de lixiviado bruto foi 8 e 25mg/L conforme apresentado na Tabela 16. As eficiências de remoção de COT nas proporções de 10 e 20 % foram menores que no Ensaio Preliminar (19 e 18%, respectivamente).

Tabela 16 – Resumo e desempenho do comportamento do COT no Ensaio 1.

Proporções de lixiviado (%)	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Ef. (%)
0 (controle)	36	8	78
2,5	110	25	77
10	357	291	18
20	636	523	18

Quanto ao Ensaio 2 de acordo com os gráficos mostrados na Figura 19, os dados das análises realizadas no 1º dia de operação das amostras alimentadas com a proporção de 10 e 20% de lixiviado foram perdidos conforme apresentado nas Figuras 18c e 18 d as eficiências de remoção de COT nos reatores em que foi adicionado lixiviado pré-tratado nas proporções de 0; 2,5; 10 e 20% foram de 82, 73, 18 e 21%, respectivamente conforme apresentado na Tabela 17.

Tabela17 – Resumo e desempenho do comportamento do COT no Ensaio 2.

Proporções de lixiviado (%)	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Ef. (%)
0 (controle)	59	10	83
2,5	88	23	74
10	159	171	18
20	245	272	21

Nota-se que as concentrações de COT efluente quando foi adicionado lixiviado pré-tratado com cal foram menores do que as obtidas no Ensaio 1 com adição de lixiviado bruto. Os resultados mostram concentração de COT efluente no Ensaio 1 e 2 de 523 mg/L e 272 mg/L respectivamente para a proporção de 20% de lixiviado em diferentes condições.

Observa-se que nos reatores considerados como controle os valores de COT apresentaram tendência de redução com estabilização mais rápida dos demais reatores em que foi adicionado diferentes proporções de lixiviado.

De maneira geral, em todos os ensaios observou-se que ocorre diminuição da eficiência de remoção de COT à medida que a proporção de lixiviado aumenta em relação ao efluente anaeróbio.

Figura 17 - Variação de COT para Ensaio Preliminar para proporções de 0 (controle); 2,5; 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio

Figura 18 - Variação de COT para Ensaio 1 para proporções de 0 (controle); 2,5; 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbico

Figura 19 - Variação de COT para Ensaio 2 para proporções de 0 (controle); 2,5;10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio

5.3.4 Série de Nitrogênio

Durante todos os experimentos foi monitorada a série de nitrogênio de modo a avaliar a toxicidade do nitrogênio amoniacal total presente no lixiviado ao tratamento aeróbio proposto. No laboratório, as concentrações de nitrogênio na forma de amônia livre (N-NH_3) e nitrogênio na forma de íon amônio (N-NH_4^+) são determinadas em conjunto, não havendo uma metodologia que permita a sua separação para fins de análise. O valor medido, que corresponde à soma das concentrações das duas formas, recebe o nome de nitrogênio amoniacal. A determinação do percentual de nitrogênio amoniacal que corresponde a cada uma dessas formas é feita com base no pH do meio (SOUTO, 2009).

Foram determinadas as concentrações de nitrogênio total Kjeldal, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. O nitrito foi determinado utilizando-se duas metodologias: injeção de fluxo (APHA 2005) e Mackereth (1978). Os resultados das análises de nitrito com ambas as metodologias encontram-se no Apêndice A. Uma vez que alguns resultados das análises de nitrito obtidos pelas duas metodologias foram discrepantes, foi realizado um teste com solução padrão de nitrito de sódio para a escolha da metodologia mais adequada. Portanto, optou-se por discutir os resultados de acordo com os dados obtidos por meio da metodologia de Mackereth, por esse método ter apresentado resultados mais confiáveis.

Ressalta-se que as metodologias colorimétricas utilizadas na determinação de nitrito e de nitrato estão sujeitas a limitações e interferências. A cor presente nas amostras pode ter causado interferências significativas nessas análises, principalmente nos ensaios em que foi utilizado lixiviado bruto. Na Figura 20, apresenta-se o aspecto visual da coloração dos ensaios com as proporções em estudo de lixiviado bruto (à esquerda) e pré-tratado (à direita).

Figura 20 - Variação da cor nos ensaios nas proporções de 0% (controle), 2,5%, 10% e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio

Nota-se que o pré-tratamento do lixiviado promoveu significativa remoção de cor. Os resultados das análises de cor no 1º dia de operação em cada condição experimental encontram-se no Apêndice A.

As Figuras 21 a 23 apresentam as variações da concentração de nitrogênio total Kjeldal, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. Os resultados indicam a ocorrência de nitrificação em todos os ensaios na proporção de 2,5% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio (Figura 21b, Figura 22b e Figura 23b). Nessa condição, os resultados obtidos mostram que praticamente todo o nitrogênio amoniacal foi removido. É preciso destacar, porém, que parte da amônia pode ter sido removida por arraste (stripping), ou seja, nem toda a amônia foi oxidada a nitrito e a nitrato.

Nota-se que em todos os ensaios nas proporções de 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio praticamente não foi observada a ocorrência de nitrificação. Entretanto, foram alcançadas eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal de 37% para as proporções de 10e 20% no Ensaio Preliminar. Quanto à remoção de nitrogênio total Kjeldal, a maior eficiência de remoção alcançada foi de 43% na proporção de 20% de lixiviado pré-tratado em relação ao efluente anaeróbio.

Figura 21 - Variação das formas de Nitrogênio para Ensaio Preliminar para proporções de 0 (controle), 2,5; 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbico.

Figura 22 - Variação das formas de Nitrogênio para Ensaio 1 para proporções de 0 (controle); 2,5; 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio.

Figura 23 - Variação da formas de Nitrogênio para Ensaio 2 para proporções de 0 (controle); 2,5;10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio

5.3.5 Série de sólidos

Nos ensaios foram determinadas as concentrações de sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos e sólidos suspensos voláteis. Além disso, foram monitorados sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis cujos resultados encontram-se no Apêndice A, nas Tabelas A1 a A12.

No Ensaio Preliminar realizado sem adição de lodo aeróbio resultou em concentrações de sólidos suspensos menores que 100 mg/L em todas as condições, como pode ser observado na Figura 24. Observou-se que ao final do tempo de operação de 20 dias ocorreu crescimento de biomassa somente no controle (Figura 24a). Houve diminuição da concentração de biomassa em todas as proporções em que foram adicionados lixiviado bruto ao efluente anaeróbio. Esse decréscimo foi mais acentuado na proporção de 20% de lixiviado uma vez que a concentração de SST passou de 102 mg/L para 58 mg/L (Figura 24d).

Os Ensaios 1 e 2 foram realizados com a inoculação de lodo aeróbio proveniente do sistema de lodos ativados da Faber Castell. Os resultados desses ensaios estão apresentados nas Figuras 25 e 26. Observou-se que nos reatores alimentados com lixiviado bruto (Ensaio 1) e pré-tratado (Ensaio 2) houve diminuição da quantidade de sólidos suspensos em todas as condições, sendo que esse aumento foi mais acentuado no Ensaio 1.

Conforme mostrado nas Figuras 24 e 25, nesses ensaios nas proporções de 10% e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio a redução na quantidade de biomassa foi acentuada. No Ensaio 1, por exemplo, nessas proporções as concentrações de sólidos suspensos totais foi reduzida de 1042 e 1270 mg/L para 50 e 78 mg/L respectivamente.

Na proporção de 2,5% as concentrações de sólidos suspensos totais diminuiu de 1044 para 646 mg/L no Ensaio 1 (Figura 24b), e de 711 para 504 mg/L no Ensaio 2 após 20 dias de operação (Figura 25b).

Observou-se que à medida que houve aumento da proporção de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio, a quantidade de biomassa diminuiu drasticamente. Nesses ensaios, a diminuição acentuada da concentração de biomassa pode estar associada à toxicidade provocada pela adição de lixiviado ao sistema de tratamento aeróbio proposto.

Figura 24 - Variação das concentrações de SST para Ensaio Preliminar para proporções de 0 (controle); 2,5; 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio

Figura 25 - Variação das concentrações de SST para Ensaio 1 para proporções de 0 (controle); 2,5; 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio

Figura 26 - Variação das concentrações de SST para Ensaio 2 para proporções de 0 (controle); 2,5; 10 e 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbi

5.4 Resultados do monitoramento microbiológico dos Ensaio

Além do monitoramento físico-químico, foram realizados exames microscópicos de amostras de lodo retiradas de cada ensaio, para cada condição em estudo em diferentes tempos de operação. As Tabelas 18 a 20 apresentam resumidamente as morfologias observadas nas amostras de cada ensaio, por meio de microscopia óptica.

Conforme descrito anteriormente para o Ensaio Preliminar, o lixiviado foi adicionado após 5 dias de aeração do efluente anaeróbio. A Tabela 18 apresenta a frequência das morfologias encontradas para o Ensaio Preliminar.

Tabela 18- Morfologias observadas com emprego do microscópio Olympus BX60 no lodo do ensaio preliminar do reator aeróbio composto por 4 células de aeração com tempo de operação de 10 e 20 dias

Tempo de operação (dias)		10°				20°			
Material examinado		Controle	2,5%	10%	20%	Controle	2,5%	10%	20%
Morfologias observadas	Bactérias filamentosas	+	+	+	+	+	+	+	+
	Bactérias em suspensão	+	+	++	++	+	+	++	++
	Bactérias coloniais (zoogléias)	-	-	-	-	+	+	-	-
	Bacilos	+	+	+	+	+	+	+	+
	Cocos	+	+	+	+	+	+	+	+
	Cistos protozoários	+	+	+	+	+	-	-	-
	Protozoários ciliados fixos	+	-	-	-	+	-	-	-
	Protozoários livre pedunculado	-	-	-	-	++	++	-	-
	Protozoários livre natantes	-	-	-	+	-	-	-	+
	Protozoários rastejantes	-	-	-	-	-	-	-	-
	Protozoários flagelados	-	+	-	-	-	-	-	+
	Amebas	-	+	-	-	+	-	++	++
	Nematóides	-	-	-	-	-	-	-	-
	Rotíferos	-	-	-	-	-	-	-	-
	Fungos	-	-	-	-	-	-	-	-

Legenda: Ausentes –

Frequência Baixa +

Frequência Média ++

Frequência Elevada +++

Os exames microscópicos do lodo foram realizadas no 10° e 20° dia de operação dos reatores nas diferentes condições experimentais. Foi observada baixa diversidade microbiana durante os exames microscópicos. Na Figura 27 são observados protozoários semelhantes a ciliados pedunculados e livres observados sobre microscopia

óptica e iluminação comum encontrados no controle e na proporção de 2,5% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio. Segundo Valozzer (1989), a presença do protozoário livre *Aspidisca constata* é indicativa de ocorrência de nitrificação. Os resultados da série de nitrogênio confirmam a ocorrência de nitrificação no controle e na proporção de 2,5% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio.

Figura 27 - Protozoários observados no Ensaio Preliminar: (a) semelhante ao pedunculado (b) semelhante à livre (*Aspidisca*).

Durante todos os exames microscópicos de contraste de fase observou-se a presença de bactérias semelhantes a cocos e bacilos em todas as condições experimentais. Na Figura 28 é possível verificar as morfologias semelhantes a cocos e bacilos por meio de microscopia óptica de contraste de fase.

Figura 28 - Bactérias observadas no Ensaio Preliminar: (a) semelhantes a cocos (b) semelhantes a bacilos.

Na Tabela 17 apresenta-se a frequência das morfologias encontradas no Ensaio 1. As análises microscópicas foram realizadas para amostras do inóculo adaptado e para o 9º, 16º e 20º dia de operação dos reatores nas diferentes condições experimentais.

Tabela 19- Morfologias observadas com emprego do microscópio Olympus BX60 no lodo do ensaio 1 para tempo de operação do reator aeróbio composto por 4 células de aeração com tempo de operação de 1,9,16 e 20 dias

Tempo de operação (dias)		1 °		9º			16º				20º			
Material examinado		Inóculo ^a	Controle	2,5%	10%	20%	Controle	2,5%	10%	20%	Controle	2,5%	10%	20%
Morfologias observadas	Bactérias filamentosas	+	+	+	+	+	+	++	+	+	+	+	+	+
	Bactérias em suspensão	+	+	+	+	++	+	+	+	+	+	+	+	+
	Bactérias coloniais (zoogloas)	+	+	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-
	Bacilos	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Cocos	+	++	++	+	+	++	++	+	+	+	+	+	+
	Cistos protozoários	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
	Protozoários ciliados fixos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-
	Protozoários livre pedunculado	-	++	++	+	+	-	-	-	-	+	+	-	+
	Protozoários livre natante	-	-	-	++	++	+	+	-	-	+	-	-	-
	Protozoários flagelados	-	+	++	++	-	++	++	+	+	+	-	+	+
	Protozoários rastejantes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
	Nematóide	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ameba nua	-	+	+	-	+	+	-	-	+	-	+	-	-
	Tecameba	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Rotíferos	-	+	-	-	-	+	-	-	-	+	+	-	-
	Fungos	-	+	-	-	-	+	-	-	-	+	+	-	-

Legenda: Ausentes –

Frequência Baixa +

Frequência Média ++

Frequência Elevada +++

Durante a adaptação do inóculo aeróbio coletado ao efluente anaeróbio, as observações microscópicas indicaram que houve redução de diversidade microbiana. Tal fato pode estar associado ao aumento da concentração de sulfeto no efluente anaeróbio, cuja presença poderia ter provocado seleção de populações microbianas, subsistindo apenas aquelas que apresentam a capacidade de crescimento em ambiente redutor.

Em todos os exames microscópicos foi observada a presença da bactéria heterotrófica *Zoogloea* no controle e na proporção de 2,5% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio. Segundo Mendonça (2002), sua presença indica potencialidade de boa formação do floco. Na Figura 29 são ilustradas as morfologias semelhantes *Zoogloea* por meio de microscopia.

Figura 29 - Morfologias semelhantes a *Zoogloea*: (a) microscopia de luz comum (b) microscopia de contraste de fase

A Figura 30 mostra o floco encontrado no controle e na amostra retirada do Ensaio 1, com a adição de 20% de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio ao 16º dia de operação. Observa-se que a diversidade microbiana diminuiu à medida que foram aumentadas as proporções de lixiviado.

Figura 30 - Estrutura do floco Ensaio 1: (a) controle (b) 20% de lixiviado

Na Tabela 20 apresenta-se a frequência das morfologias encontradas no Ensaio 2.

Tabela 20 - Morfologias observadas com emprego do microscópio Olympus BX60 no lodo do ensaio 2 para tempo de operação do reator aeróbio composto por 4 células de aeração com tempo de operação de 1 e 16 dias

Tempo de operação (dias)		1 °		16°		
Material examinado		Inóculo ^a	Controle	2,5%	10%	20%
Morfologias observadas	Bactérias filamentosas	+	++	++	++	+
	Bactérias em suspensão	+	+	+	+	+
	Bactérias coloniais (zoogloas)	-	-	+	-	-
	Bacilos	+	+	+	-	-
	Cocos	+	+	+	-	-
	Cistos protozoários	-	-	-	-	-
	Protozoários ciliados fixos	-	+	++	-	-
	Protozoários livre pedunculado	++	+	+	-	-
	Protozoários livre natante	-	-	-	-	-
	Protozoários flagelados	+	+	++	+	+
	Protozoários rastejantes	+	+	+	-	-
	Nematoide	-	-	-	-	-
	Ameba nua	+	-	-	+	+
	Tecameba	+	+	+	+	+
	Rotíferos	++	-	-	-	-
	Fungos	-	-	-	-	-

Legenda: Ausentes –

Frequência Baixa +

Frequência Média ++

Frequência Elevada +++

Os exames microscópicos foram realizados para amostras do inóculo adaptado e do 16º dia de operação dos reatores nas diferentes condições experimentais. Observou-se novamente nesse ensaio que o aumento da proporção de lixiviado em relação ao efluente anaeróbio pode ter causado a diminuição da diversidade microbiana conforme mostrado na Figura 31.

Figura 31 - Estrutura do floco Ensaio 1: (a) 2,5 % (b) 20% de lixiviado

Além disso, o pH da mistura de lixiviado e efluente anaeróbio submetida a tratamento prévio com cal não foi corrigido para a faixa de pH ótimo para o crescimento dos microrganismos aeróbio antes de ser adicionado ao sistema biológico de tratamento proposto.

6 CONCLUSÕES

Com base nos resultados apresentados na seção anterior e observando-se as condições investigadas, é possível concluir que:

- Para a remoção de matéria orgânica, avaliada por meio dos parâmetros DQO e COT, o Ensaio 1 com o reator alimentado com 2,5% de lixiviado bruto apresentou melhores resultados, alcançando eficiência de remoção de COT e DQO de 77 e 57%, respectivamente.
- Em geral, a eficiência de remoção de COT e DQO dos reatores alimentados com as proporções de 10 e 20% de lixiviado nas condições em estudo foi baixa. A máxima eficiência de remoção de DQO foi de 29% para o reator alimentado com 20% de lixiviado bruto (Ensaio 1).
- Os reatores alimentados com a mistura lixiviado pré-tratado com cal e efluente anaeróbio em geral apresentaram menor concentração de COT efluente que os reatores alimentados com lixiviado bruto.
- Nos reatores alimentados com lixiviado, os resultados mostraram que a nitrificação ocorreu somente nos reatores alimentados com a proporção de 2,5% de lixiviado em todas as condições em estudo.
- As altas concentrações de nitrogênio amoniacal presente no lixiviado podem ter provocado efeito tóxico aos microrganismos aeróbios nos reatores alimentados com as proporções de 10 e 20% de lixiviado. Nessas condições, o nitrogênio amoniacal pode ter sido a principal causa da diminuição acentuada da concentração de biomassa e perda da diversidade microbiana.
- Em relação a diversidade microbiana, foi verificada redução da diversidade microbiana nos reatores alimentados com maiores proporções de lixiviado em estudo (10 e 20%).

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALÉM SOBRINHO, P. JORDÃO, E. P.; (2001). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Org.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – Uma análise crítica**. Rio de Janeiro: PROSAB/ABES, Cap. 9, p. 1-17.

APHA, AWWA. (2005) **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 21 ed., New York, WPCF.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (1982). **Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro:ABNT,1982. 7p.

BERNARD, C; GUIDO, P; COLIN, J; DÛ-DELEPIERRE, A. (1996). Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates--I. Determination of leachate toxicity with a battery of acute tests. **Chemosphere**, v. 33, n.11, p 2303-2320.

BIDONE, F.R.A. & POVINELLI, J. (1999) **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos**. São Carlos: EESC-USP. Projeto REENGE

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. (2006). Conselho Nacional do Meio Ambiente (2006). Resolução nº 375, 29 de agosto de 2006 Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências **Diário Oficial da União**, Brasília,D.F 29 de agosto de 2006

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. (2010). Lei nº 12.305, 02 de agosto de 2010 Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências **Diário Oficial da União**, Brasília, D.F 03 de agosto de 2010

BOCCHICLIERI, M. M. (2005) **A influência do recebimento de chorume dos aterros sanitários da Região Metropolitana de São Paulo nas estações de tratamento de esgotos do sistema integrado.** 177 f. Dissertação de Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo

BORGHI, D.A.; BINAGHI, L.; CONVERTI, A.; BORGHI, D.M. ;(2003) Combined Treatment of Leachate from Sanitary Landfill . **Journal Chemical and Biochemical Engineering** v.17 ,p.277–283

CASTRO, M.C.A.A (2001). **Avaliação de um sistema australiano de lagoas no tratamento conjunto de esgoto sanitário e líquidos percolados gerados em aterro sanitário.** 246 p. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação da Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Carlos.

ÇEÇEN, F.; ÇAKIROĞLU, D. (2001) Impact of landfill leachate on the co-treatment of domestic wastewater. **Journal Environmental Chemistry Letters**, v. 23, p. 821–826.

CECEN, F.; AKTAS,O. (2001). Addition of activated carbon to batch activated sludge reactors in the treatment of landfill leachate and domestic wastewater.**Jornal of Chemical Technology and Biotechnology**, v.76,p. 793-802

CHAUDHARI,J.R.; BASHEER,F.; I.H. FAROOQI.H.I;(2008) Combined Treatment of Landfill Leachate and Domestic Wastewater in Submerged Aerobic Fixed Film (SAFF) Reactor.**Asian Journal of Water Environment and Pollution** v. 5, n.2, p. 97-101

CONTREA, R.C. (2008) **Estudo da tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários em sistemas de reatores anaeróbios e aeróbio operados em bateladas sequenciais e em filtro biológico anaeróbio contínuo de fluxo ascentente** .789 p. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação da Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Carlos.

DENG, Y;ENGLEHARDT, J. D.(2006) Treatment of landfill leachate by the Fenton process.**Water Research**, v. 40, n.20, p. 3683-3694.

DIAMADOPOULOS, E.; SAMARAS P.; DABOU, X.; SAKELLAROPOULOS, G.P. (1997) Combined treatment of leachate and domestic sewage in a sequencing batchreactor, **Water Sci. Technol.** V. 36, n. 2-3, p.61–68.

DIAS, J.; LOPES, W. S; QUEIROZ, M.B.; CAMPOS, D. C.; OLIVEIRA, M. J.D.; BENTO, E. R.; ARAÚJO, P. T. (2007). Tratamento conjugado de lixiviado. In: Congresso Brasileiro de Química, 47, Natal, RN. **Anais eletrônicos**...Disponível em: <http://www.abq.org.br/cbq/2007/trabalhos/5/5-717-853.htm>. Acesso em: 13 nov.2009

FACCHIN, J.M.J; COLOMBO, M.C.R.; COTRIM, S.L.S.; REICHERT, G.A.(2000) Avaliação do tratamento combinado do esgoto e lixiviado de aterro sanitário na ETE Lami (Porto Alegre) após o primeiro ano de operação. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, Porto Alegre, RS. **Anais**...CD-ROM.

FERRAZ, F.M. (2010). **Recuperação da amônia liberada no processo de “air stripping” aplicado ao tratamento do lixiviado de aterros sanitários.** 129 p. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

FERREIRA, J.A.; MANNARINO,F.C.; MOREIRA, C.J.; ARIASM,L.R.A.;BILA,M.D. (2007) Avaliação da eficiência do tratamento combinado de lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos em estações de tratamento de esgoto usando ensaios ecotoxicológicos - estudo de casos. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24, Belo Horizonte, MG. **Anais**...CD-ROM

FORTUNY, A.J.; FULLER, H.W (1981) Humic Substances in Landfill Leachates: I. Humic Acid Extraction and Identification. **Journal Environmental Chemistry Letters**,v. 11,n.4,p 663-669.

FRANCO, R. S. O. (2009) **Avaliação da eficiência do tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico em estação de tratamento de esgoto.** 109 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

HERMOSILLA, D.; CORTIJO, M.; HUANG, C.P. (2009) Optimizing the treatment of landfill leachate by conventional Fenton and photo-Fenton processes. **Science of the Total Environment**, v. 407, n.11, p. 3473-3481.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa nacional de saneamento básico**. Apresentada em 2008. Disponível em:<www.ibge.gov.br>. Acesso em: 12 fev.2010

JENKINS,D.;RICHARD,G.M.;DAIGGER,T.G (2004) Manual on the causes and control of activated sludge bulking and forming,3^oed **Lewis Publishers Inc.** 190 p. Estados Unidos

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. (2005) **Tratamento de esgotos domésticos**. 4 ed..Rio de Janeiro: SEGRAC, 932 p

LANGE, C.L.; AMARAL, M.C.S. Geração e características do lixiviado. In: GOMES, L.P. **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para condições brasileiras**. Rio de Janeiro: PROSAB/ABES, 2009. 360 p.

MACKERETH, F.J.H; HERON, J; TALLING, J.F. (1978). **Water analysis: some revised methods for limnologists**. Cumbria. Freshwater biological association. Scientific publication n. 36.

MCKINNEY, R. E. (1962) **Microbiology for sanitary engineers**: McGraw-Hill 293 p

MENDONÇA, C. L.(2002) **Microbiologia e cinética de sistema de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito expandido**.240p.Tese de doutorado,Programa de Pós-Graduação da Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo,São Carlos

METCALF & EDDY(2003) INC **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4^a ed. International Edition. Revisada por TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F.L.; STENSEL,H.D. New York: McGraw-Hill, 819 p. (McGraw-Hill series in civil and environmental engineering).

NECZAJ, E.; KACPRZAK, M.; LACH, J.; OKONIEWSKA, E.; (2007) Effect of sonication on combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in SBR reactor. **Desalination** v.204, n.1-3, p. 227-233.

PASQUALINI, L.N.(2010) **Oxidação da material orgânica dos lixiviados de aterros sanitários por ozônio, peróxido de hidrogênio e radiação ultravioleta**. 144 p. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação da Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Carlos

POVINELLI, J; MATHEUS, C.E; FRAGIACOMO, P. (1989). Aclimação de um resíduo industrial. **Revista DAE** v. 49 n° 154,p. 24-28

QASIM S.R. e CHIANG W. (1994) **Sanitary Landfill Leachate – Generation, Control and Treatment**. Pennsylvania, 339p.

SANTOS, A. S. P. (2010). **Aspectos técnicos e econômicos do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em lagoas de estabilização**. 210 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – COOPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

RENOU, S; GIVAUDAN, J; G.POULAIN, S; DIRASSOUYAN, F, MOULIN, P. (2008) Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**,v. 150,n.3,p 468-493.

SOUTO, G.D.B. (2009) **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)**. 371 p. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação da Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Carlos.

TYAGI, V. K.; SUBRAMANIYAN, S.; KAZMI, A. A.; CHOPRA, A.K. (2008). Microbial community in conventional and extended aeration activated sludge plants in India. **Ecological indicators**, n.8, p. 550-554

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY.
Municipal Solid Waste in The United States – Health Issue Assessment. EPA530-R-08-010 U. S. Environmental Protection Agency, 2008. 177p.

VAN HAANDEL, A; MARAIS, G. (1999). **O comportamento do sistema de lodo ativado.** Campina Grande –PB. Editora epgraf 472 p.

VON SPERLING, M. (2002). **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Vol. 4. Lodos ativados. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. Belo Horizonte: Editora SEGRAC 415 p.

VON SPERLING, M.; HAANDEL, A. C. V.; JORDÃO, E. P.; CAMPOS, J. R.; CYBIS, L. F.; AISSE, M. M.; ALÉM SOBRINHO, P. (2001). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Org.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistema de lodos ativados.** Rio de Janeiro: PROSAB/ABES, Cap. 5 , p. 279-331.

VAZOLLER, R.F *et al.* (1989) **Microbiologia de lodos ativados.** São Paulo CETESB. Série Manuais 23 p.

ZHANG, Q.D. TAN, K.S.; GERSBERG, M.R.J; (2010). Municipal solid waste management in China: Status, problems and challenges **Journal of Environmental Management**.v. 91,n.8,p 1623-1633.

YU, J.; ZHOU, S.; WEIFENG WANG, W. ;(2010) Combined treatment of domestic wastewater with landfill leachate by using A2/O process. **Journal of Hazardous Materials**,v.178,n.15,p 81-88

WISZNIEWSKI, J.; ROBERT, D.; GORSKA, S.J.; MILKSCH, K.; WEBER, J.V. (2006) Landfill leachate treatment methods: A review. **Journal Environmental Chemistry Letters**, v.4, p. 51-61, 2007.

APÊNDICE A – Monitoramento físico-químico

A.1 Ensaio Preliminar Monitoramento físico-químico do reator aeróbio com adição de 0% de lixiviado bruto (controle) para tempo de operação de 1, 5, 12 e 20 dias.

Parâmetros	Tempo operação (dias)			
	1°	5°	12°	20°
pH	7,3	7,0	6,2	6,3
Alcalinidade Total (mg/L)	209	189	22	16
Condutividade (μ S/cm)	801	-	-	804
DQO bruta (mg/L)	68	79	118	100
DQO solúvel (mg/L)	36	60	96	68
COT (mg/L)	52	48	16	14
Fosfato Total (mg P-PO ₄ ⁻³ /L)	11	-	-	16
NTK (mg N/L)	42	29	2	30
NAT (mg N/L)	29	26	1	2
Nitrito (mg N/L) ^(a)	0,5	3,6	41,4	23,7
Nitrato (mg N/L)	0,8	1,6	7,3	7,1
ST (mg/L)	516	-	-	610
SF (mg/L)	259	-	-	315
SV (mg/L) ¹	257	-	-	295
SST (mg/L)	53	-	-	76
SSF (mg/L)	10	-	-	16
SSV(mg/L)	42	-	-	60
Zn (mg/L)	0,04	-	-	0,08
Pb (mg/L)	0,04	-	-	ND
Cd (mg/L)	ND	-	-	ND
Ni (mg/L)	ND	-	-	0,05
Fe (mg/L)	0,24	-	-	1,17
Mn (mg/L)	0,03	-	-	0,19
Cu (mg/L)	ND	-	-	ND
Cr (mg/L)	0,02	-	-	0,09
Ag (mg/L)	ND	-	-	ND
Zn (mg/kg) ^(b)	-	-	-	2193
Pb (mg/kg)	-	-	-	3
Cd (mg/kg)	-	-	-	1
Ni (mg/kg)	-	-	-	87
Fe (mg/kg)	-	-	-	53083
Mn (mg/kg)	-	-	-	420
Cu (mg/kg)	-	-	-	444
Cr (mg/kg)	-	-	-	182
Ag (mg/kg)	-	-	-	ND

^(a) Metodologia Mackereth (1978)

^(b) mg/Kg unidade de metais encontrados no lodo

ND não detectável

A.2 Ensaio Preliminar: Monitoramento físico-químico do reator aeróbio com adição de 2,5% de lixiviado bruto para tempo de operação de 1,5,12 e 20 dias.

	Tempo operação (dias)			
	1°	5°	12°	20°
pH	7,5	7,4	7,0	6,5
Alcalinidade Total (mg/L)	872	414	263	38
Condutividade (μ S/cm)	1450	-	-	1344
DQO bruta (mg/L)	178	164	156	165
DQO solúvel (mg/L)	133	142	143	162
COT (mg/L)	126	107	80	34
Fosfato Total (mg P-PO ₄ ⁻³ /L)	16	-	-	14
NTK (mg N/L)	101	76	43	36
NAT (mg N/L)	73	66	44	8
Nitrito (mg N/L) ^(a)	0,5	1,8	41,3	32,6
Nitrato (mg N/L)	1,0	1,1	6,3	13,3
ST (mg/L)	834	-	-	888
SF (mg/L)	449	-	-	470
SV (mg/L) ¹	385	-	-	418
SST (mg/L)	68	-	-	39
SSF (mg/L)	15	-	-	8
SSV(mg/L)	53	-	-	31
Zn (mg/L)	0,34	-	-	0,18
Pb (mg/L)	0,06	-	-	0,08
Cd (mg/L)	ND	-	-	0,01
Ni (mg/L)	0,03	-	-	0,08
Fe (mg/L)	0,60	-	-	1,09
Mn (mg/L)	0,05	-	-	0,09
Cu (mg/L)	0,01	-	-	0,01
Cr (mg/L)	0,07	-	-	0,11
Ag (mg/L)	ND	-	-	ND
Zn (mg/kg)	-	-	-	2063
Pb (mg/kg)	-	-	-	56
Cd (mg/kg)	-	-	-	7
Ni (mg/kg)	-	-	-	64
Fe (mg/kg)	-	-	-	40010
Mn (mg/kg)	-	-	-	573
Cu (mg/kg)	-	-	-	391
Cr (mg/kg)	-	-	-	190
Ag (mg/kg)	-	-	-	ND

^(a) Metodologia Mackereth (1978)

^(b) mg/Kg unidade de metais encontrados no lodo

ND não detectável

A.3 Ensaio Preliminar: Monitoramento físico-químico do reator aeróbio com adição de 10% de lixiviado bruto para tempo de operação de 1,5,12 e 20 dias.

Parâmetros	Tempo operação (dias)			
	1°	5°	12°	20°
pH	7,7	7,8	7,5	7,5
Alcalinidade Total (mg/L)	1180	1037	882	876
Condutividade (μ S/cm)	3,58	-	-	3,02
DQO bruta (mg/L)	456	422	347	337
DQO solúvel (mg/L)	378	342	332	313
COT (mg/L)	350	271	246	246
Fosfato Total (mg P-PO ₄ ⁻³ /L)	15			14
NTK (mg N/L)	248	198	152	181
NAT (mg N/L)	227	183	143	144
Nitrito (mg N/L) ^(a)	0,42	0,31	0,23	0,25
Nitrato (mg N/L)	2,27	4,53	1,72	0,04
ST (mg/L)	1902	-	-	1657
SF (mg/L)	1138	-	-	1096
SV (mg/L)	764	-	-	561
SST (mg/L)	75	-	-	51
SSF (mg/L)	17	-	-	23
SSV(mg/L)	58	-	-	28
Zn (mg/L)	0,10	-	-	0,06
Pb (mg/L)	ND	-	-	ND
Cd (mg/L)	ND	-	-	ND
Ni (mg/L)	0,02	-	-	0,08
Fe (mg/L)	1,77	-	-	2,14
Mn (mg/L)	0,08	-	-	0,09
Cu (mg/L)	0,02	-	-	0,01
Cr (mg/L)	0,07	-	-	0,12
Ag (mg/L)	ND	-	-	ND
Zn (mg/kg) ^(b)	-	-	-	1537
Pb (mg/kg)	-	-	-	ND
Ni (mg/kg)	-	-	-	41
Fe (mg/kg)	-	-	-	29219
Mn (mg/kg)	-	-	-	432
Cu (mg/kg)	-	-	-	279
Cr (mg/kg)	-	-	-	171
Ag (mg/kg)	-	-	-	ND

^(a) Metodologia Mackereth (1978)

^(b) mg/Kg unidade de metais encontrados no lodo

ND não detectável

A.4 Ensaio Preliminar: Monitoramento físico-químico do reator aeróbio com adição de 20% de lixiviado bruto para tempo de operação de 1,5,12 e 20 dias.

Parâmetros	Tempo operação (dias)			
	1°	5°	12°	20°
pH	8,0	8,4	8,3	8,2
Alcalinidade Total (mg/L)	2121	2217	1600	1572
Condutividade (μ S/cm)	6,09	-	-	5,10
DQO bruta (mg/L)	804	759	703	689
DQO solúvel (mg/L)	682	678	606	589
COT (mg/L)	595	479	456	444
Fosfato Total (mg P-PO ₄ ⁻³ /L)	14	-	-	17
NTK (mg N/L)	472	357	287	340
NAT (mg N/L)	428	338	272	269
Nitrito (mg N/L) ^(a)	0,37	0,23	0,12	0,14
Nitrato (mg N/L)	4,76	3,87	0,17	0,54
ST (mg/L)	2728	-	-	2714
SF (mg/L)	1887	-	-	1910
SV (mg/L)	841	-	-	804
SST (mg/L)	102	-	-	58
SSF (mg/L)	22	-	-	19
SSV(mg/L)	80	-	-	39
Zn (mg/L)	0,10	-	-	0,10
Pb (mg/L)	ND	-	-	ND
Cd (mg/L)	ND	-	-	ND
Ni (mg/L)	0,05	-	-	0,11
Fe (mg/L)	1,13	-	-	2,42
Mn (mg/L)	0,06	-	-	0,09
Cu (mg/L)	0,02	-	-	0,02
Cr (mg/L)	0,09	-	-	0,15
Ag (mg/L)	ND	-	-	ND
Zn (mg/kg) ^(b)	-	-	-	823
Pb (mg/kg)	-	-	-	ND
Ni (mg/kg)	-	-	-	27
Fe (mg/kg)	-	-	-	12947
Mn (mg/kg)	-	-	-	185
Cu (mg/kg)	-	-	-	115
Cr (mg/kg)	-	-	-	93
Ag (mg/kg)	-	-	-	ND

^(a) Metodologia Mackereth (1978)

^(b)mg/Kg unidade de metais encontrados no lodo

ND não detectável

A.5 Ensaio1: Monitoramento físico-químico do reator aeróbio com adição de 0% de lixiviado bruto (controle) para tempo de operação de 1,5,12 e 20 dias.

Parâmetros	Tempo operação (dias)			
	1°	5°	12°	20°
pH	6,5	6,5	5,9	6,2
Alcalinidade Total (mg/L)	135	12	8	10
Cor (PtCo)	102	-	-	-
Cloreto (mg/L)	78	-	-	74
Condutividade (μ S/cm)	805	-	-	702
DQO bruta (mg/L)	65	53	49	24
DQO solúvel (mg/L)	57	45	37	19
COT (mg/L)	36	10	8	8
Fosfato Total (mg P-PO ₄ ⁻³ /L)	12	-	-	10
NTK (mg N/L)	49	23	9	6
NAT (mg N/L)	19	4,0	1,3	ND
Nitrito (mg N/L) ^(a)	0,07	ND	ND	0,08
Nitrito (mg N/L) ^(b)	0,16	0,47	3,35	0,14
Nitrato (mg N/L)	35,82	24,33	31,46	12,27
ST (mg/L)	1493	1315	1286	1098
SF (mg/L)	642	560	511	529
SV (mg/L) ¹	851	755	775	569
SST (mg/L)	1076	770	720	508
SSF (mg/L)	318	224	228	146
SSV(mg/L)	758	546	492	362
Zn (mg/L)	0,18	-	-	0,10
Pb (mg/L)	ND	-	-	0,06
Cd (mg/L)	ND	-	-	0,03
Ni (mg/L)	ND	-	-	ND
Fe (mg/L)	2,37	-	-	0,28
Mn (mg/L)	0,07	-	-	0,04
Cu (mg/L)	0,02	-	-	ND
Cr (mg/L)	ND	-	-	ND
Ag (mg/L)	ND	-	-	ND
Zn (mg/kg) ^(c)	-	-	-	1356
Pb (mg/kg)	-	-	-	22
Cd (mg/kg)	-	-	-	ND
Ni (mg/kg)	-	-	-	38
Fe (mg/kg)	-	-	-	2687
Mn (mg/kg)	-	-	-	368
Cu (mg/kg)	-	-	-	332
Cr (mg/kg)	-	-	-	83
Ag (mg/kg)	-	-	-	4

^(a) Metodologia Mackereth (1978); ^(b) Metodologia 4500 (I) APHA

^(c) mg/Kg unidade de metais encontrados no lodo; ND não detectável

A.6 Ensaio1: Monitoramento físico-químico do reator aeróbio com adição de 2,5% de lixiviado bruto para tempo de operação de 1,5,12 e 20 dias.

Parâmetros	Tempo operação (dias)			
	1°	5°	12°	20°
pH	7,6	6,4	6,1	5,8
Alcalinidade Total (mg/L)	402	20	17	10
Cor (PtCo)	245	-	-	-
Cloreto (mg/L)	135	-	-	124
Condutividade (μ S/cm)	1459			1517
DQO bruta (mg/L)	187	132	116	80
DQO solúvel (mg/L)	162	122	105	72
COT (mg/L)	110	30	26	25
Fosfato Total (mg P-PO ₄ ⁻³ /L)	12	-	-	10
NTK (mg N/L)	103	46	9	10
NAT (mg N/L)	73	23	1	1
Nitrito (mg N/L) ^(a)	5,67	ND	ND	ND
Nitrito (mg N/L) ^(b)	0,07	0,16	5,62	1,06
Nitrato (mg N/L)	12,94	54,98	68,02	92,75
ST (mg/L)	1924	1714	1668	1197
SF (mg/L)	906	700	547	809
SV (mg/L) ¹	1018	1014	1121	388
SST (mg/L)	1044	914	572	626
SSF (mg/L)	284	392	160	164
SSV(mg/L)	760	522	412	462
Zn (mg/L)	0,17	-	-	0,33
Pb (mg/L)	ND	-	-	ND
Cd (mg/L)	ND	-	-	ND
Ni (mg/L)	ND	-	-	ND
Fe (mg/L)	2,75	-	-	0,74
Mn (mg/L)	0,08	-	-	0,09
Cu (mg/L)	0,01	-	-	0,01
Cr (mg/L)	ND	-	-	ND
Ag (mg/L)	ND	-	-	ND
Zn (mg/kg) ^(c)	-	-	-	609
Pb (mg/kg)	-	-	-	50
Cd (mg/kg)	-	-	-	ND
Ni (mg/kg)	-	-	-	29
Fe (mg/kg)	-	-	-	23634
Mn (mg/kg)	-	-	-	185
Cu (mg/kg)	-	-	-	268
Cr (mg/kg)	-	-	-	97
Ag (mg/kg)	-	-	-	2

^(a) Metodologia Mackereth (1978); ^(b) Metodologia 4500 (I) APHA

^(c) mg/Kg unidade de metais encontrados no lodo; ND não detectável

A.7 Ensaio1: Monitoramento físico-químico do reator aeróbio com adição de 10% de lixiviado bruto para tempo de operação de 1,5,12 e 20 dias.

Parâmetros	Tempo operação (dias)			
	1°	5°	12°	20°
pH	8,1	8,5	8,9	8,7
Alcalinidade Total (mg/L)	1224	1055	985	940
Cor (PtCo)	950	-	-	-
Cloreto (mg/L)	350	-	-	340
Condutividade (μ S/cm)	3,28	-	-	3,77
DQO bruta (mg/L)	522	464	390	379
DQO solúvel (mg/L)	478	396	363	306
COT (mg/L)	357	290	287	291
Fosfato Total (mg P-PO ₄ ⁻³ /L)	14	-	-	12
NTK (mg N/L)	292	256	238	200
NAT (mg N/L)	245	197	175	172
Nitrito (mg N/L) ^(a)	1,94	3,14	1,84	3,23
Nitrito (mg N/L) ^(b)	0,05	0,35	1,59	0,20
Nitrato (mg N/L)	10,60	6,47	4,49	6,68
ST (mg/L)	2802	1752	1892	1856
SF (mg/L)	1518	1063	1146	1212
SV (mg/L) ¹	1284	689	746	644
SST (mg/L)	1042	146	244	50
SSF (mg/L)	268	30	84	20
SSV(mg/L)	774	116	160	30
Zn (mg/L)	0,17	-	-	4,87
Pb (mg/L)	0,18	-	-	ND
Cd (mg/L)	0,58	-	-	0,01
Ni (mg/L)	0,06	-	-	0,03
Fe (mg/L)	5,3	-	-	1,92
Mn (mg/L)	0,09	-	-	0,04
Cu (mg/L)	0,04	-	-	0,05
Cr (mg/L)	0,05	-	-	ND
Ag (mg/L)	ND	-	-	ND
Zn (mg/kg) ^(c)	-	-	-	1234
Pb (mg/kg)	-	-	-	27
Cd (mg/kg)	-	-	-	ND
Ni (mg/kg)	-	-	-	31
Fe (mg/kg)	-	-	-	17117
Mn (mg/kg)	-	-	-	301
Cu (mg/kg)	-	-	-	286
Cr (mg/kg)	-	-	-	110
Ag (mg/kg)	-	-	-	2

^(a) Metodologia Mackereth (1978); ^(b) Metodologia 4500 (I) APHA

^(c)mg/Kg unidade de metais encontrados no lodo; ND não detectável

A.8 Ensaio1: Monitoramento físico-químico do reator aeróbio com adição de 20% de lixiviado bruto para tempo de operação de 1,5,12 e 20 dias.

Parâmetros	Tempo operação (dias)			
	1°	5°	12°	20°
pH	8,4	8,8	8,2	8,8
Alcalinidade Total (mg/L)	2165	1075	1737	1794
Cor (PtCo)	1890	-	-	-
Cloreto (mg/L)	600	-	-	560
Condutividade (μ S/cm)	5,08	-	-	6,48
DQO bruta (mg/L)	1072	860	760	696
DQO solúvel (mg/L)	963	870	650	605
COT (mg/L)	636	537	512	523
Fosfato Total (mg P-PO ₄ ⁻³ /L)	15	-	-	13
NTK (mg N/L)	505	483	400	400
NAT (mg N/L)	463	352	308	329
Nitrito (mg N/L) ^(a)	0,18	1,26	0,72	0,31
Nitrito (mg N/L) ^(b)	0,18	0,12	4,14	0,24
Nitrato (mg N/L)	7,37	4,14	1,32	5,92
ST (mg/L)	4032	2858	2801	2842
SF (mg/L)	2420	1996	2111	2165
SV (mg/L) ¹	1612	862	690	677
SST (mg/L)	1270	116	96	78
SSF (mg/L)	252	32	22	18
SSV(mg/L)	1018	84	74	60
Zn (mg/L)	0,25	-	-	0,28
Pb (mg/L)	ND	-	-	0,03
Cd (mg/L)	ND	-	-	0,02
Ni (mg/L)	0,07	-	-	0,09
Fe (mg/L)	6,06	-	-	3,99
Mn (mg/L)	0,13	-	-	0,07
Cu (mg/L)	0,04	-	-	0,05
Cr (mg/L)	0,10	-	-	0,08
Ag (mg/L)	ND	-	-	ND
Zn (mg/kg) ^(c)	-	-	-	1142
Pb (mg/kg)	-	-	-	43
Cd (mg/kg)	-	-	-	1
Ni (mg/kg)	-	-	-	27
Fe (mg/kg)	-	-	-	15310
Mn (mg/kg)	-	-	-	226
Cu (mg/kg)	-	-	-	222
Cr (mg/kg)	-	-	-	80
Ag (mg/kg)	-	-	-	1

^(a) Metodologia Mackereth (1978); ^(b) Metodologia 4500 (I) APHA

^(c)mg/Kg unidade de metais encontrados no lodo; ND não detectável

A.9 Ensaio2: Monitoramento físico-químico do reator aeróbio com adição de 0% de lixiviado pré-tratado (controle) para tempo de operação de 1,5,12 e 20 dias.

Parâmetros	Tempo operação (dias)			
	1°	5°	12°	20°
pH	7,2	6,8	6,4	6,5
Alcalinidade Total (mg/L)	218	245	17	20
Cor (PtCo)	119	-	-	-
Cloreto (mg/L)	100	-	-	110
Condutividade (μ S/cm)	845	-	-	780
DQO bruta (mg/L)	65	55	46	28
DQO solúvel (mg/L)	60	50	48	25
COT (mg/L)	59	11	10	10
Fosfato Total (mg P-PO ₄ ⁻³ /L)	10	-	-	9
NTK (mg N/L)	40	8	ND	ND
NAT (mg N/L)	29	2	ND	ND
Nitrito (mg N/L) ^(a)	5,08	26,25	0,03	0,03
Nitrito (mg N/L) ^(b)	1,55	1,87	2,62	0,14
Nitrato (mg N/L)	1,87	6,24	31,75	29,41
ST (mg/L)	1211	1060	1232	1076
SF (mg/L)	485	511	519	528
SV (mg/L) ¹	726	549	713	548
SST (mg/L)	773	497	690	474
SSF (mg/L)	218	120	212	132
SSV(mg/L)	555	377	478	342
Zn (mg/L)	ND	-	-	0,08
Pb (mg/L)	ND	-	-	0,23
Cd (mg/L)	ND	-	-	0,02
Ni (mg/L)	ND	-	-	0,06
Fe (mg/L)	0,23	-	-	0,24
Mn (mg/L)	0,03	-	-	0,04
Cu (mg/L)	ND	-	-	ND
Cr (mg/L)	0,05	-	-	ND
Ag (mg/L)	ND	-	-	ND
Zn (mg/kg) ^(c)	-	-	-	1081
Pb (mg/kg)	-	-	-	85
Cd (mg/kg)	-	-	-	3
Ni (mg/kg)	-	-	-	71
Fe (mg/kg)	-	-	-	28800
Mn (mg/kg)	-	-	-	322
Cu (mg/kg)	-	-	-	297
Cr (mg/kg)	-	-	-	76
Ag (mg/kg)	-	-	-	4

^(a) Metodologia Mackereth (1978); ^(b) Metodologia 4500 (I) APHA

^(c) mg/Kg unidade de metais encontrados no lodo; ND não detectável

A.10 Ensaio2: Monitoramento físico-químico do reator aeróbio com adição de 2,5% de lixiviado pré-tratado para tempo de operação de 1,5,12 e 20 dias

Parâmetros	Tempo operação (dias)			
	1°	5°	12°	20°
pH	8,4	7,5	6,8	6,8
Alcalinidade Total (mg/L)	367	154	26	29
Cor (PtCo)	233	-	-	-
Cloreto (mg/L)	139	-	-	198
Condutividade (μ S/cm)	1355	-	-	1326
DQO bruta (mg/L)	145	126	138	119
DQO solúvel (mg/L)	121	105	111	106
COT (mg/L)	88	52	23	23
Fosfato Total (mg P-PO ₄ ⁻³ /L)	9	-	-	11
NTK (mg N/L)	70	37	ND	ND
NAT (mg N/L)	59	28	ND	ND
Nitrito (mg N/L) ^(a)	5,09	40,70	36,00	0,45
Nitrito (mg N/L) ^(b)	55,62	76,22	5,30	4,68
Nitrato (mg N/L)	1,85	5,19	29,43	54,33
ST (mg/L)	1418	1233	1310	1412
SF (mg/L)	609	673	694	765
SV (mg/L) ¹	809	560	616	647
SST (mg/L)	711	525	466	504
SSF (mg/L)	204	148	120	158
SSV(mg/L)	507	378	346	346
Zn (mg/L)	0,06	-	-	0,26
Pb (mg/L)	ND	-	-	0,17
Cd (mg/L)	ND	-	-	0,03
Ni (mg/L)	ND	-	-	0,06
Fe (mg/L)	0,32	-	-	0,31
Mn (mg/L)	0,01	-	-	0,08
Cu (mg/L)	ND	-	-	ND
Cr (mg/L)	ND	-	-	ND
Ag (mg/L)	0,06	-	-	0,01
Zn (mg/kg) ^(c)	-	-	-	947
Pb (mg/kg)	-	-	-	75
Cd (mg/kg)	-	-	-	3
Ni (mg/kg)	-	-	-	56
Fe (mg/kg)	-	-	-	26598
Mn (mg/kg)	-	-	-	242
Cu (mg/kg)	-	-	-	398
Cr (mg/kg)	-	-	-	62
Ag (mg/kg)	-	-	-	3

^(a) Metodologia Mackereth (1978); ^(b) Metodologia 4500 (I) APHA

^(c) mg/Kg unidade de metais encontrados no lodo; ND não detectável

A.11 Ensaio2: Monitoramento físico-químico do reator aeróbio com adição de 10% de lixiviado pré-tratado para tempo de operação de 1,5,12 e 20 dias

Parâmetros	Tempo operação (dias)			
	1°	5°	12°	20°
pH	10,0	9,0	8,9	9,0
Alcalinidade Total (mg/L)	1786	808	711	714
Cor (PtCo)	411	-	-	-
Cloreto (mg/L)	610	-	-	500
Condutividade (μ S/cm)	2,43	-	-	2,91
DQO bruta (mg/L)	377	344	289	261
DQO solúvel (mg/L)	332	310	264	238
COT (mg/L)	-	208	190	171
Fosfato Total (mg P-PO ⁴⁻³ /L)	9	-	-	11
NTK (mg N/L)	158	153	103	125
NAT (mg N/L)	147	122	100	108
Nitrito (mg N/L) ^(a)	4,66	2,33	0,41	0,11
Nitrito (mg N/L) ^(b)	1,47	29,56	0,45	0,45
Nitrato (mg N/L)	1,06	3,59	ND	0,04
ST (mg/L)	2203	1739	1772	1761
SF (mg/L)	1181	1247	1268	1243
SV (mg/L ¹)	1022	492	504	518
SST (mg/L)	684	312	318	394
SSF (mg/L)	190	80	90	130
SSV(mg/L)	494	232	228	264
Zn (mg/L)	0,07	-	-	0,02
Pb (mg/L)	0,03	-	-	0,07
Cd (mg/L)	ND	-	-	0,02
Ni (mg/L)	0,03	-	-	0,07
Fe (mg/L)	0,51	-	-	0,33
Mn (mg/L)	0,04	-	-	0,02
Cu (mg/L)	ND	-	-	ND
Cr (mg/L)	0,01	-	-	0,11
Ag (mg/L)	ND	-	-	ND
Zn (mg/kg) ^(c)	-	-	-	813
Pb (mg/kg)	-	-	-	60
Cd (mg/kg)	-	-	-	3
Ni (mg/kg)	-	-	-	52
Fe (mg/kg)	-	-	-	21367
Mn (mg/kg)	-	-	-	370
Cu (mg/kg)	-	-	-	374
Cr (mg/kg)	-	-	-	72
Ag (mg/kg)	-	-	-	3

^(a) Metodologia Mackereth (1978); ^(b) Metodologia 4500 (I) APHA

^(c)mg/Kg unidade de metais encontrados no lodo; ND não detectável

A.12 Ensaio2: Monitoramento físico-químico do reator aeróbio com adição de 20% de lixiviado pré-tratado para tempo de operação de 1,5,12 e 20 dias

Parâmetros	Tempo operação (dias)			
	1°	5°	12°	20°
pH	10,4	9,1	9,1	9,0
Alcalinidade Total (mg/L)	3008	1196	1038	1154
Cor (PtCo)	680	-	-	-
Cloreto (mg/L)	1165	-	-	985
Condutividade (μ S/cm)	3,85	-	-	4,67
DQO bruta (mg/L)	656	586	482	481
DQO solúvel (mg/L)	544	525	438	417
COT (mg/L)	-	345	317	272
Fosfato Total (mg P-PO ₄ ⁻³ /L)	9	-	-	10
NTK (mg N/L)	315	208	162	180
NAT (mg N/L)	262	168	138	163
Nitrito (mg N/L) ^(a)	4,06	2,25	0,37	0,11
Nitrito (mg N/L) ^(b)	0,01	0,31	0,08	0,09
Nitrato (mg N/L)	2,37	5,17	1,42	0,63
ST (mg/L)	3149	2675	2675	2645
SF (mg/L)	2113	1995	2122	2101
SV (mg/L) ¹	1036	680	553	544
SST (mg/L)	647	194	107	166
SSF (mg/L)	207	74	37	46
SSV(mg/L)	440	120	71	120
Zn (mg/L)	0,12	-	-	0,507
Pb (mg/L)	0,03	-	-	ND
Cd (mg/L)	ND	-	-	ND
Ni (mg/L)	0,07	-	-	0,05
Fe (mg/L)	0,95	-	-	0,74
Mn (mg/L)	0,07	-	-	0,02
Cu (mg/L)	0,02	-	-	0,03
Cr (mg/L)	0,02	-	-	ND
Ag (mg/L)	ND	-	-	ND
Zn (mg/kg) ^(c)	-	-	-	888
Pb (mg/kg)	-	-	-	24
Cd (mg/kg)	-	-	-	ND
Ni (mg/kg)	-	-	-	39
Fe (mg/kg)	-	-	-	24608
Mn (mg/kg)	-	-	-	254
Cu (mg/kg)	-	-	-	301
Cr (mg/kg)	-	-	-	75
Ag (mg/kg)	-	-	-	3

^(a) Metodologia Mackereth (1978); ^(b) Metodologia 4500 (I) APHA

^(c)mg/Kg unidade de metais encontrados no lodo; ND não detectável