



UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS
CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO POR CONTACTOR BIOLÓGICO
ROTATÓRIO (CBR) VISANDO À REMOÇÃO DE
NITROGÊNIO.**

MAURA SAYURI RODRIGUES KIMURA

São Leopoldo, Abril de 2013.

K49t Kimura, Maura Sayuri Rodrigues
Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por contactor biológico rotatório (CBR) visando à remoção de nitrogênio. / Maura Sayuri Rodrigues Kimura -- 2013.
68 f. : il. color. ; 30cm.
Dissertação (mestrado) -- Universidade do Vale do Rio dos Sinos. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, São Leopoldo, RS, 2013.
Orientador: Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda.

1. Engenharia civil. 2. Lixiviado - Aterro sanitário. 3. Contactor biológico rotatório. 4. Nitrificação. 5. Nitrogênio. I. Título. II. Miranda, Luis Alcides Schiavo.

CDU 628.4

Catálogo na Publicação:
Bibliotecário Eliete Mari Doncato Brasil - CRB 10/1184

MAURA SAYURI RODRIGUES KIMURA

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO
POR CONTACTOR BIOLÓGICO ROTATÓRIO (CBR)
VISANDO À REMOÇÃO DE NITROGÊNIO.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Orientador: Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda

Banca examinadora: Prof. Dr. Gino Roberto Gehling
Prof^a. Dra. Luciana Paulo Gomes

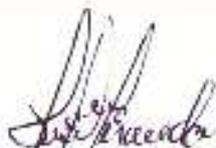
São Leopoldo, Abril de 2013.

MAURA SAYURI RODRIGUES KIMURA

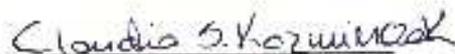
**“TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO
POR CONTACTOR BIOLÓGICO ROTATÓRIO (CBR)
VISANDO À REMOÇÃO DE NITROGÊNIO”**

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Área de Concentração: Gerenciamento de Resíduos, da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS.

Aprovada em 30 de abril de 2013.

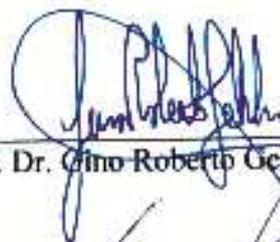


Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda
Orientador - UNISINOS

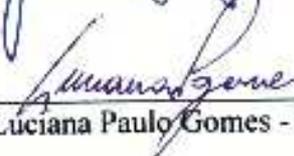


Prof. Dr. Claudio de Souza Kazmierczak
Coordenador do PPGEC/UNISINOS

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Gino Roberto Gehling - UFRGS



Prof. Dra. Luciana Paulo Gomes - UNISINOS

Dedico este trabalho aos meus mestres da vida
Luiza e Takanobu por me ensinarem o valor
do estudo. E ao meu marido, Ron Scott, que
sempre me apoiou.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, quero agradecer a minha família que são a base de tudo que sou e que faço, por me ensinarem que estudar engrandece e agrega, não só para a vida profissional como pessoal.

Ao meu marido pelo suporte financeiro e psicológico. Por estar presente, acompanhando de perto cada passo e me aguentando. Isto sim é prova de amor!!

A minha Dinda Verá Regina Rodrigues que sempre me incentivou a estudar.

As minhas amigas e colegas de mestrado Marina, Elisa e Vanessa: Nestes 2 anos juntas nós choramos, rimos, gritamos e brigamos. E agora acabou! Mas a amizade permanecerá para sempre e eu vou estar comemorando, mesmo de longe, cada conquista de vocês. Obrigada pela amizade!

A minha querida amiga, Jalir, que não tinha a obrigação, mas sempre me ajudou e apoiou nestes anos todos de laboratório. Amiga: tua competência como profissional e amiga é invejável!!! Obrigada por tudo!

Ao João Paulo (da ETE), que sempre nos auxiliou quando precisávamos de uma forcinha.

Aos colegas de laboratório Tiago Hanauer e Neuri que me ajudaram a realizar as análises das amostras.

Aos professores do PPGEC pela transferência de conhecimento e ao Prof. Marcelo Caetano pela ajuda.

Ao meu orientador, Dr. Luis Miranda, que sempre esteve aberto a conversar e que fez tudo para que este trabalho fosse concluído da melhor maneira possível. Mesmo que não siga os seus passos como profissional, pra mim, será sempre um exemplo a seguir. Obrigada por sempre me lembrar de que viver é mais importante e que no final da tudo certo!!!!

A Prof^a. Luciana Paulo Gomes pela oportunidade e pela transferência de conhecimento.

Aos meus amigos Piá de Luce, Aurélea Mader, Ton, Karine Bulgarelli, Nete, Cris Hullen, Luana, Leonardo Moreira e muitos outros que não estavam diretamente ligados à situação, mas me deram conforto e a ajuda que puderam durante estes dois anos de caminhada.

Aos órgãos de fomento à pesquisa, CNPq e FINEP, pela concessão da bolsa de estudos e pelo financiamento da pesquisa.

FONTES DE FINANCIAMENTO DA PESQUISA

Ministério da
Ciência e Tecnologia



Ministério da Ciência e Tecnologia



Conselho Nacional do Desenvolvimento
Científico e Tecnológico- CNPq



Financiadora de Estudos e Projetos

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	23
1.1	JUSTIFICATIVA	24
1.2	OBJETIVOS	25
1.2.1	<i>Objetivo geral</i>	25
1.2.2	<i>Objetivos específicos</i>	25
1.3	ESTRUTURA DA PESQUISA	25
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	26
2.1	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) E ATERROS SANITÁRIOS	26
2.2	LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS (LAS).....	27
2.3	SISTEMAS BIOLÓGICOS DE TRATAMENTO.....	28
2.3.1	<i>Sistemas de biofilme aderido</i>	29
2.4	NITROGÊNIO.....	35
2.4.1	<i>Nitrificação</i>	36
2.4.2	<i>Desnitrificação</i>	37
2.4.3	<i>Stripping</i>	38
3	MATERIAIS E MÉTODOS	40
3.1	LOCALIZAÇÃO	40
3.2	LIXIVIADO UTILIZADO	40
3.3	UNIDADE EXPERIMENTAL CBR.....	41
3.4	INOCULAÇÃO DO SISTEMA E PARTIDA.....	43
3.5	AMOSTRAGEM E MONITORAMENTO	44
3.6	TRATAMENTO ESTATÍSTICO	45
4	APRESENTAÇÃO, ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	46
4.1	CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO UTILIZADO	46
4.2	TEMPERATURA E PH DO LIXIVIADO.....	46
4.3	REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL.....	48
4.4	REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA.....	52
4.5	PARÂMETROS OPERACIONAIS	57
4.6	ESCALA REAL	62
4.7	DIFICULDADES NO DESENVOLVIMENTO DA PESQUISA.....	62
5	CONCLUSÃO.....	64
5.1	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	64
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Vantagens e desvantagens do CBR.	32
Tabela 2- Comparação de estudos realizados utilizando CBR.	34
Tabela 3- Comparativo entre estudos utilizando CBR para tratamento de LAS.	37
Tabela 4- Condições de operação do cromatógrafo iônico.	44
Tabela 5- Parâmetros, frequência e metodologia utilizados.	45
Tabela 6- Caracterização e valores médios do lixiviado utilizado no experimento.	46
Tabela 7- Valores de pH e temperatura para as fases 1 e 2.	47
Tabela 8- Resultados do teste de correlação entre as remoções de NA, pH e temperatura para as fases 1 e 2.	47
Tabela 9- Relação DBO ₅ /DQO durante o período de monitoramento.	56
Tabela 10- Quantidades diárias teóricas removidas por um processo CBR em escala real.	62

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- - Foto aérea do aterro sanitário de São Leopoldo/RS	41
Figura 2- Anel de polipropileno utilizado como material suporte nos tambores do CBR.	42
Figura 3- Sistema CBR utilizado e respectivos pontos de coleta.....	43
Figura 4- Biofilme formado no sistema CBR (primeiro estágio).....	44
Figura 5- Médias de remoção de NA para os TRH testados.	48
Figura 6- Valores médios de nitrogênio no sistema CBR a partir da 11ª semana de operação.	49
Figura 7- Comportamento dos íons nitrito e nitrato ao longo do período de monitoramento do sistema CBR.	50
Figura 8- Comportamento da DQO na entrada e saída do sistema durante do período experimental.	53
Figura 9- Comportamento da DBO na entrada e saída do sistema durante o período experimental.	54
Figura 10- Biofilme no primeiro (a), segundo (b) e terceiro estágios do CBR (c).....	55
Figura 11- Comportamento do COT na entrada e saída do sistema durante o período experimental.	57
Figura 12- Carga aplicada versus Carga removida de NA (FASES 1 e 2).....	59
Figura 13- Carga aplicada versus carga removida de COT (FASE 1 e 2).....	59
Figura 14- Carga aplicada versus carga removida de DQO (FASE 1 e 2).....	60
Figura 15- Remoção de NA em relação a razão COT/N.....	61
Figura 16- Remoção de COT em relação a razão COT/N.....	61

LISTA DE ABREVIATURAS

ANAMMOX	Oxidação anaeróbia de amônia
C	Carbono
CANON	Remoção completamente autotrófica de nitrogênio sobre o nitrito
CBR	Contactador Biológico Rotatório
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CORSAN	Companhia Riograndense de Saneamento
COT	Carbono Orgânico Total
CSTR	Continuous Stirred-Tank Reactor
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LAS	Lixiviado de Aterro Sanitário
N	Nitrogênio
NA	Nitrogênio Amoniacal
NI	Não Informado
NR	Não Realizado
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
OTE	Eficiência de transferência de oxigênio (<i>Oxygen Transfer Efficiency</i>)
P 1	Ponto 1
P 2	Ponto 2
P 3	Ponto 3
POA	Processo Oxidativo Avançado
RPM	Rotações por Minuto
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica

LISTA DE SÍMBOLOS

N_2	Gás nitrogênio
NH_4^+	Íon amônio
NH_3	Nitrogênio amoniacal
NO_2	Nitrito
NO_3	Nitrato
O_2	Gás oxigênio
OH	Oxidrila
pH	potencial hidrogeniônico

RESUMO

KIMURA, M. S. R. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por contactor biológico rotatório (CBR) visando à remoção de nitrogênio. São Leopoldo, 2013. 66p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Unisinos, São Leopoldo. 2013.

O lixiviado gerado nos aterros caracteriza-se por conter altos teores de material orgânico recalcitrante e nutrientes com alto potencial poluidor. Diversas alternativas para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários (LAS) têm sido amplamente estudadas obtendo-se bons resultados quanto à remoção de matéria orgânica biodegradável, porém, em sua maioria, não atingem os padrões de lançamento quanto à remoção de nutrientes. Tendo em vista a promoção de um tratamento adequado aos lixiviados e a minimização de impactos ambientais causados por este efluente, este trabalho estudou a aplicação de um contactor biológico rotatório (CBR) de 3 estágios, em escala piloto, para o tratamento de LAS. O objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho do CBR quanto à remoção de nitrogênio e verificar a relação desta com outros parâmetros como o TRH, razão C/N, cargas superficiais aplicadas e remoção dos compostos orgânicos. O sistema experimental foi operado com alimentação contínua de lixiviado proveniente do aterro sanitário de São Leopoldo. Não foram realizados ajustes de pH e temperatura. Nas primeiras 8 semanas operou-se o sistema com um TRH de 15 h (fase 1) e nas 8 semanas subsequentes com TRH de 24h (fase 2). Como resultado, observou-se que a oxidação do nitrogênio amoniacal (NA) alcançou 94% na fase 2 de operação sendo este valor significativamente maior do que o da fase 1 onde se obteve cerca de 49% de oxidação do NA. Não foram obtidas boas remoções de orgânicos, porém observou-se uma melhora na remoção de todos os parâmetros na fase 2 de operação. Esta melhora na eficiência do sistema na fase 2 foi atribuída ao aumento de TRH. Quanto à avaliação da nitrificação no sistema, foi possível observar, na fase 2 de operação, o acúmulo de nitrito predominantemente, enquanto a concentração de nitrato no efluente final foi praticamente inexistente variando de 13 a 31 mg/L. Para as condições avaliadas por este estudo, concluiu-se que, o CBR estudado apresenta potencial para realizar a nitrificação e remoção dos compostos nitrogenados presentes no LAS. Entretanto as condições operacionais devem ser reestudadas para permitir a nitrificação total e não apenas a formação de nitrito. Da mesma forma, prover a remoção de compostos orgânicos carbonáceos. O TRH de 24h proporcionou uma melhora nas eficiências de remoção pelo sistema. Porém, para um melhor desempenho do CBR são necessárias investigações quanto aos ajustes nos parâmetros de operação que possibilitem aumentar a eficiência tanto da nitrificação quanto na remoção de matéria orgânica carbonacea.

Palavras-chave: contactor biológico rotatório, lixiviado de aterro sanitário, nitrificação, nitrogênio amoniacal, tempo de retenção hidráulica.

ABSTRACT

KIMURA, M.S.R. Landfill leachate treatment with rotating biological contactor seeking the removal of nitrogen compounds. São Leopoldo, 2013. 66p. Teses (Master Degree in Civil Engineering) –Civil Engineering Postgraduation Program, Unisinos, São Leopoldo.

The leachate generated in landfills is characterized by high levels of recalcitrant organic compounds and nutrients with high polluter potential. Several alternatives for the treatment of landfill leachate (LL) have been widely studied and presented good results regarding the removal of biodegradable organic matter, however, most of these systems do not reach the standards of environmental disposal of nutrients such as nitrogen compounds. Owing to promote an appropriate treatment to the leachate and minimize the environmental impacts caused by this effluent, this work studied the application of a 3 stage rotating biological contactor (RBC) in a pilot scale. The objective of this study was to evaluate the removal of nitrogen and overall performance of the RBC and check the relationship of this removal with other parameters such as the HRT, C/N ratio, ammonium and COD loads and removal of organic compounds. The experimental system was fed continuously with leachate from São Leopoldo landfill. No adjustments of pH and temperature were made. The first 8 weeks the system was operated applying an HRT of 15 h (1st period) and for the 8 subsequent weeks with HRT of 24h (2nd period). As a result, it was observed that the oxidation of ammonium nitrogen reached 94% in the 2nd period of operation which was greater than the 1st period which obtained approximately 49% of ammonium nitrogen oxidation. Low levels of organic compounds removal were obtained, however an improvement was observed in the organics removal efficiency in the 2nd period of operation. This improvement in overall efficiency of the system in the 2nd period was due to the increase of the HRT. Regarding the evaluation of nitrification in the system, in 2nd period of operation was observed the accumulation of nitrite in the system, while the concentration of nitrate in the final effluent was practically non-existent, ranging from 13 to 31 mg/L. For the conditions evaluated in this study, the conclusion was that the experimental RBC has the potential to carry out the nitrification and the removal of nitrogen compounds in the landfill leachate. Meanwhile, the operational conditions must be re-studied to allow the total nitrification and not only the formation of nitrite, as well as provide the removal of carbonaceous organic compounds. The HRT of 24h provided an improvement on removal efficiencies by the system. However, for a better performance of the RBC, investigations are necessary concerning adjustments in the operational parameters that increase efficiency of nitrification and removal of organic matter.

Key-words: rotating biological contactor, landfill leachate, nitrification, ammonium, hydraulic retention time.

1 INTRODUÇÃO

O gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (RSU) é atualmente um dos principais problemas ambientais, econômicos e sociais em todo o mundo. No Brasil, o desenvolvimento socioeconômico tem como uma das suas consequências a grande demanda de diversos tipos de produtos. Esta grande produção, por sua vez, gera como subproduto os resíduos que, em sua maioria, não são descartados e destinados de maneira a serem reaproveitados ou positivamente degradados.

Atualmente, os aterros sanitários são reconhecidos como parte do tratamento dos RSU que envolve a sua destinação mais adequada dos pontos de vista da engenharia e proteção ambiental (JUCÁ et al., 2009). A disposição deste material em aterros sanitários tem como consequência a geração de um lixiviado que terá suas características definidas conforme algumas variáveis tais como: propriedades do material aterrado, tempo de aterramento e condições ambientais locais.

O lixiviado gerado nos aterros caracteriza-se por conter altos teores de material orgânico e nutrientes com alto potencial poluidor. A preocupação principal é seu contato com as águas, pois quando disposto sem tratamento adequado acaba por causar diversos distúrbios ambientais, entre eles salienta-se a eutrofização das águas.

Diversas alternativas para o tratamento de lixiviados têm sido amplamente estudadas obtendo-se bons resultados quanto à remoção de matéria orgânica biodegradável, porém, em sua maioria, não atingem os padrões de lançamento quanto à remoção de nutrientes. Esta remoção depende do ajuste de outros parâmetros de operação dos sistemas de tratamento, pois se trata de uma microbiota com características diferentes da que remove carbono. Entre estas diferenças destaca-se a taxa de crescimento das bactérias e as necessidades nutricionais.

Dentre sistemas utilizados para o tratamento destes lixiviados, os sistemas biológicos apresentam uma maior flexibilidade de operação e possibilidade de remoção de cargas orgânicas e nutrientes. Entre sistemas biológicos comumente utilizados para o tratamento de lixiviados de aterro sanitário, destacam-se os abertos como lagoas de estabilização, na configuração australiana, e lodos ativados. Porém, estes processos apresentam dificuldades no atendimento de padrões de lançamento, principalmente em função de questões climáticas regionais e de variações quanto à qualidade e à quantidade de lixiviado produzida por um mesmo aterro. Os demais processos têm sido propostos recentemente como

alternativas efetivas para a remoção de compostos orgânicos biodegradáveis e recalcitrantes em lixiviados de aterro sanitário.

Contudo, a implantação destas técnicas ainda apresenta restrições do ponto de vista da viabilidade econômica, dificultando sua utilização em grande escala. Diante deste cenário, os CBRs configuram-se como uma alternativa promissora de processo biológico para tratamento deste efluente, pois apresentam as vantagens de um processo biológico de biofilme aderido, como uma menor geração de resíduo secundário (lodo), proporcionam ambientes anaeróbios, aeróbios e anóxicos em um mesmo sistema, tem baixo custo de instalação e manutenção do sistema, eficiência de remoção de orgânicos e nutrientes e perda mínima de biomassa ativa, e ainda oferecem flexibilidade por serem sistemas que podem ser construídos em módulos, podendo assim suas unidades serem aumentadas, diminuídas ou transportadas para outras estações de tratamento conforme a necessidade.

1.1 JUSTIFICATIVA

O lixiviado de aterro sanitário é um efluente com características específicas que variam conforme uma diversidade de fatores. Entre eles estão a idade do aterro sanitário, variações pluviométricas e material aterrado. Por apresentar um alto potencial poluidor e tóxico seu tratamento é necessário para possibilitar a proteção dos ambientes aquáticos e de toda forma de vida dependente destes.

Este efluente, quando disposto sem o tratamento adequado, pode causar a eutrofização dos corpos hídricos devido à grande quantidade de poluentes, diminuindo assim a quantidade de oxigênio destes ambientes aquáticos e provocando um desequilíbrio ecológico o qual pode gerar o desenvolvimento excessivo de algumas espécies (por exemplo, algas) e a diminuição ou desaparecimento de outras.

Atualmente, utiliza-se os processos biológicos para o tratamento de efluentes por estes apresentarem, principalmente, vantagens econômicas. Entretanto, para os lixiviados, estes sistemas apresentam dificuldades de atender aos padrões de lançamento exigidos pela legislação vigente no Brasil.

As dificuldades para se tratar um efluente com características tão específicas como o lixiviado justificam a investigação de um sistema de tratamento com um planejamento específico. Diante disso, tendo em vista a promoção de um tratamento adequado aos lixiviados e a minimização de impactos ambientais causados por este efluente, este trabalho

estudou a aplicação de um sistema CBR modular em escala piloto, com o objetivo de avaliar seu desempenho quanto à remoção de nitrogênio.

1.2 OBJETIVOS

Neste item serão apresentados os objetivos da pesquisa realizada.

1.2.1 Objetivo geral

O objetivo geral desta pesquisa é avaliar o desempenho do sistema CBR tratando lixiviado de aterro sanitário, com vistas à remoção de nitrogênio.

1.2.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos são:

- Avaliar a eficiência do CBR em relação à remoção de nitrogênio amoniacal;
- Relacionar as remoções de nitrogênio com os TRH testados, razão C/N e cargas superficiais aplicadas;
- Relacionar as remoções de DQO, DBO e COT para os diferentes TRH testados;

1.3 ESTRUTURA DA PESQUISA

Este trabalho foi dividido em cinco capítulos dispostos da seguinte maneira:

- (i) o capítulo um apresentou uma breve introdução sobre o assunto a ser abordado, justificando a pesquisa e apresentando os objetivos da mesma;
- (ii) o capítulo dois fará uma revisão bibliográfica contendo informações necessárias para o entendimento da pesquisa;
- (iii) o capítulo três corresponde à descrição da metodologia utilizada;
- (iv) o capítulo quatro apresenta os resultados e algumas discussões comparativas com outros trabalhos de relevância para esta pesquisa.
- (v) finalmente, o capítulo cinco apresenta as referências bibliográficas que foram utilizadas no desenvolvimento deste trabalho.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo apresenta uma revisão bibliográfica que contempla assuntos de relevância para o entendimento do desenvolvimento deste trabalho.

2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) E ATERROS SANITÁRIOS

O aterramento de RSU continua a ser uma importante questão nos sistemas de gerenciamento de resíduos devido às questões ambientais promovidas por esta forma de disposição. No Brasil, somente de resíduos domésticos, produz-se diariamente cerca de 125 mil toneladas (IBGE, 2000).

Segundo Povinelli e Sobrinho (2009), os aterros sanitários são considerados a forma de disposição de RSU mais viável, principalmente para a realidade brasileira, tanto do ponto de vista técnico como econômico. Além de suas vantagens econômicas, os aterros sanitários minimizam impactos ambientais e outros inconvenientes, permitindo que os resíduos se decomponham sob condições parcialmente controladas até esta transformação ser relativamente inerte, como material estabilizado (RENOU et al., 2008).

Outras alternativas de tratamento dos RSU têm sido exploradas, mas com popularidade restrita. Segundo Wiszniowski et al. (2006), algumas alternativas como a reciclagem, compostagem e incineração são atualmente muito encorajadas, mas mesmo a incineração gera aproximadamente 10 a 20% de resíduos que, por fim, também são aterrados.

O processo de compostagem e biodigestão da fração orgânica dos RSU também têm sido estudados em vários países (JOKELA et al., 2002; ANDERSEN et al., 2010; MARESOVÁ e KOLLÁROVÁ, 2010; TRZCINSKI e STUCKEY, 2011; BEHERA et al., 2011) com o objetivo de: (i) diminuir a quantidade de resíduos aterrados; (ii) minimizar a geração de lixiviado; (iii) utilizar o potencial energético a partir do metano produzido na decomposição anaeróbia da matéria orgânica; (iv) produzir um biofertilizante através da compostagem. Salienta-se que a compostagem também gera lixiviado, mas com características diferentes dos lixiviados de aterros sanitários, podendo ser recirculado para dentro do sistema como forma de estabilização final.

Sendo assim, apesar dos aterros sanitários serem a forma mais adequada dos pontos de vista da engenharia e da proteção ambiental (JUCÁ et al., 2009) para destinação dos RSU deve-se dar especial atenção à geração do lixiviado, consequência inevitável desta prática, visando à proteção ambiental.

2.2 LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS (LAS)

Os lixiviados de aterros sanitários são gerados da decomposição dos materiais aterrados sob ação do metabolismo dos microrganismos e sofrem influência da chuva que percola através da massa aterrada. Estes são definidos como efluentes perigosos que podem conter grandes quantidades de matéria orgânica, assim como nitrogênio amoniacal, metais pesados, organoclorados e sais inorgânicos (WISZNIOQSKI et al., 2006; KULIKOWSKA e KLIMIUK, 2008; RENOUE et al., 2008; WANG et al., 2009).

A variação na composição dos lixiviados não somente está ligada às variações pluviométricas, mas também ao tipo de resíduos aterrados, idade do aterro sanitário e tipo de processo que ocorre na decomposição dos resíduos. Ainda, conforme Kulikowska e Klimiuk (2008), a variação na composição de lixiviados e na quantidade de poluentes removidos dos resíduos são frequentemente atribuídos ao volume de água que infiltra no aterro sanitário e diretamente relacionados com o processo natural que ocorre dentro do aterro sanitário.

Este processo natural de decomposição, em aterros jovens, é assistido por bactérias acetogênicas, o que dá um caráter ácido ao lixiviado produzido. Com o passar do tempo, existe um aumento na concentração de bactérias metanogênicas o que leva à produção de um lixiviado com características básicas, contendo espécies mais recalcitrantes do que as produzidas nas fases preliminares da decomposição (PACHECO e ZAMORA, 2004).

Os compostos recalcitrantes são aqueles que resistem à biodegradação e tendem a persistir e acumular no ambiente. Tais materiais não são fundamentalmente tóxicos aos microrganismos, mas simplesmente são resistentes ao ataque metabólico (LANGE e AMARAL, 2009).

Os lixiviados são considerados efluentes de difícil tratamento uma vez que estão continuamente passando por mudanças químicas e biológicas. Os processos de tratamento utilizados frequentemente necessitam de técnicas combinadas que são projetadas como unidades modulares, ou multi-estágio, especializadas no tratamento de contaminantes que variam de concentração com o passar dos anos (WISZNIOQSKI et al., 2006).

Os métodos convencionais de tratamento de lixiviado, como o stripping, coagulação, floculação e sedimentação, são frequentemente de custo elevado e normalmente requerem o uso de produtos químicos adicionais. Outros métodos, como o de osmose reversa e absorção de carbono ativo, apenas transferem a poluição e não resolvem o problema ambiental (WISZNIOQSKI et al., 2006).

Existem diversas alternativas para o tratamento de lixiviados incluindo físico-químicos, biológicos e processos oxidativos avançados (POA). Porém, nenhum destes métodos estão aptos individualmente a produzir um efluente que se enquadre nos padrões de lançamento brasileiros exigidos pelo CONAMA 430/2011.

2.3 SISTEMAS BIOLÓGICOS DE TRATAMENTO

Os processos biológicos mais comumente aplicados para o tratamento de lixiviado incluem lodos ativados e sistemas de biomassa aderida. Dentre as razões pelas quais o último sistema é mais vantajoso do que o primeiro, podem se citar: (i) a biomassa é fixa e por isso não sofre perda de biomassa ativa; (ii) é menos sensível as mudanças das condições ambientais como, temperatura e quantidade de nutrientes (RENOU et al., 2008); (iii) a aplicação de sistemas de biomassa aderida permite a nitrificação, devido ao longo período de retenção da biomassa, e alta resistência a choques de carga orgânica e nitrogênio (KULIKOWSKA et al., 2010).

Os compostos nitrogenados que existem nos LAS podem ser removidos por uma variedade de processos nos quais a remoção biológica de nitrogênio tem sido amplamente utilizada (CORTEZ et al., 2011a). Em LAS estabilizados há grandes concentrações de amônia que podem causar a inibição da nitrificação nos sistemas de tratamento devido à presença de amônia livre (KULIKOWSKA et al., 2010), e, segundo Lange e Amaral (2009), em sistemas de tratamento biológicos, as altas concentrações de nitrogênio amoniacal podem causar problemas de odor, além de serem tóxicas às bactérias decompositoras.

Conforme Wiszniowski et al. (2006), processos biológicos podem ser dificultados pelas substâncias tóxicas específicas e/ou pela presença de orgânicos biorefratários onde a eficiência da desnitrificação é reduzida devido à baixa disponibilidade de orgânicos biodegradáveis, em particular em lixiviados estabilizados.

Já existem diversos estudos investigando a eficiência de sistemas biológicos para o tratamento de LAS. Jokela et al. (2002), estudaram a remoção de nitrogênio em lixiviado de aterro sanitário utilizando biofiltros, expostos à baixas temperaturas. Para a nitrificação, utilizou biofiltro aeróbio contendo tijolos quebrados e em menos de três semanas de operação, alcançou mais de 90% de nitrificação. No mesmo trabalho, os autores relatam a utilização de biofiltro anaeróbio/anóxico contendo RSU para a desnitrificação, obtendo bons resultados.

Já na pesquisa de Wang et al. (2009), os autores estudaram sistemas de tratamento de lixiviado com nitrificação parcial, Anammox e processo de desnitrificação heterotrófica.

Para este, utilizaram um tanque para coagulação química, um reator fotoquímico, um filtro anaeróbio e um tanque aeróbio, operados em sequência. Segundo os autores, os sistemas obtiveram uma boa performance em relação a remoção de matéria orgânica e nitrogênio. Porém, como dificuldades do processo, existe a complexidade de operação de um sistema biológico e seu período de partida que pode levar meses para ser efetivado.

Os métodos biológicos para remoção de nitrogênio do lixiviado são provavelmente os processos mais eficientes, baratos e amplamente utilizados. Para que se possam obter bons resultados de um sistema biológico quanto à remoção, tanto de matéria orgânica quanto de nutrientes, é preciso entender a dinâmica da microbiota existente nestes, onde então se pode aperfeiçoar a estabilidade e eficiência do processo.

2.3.1 Sistemas de biofilme aderido

Em um sistema de biofilme aeróbio, o oxigênio é transferido do ar para o biofilme aonde é consumido pelas reações biológicas. Três etapas principais estão envolvidas neste processo de transferência e reação: i) transferência de oxigênio do ar para a solução; ii) transferências das bolhas de gás para a superfície do biofilme; iii) difusão e reação no interior do biofilme. O oxigênio é transferido a medida que penetra no biofilme, até atingir valores que definem condições anóxicas ou anaeróbias (GIUSTINA, 2009).

Uma das maneiras para iniciar a formação do biofilme no sistema é inocular microrganismos de outros sistemas de tratamento, como, por exemplo, o de estações de tratamento de efluentes (ETE). Porém, podem-se utilizar os microrganismos presentes no lixiviado para dar início ao desenvolvimento do biofilme, o que torna a partida do sistema mais viável economicamente.

Segundo Teixeira e Oliveira (2000), o crescimento microbiológico, composição e tipo de microbiota no biofilme são fatores que afetam a qualidade do efluente. Por sua vez, o crescimento microbiológico é regulado por vários fatores, sendo a disponibilidade de nutrientes, como o fósforo, um dos mais importantes.

Gálvez et al. (2009) avaliou o período de partida em quatro biofiltros aerados, três deles com inóculo e o outro alimentado somente com o lixiviado. Observou-se que não existem diferenças significativas nos desempenhos dos quatro biofiltros, e, por isso, não existe necessidade de inocular o sistema para dar a partida, o que traz vantagens econômicas de operação.

Os sistemas de biofilme aderido apresentam algumas vantagens comparadas com sistemas de crescimento suspenso, como a alta resistência a agentes tóxicos e uma menor sensibilidade a baixas temperaturas (CORTEZ et al., 2011a; GÁLVEZ et al., 2009). Isso permite melhor adequação às grandes variações de cargas do lixiviado e às mudanças bruscas de temperatura ocorrentes no sul do Brasil.

Como em qualquer outro sistema biológico, este processo de tratamento pode ser afetado pela temperatura. Por isso, é um parâmetro operacional importante a ser considerado para um bom desempenho do processo. Se a instalação está apta a trabalhar com uma alta variação de temperatura, os processos para controle de temperatura poderão ser evitados, o que levará a uma redução de custos considerável (GÁLVEZ et al., 2009).

Galil (1994) apud Israni et al. (2002) realizou um estudo comparativo em reatores de biofilme fixo e de crescimento suspenso. Seus resultados mostraram que o TRH para um reator de biofilme fixo foi equivalente a aproximadamente um terço do TRH de um reator de crescimento suspenso para a obtenção de níveis similares de redução da demanda química de oxigênio (DQO), sendo que os sólidos suspensos no efluente final foram sete vezes menores no reator de biofilme fixo.

Os lixiviados contêm grandes quantidades de material recalcitrante, e sua relação DBO_5/DQO flutuará conforme suas características, sendo que se pode encontrar comumente em lixiviados a razão DBO_5/DQO em torno de 0,4 (LO, 1996) em lixiviados de aterros jovens, com maior potencial de biodegradação (MORAIS e ZAMORA, 2005), e cerca de 0,2 (TATSI e ZOUBOULIS, 2002) em lixiviados de aterros estabilizados. Todavia, os sistemas de biofilme promovem boas eficiências de remoção, mesmo em efluentes com baixa razão DBO_5/DQO (GÁLVEZ et al., 2009).

A biodegradabilidade do lixiviado será determinante para o tipo e eficiência do processo de tratamento deste (ZHANG et al., 2010). Segundo Metcalf & Eddy (2003) e Morais e Zamora, (2005) o efluente é de fácil biodegradação quando a relação DBO_5/DQO é acima de 0,5, em torno e abaixo de 0,3 este efluente não é apropriado para degradação biológica.

2.3.1.1 Contactor biológico rotatório (CBR)

Os CBRs são um processo biológico aeróbio de crescimento em meio fixo, onde uma série de discos que são fixados a um suporte horizontal permanecem girando para proporcionar aeração ao sistema, mantendo todo ou parte destes discos submersos no efluente

(ISRANI et al., 2002; CORTEZ et al., 2008). Devido às diversas vantagens desse sistema, constitui em uma boa alternativa para a remoção de material orgânico biodegradável e nitrogênio amoniacal (METCALF & EDDY, 2003).

Visando um melhor desempenho, foram criadas variações deste sistema que incluem o CBR contendo meio suporte em substituição aos discos, para o desenvolvimento do biofilme. Segundo Cortez et al. (2008), o meio suporte disponibiliza uma maior área para o crescimento do biofilme para o mesmo tamanho de reator, contribuindo para uma maior eficiência de transferência de massa devido ao aumento da turbulência nos tambores.

Para obtenção de um desempenho ótimo deste sistema, existem diversos parâmetros que devem ser observados durante o desenvolvimento do projeto como: TRH, submersão do meio suporte no substrato, rotação, características do efluente a ser tratado, tipo de meio suporte e quantidade de estágios do sistema, dentre outros parâmetros.

Devido à grande variação de efluentes, não existem valores exatos para a porcentagem de submersão dos discos ou tanques no efluente. Segundo Cortez et al. (2008), este irá depender de uma série de fatores, mas, tipicamente em sistemas aeróbios que tratam efluentes domésticos, variam entre 40 e 60% de submersão.

Normalmente, em um sistema CBR, o aumento da velocidade de rotação aumenta a concentração de oxigênio dissolvido disponível para a microbiota presente no sistema e, como resultado, habilita a mesma a degradar o substrato em maior quantidade (ISRANI et al., 2002; RODGERS & ZHAN, 2003). Porém, a alta rotação pode causar o desprendimento do biofilme, podendo provocar a perda de biomassa ativa e diminuir a qualidade do efluente final.

Em sistemas de CBR, tanto regiões aeróbias como anaeróbias coexistem no biofilme, o que pode permitir a remoção simultânea de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica. No biofilme de três unidades de CBR, os microrganismos podem experimentar estados aeróbios e anaeróbios, e o lodo excedente gerado a partir do deslocamento do biofilme contém o fósforo efluente, o qual pode ser descartado do sistema periodicamente (AKHBARI et al., 2011).

Segundo Kulikowska et al. (2010), em efluentes com grandes concentrações de substâncias orgânicas biodegradáveis, a nitrificação pode ser inibida por estes orgânicos, principalmente no estágio inicial do CBR, uma vez que bactérias heterotróficas ocupam o biofilme.

A taxa de crescimento específico das bactérias heterotróficas que consomem as substâncias orgânicas é mais alta do que as nitrificantes, por isso pode-se obter uma maior taxa de nitrificação depois da remoção dos orgânicos. Henderson et al. (1997) apud Gupta e Singh (2007) afirmam que o CBR é um processo muito efetivo para a remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviados de aterros sanitários.

Cortez et al. (2011b) investigaram a remoção de nitrato de lixiviado estabilizado por um sistema de CBR anóxico como pós tratamento à ozonização. Como resultado, obtiveram uma remoção de quase 100% de nitrato, porém a adição de fósforo foi determinante para o equilíbrio da biomassa desnitrificadora.

Kulikowska et al. (2010) estudaram um CBR de dois estágios tratando lixiviado de aterro sanitário com o objetivo de analisar a eficiência do processo e realizar a análise molecular da estrutura microbiológica. Como resultado, obtiveram nitrificação completa no primeiro estágio do CBR com uma carga de 1.92 g N-NH₄/m².d. Contudo, conforme aumentou-se a carga de NA, a taxa de nitrificação decaiu chegando a 71,6% quando a carga foi de 6.63 g N-NH₄/m².d. Os autores ainda afirmam que as populações bacterianas presentes modificam-se em resposta às trocas de cargas de nitrogênio amoniacal aplicadas.

A tabela 1 apresenta as vantagens e desvantagens da utilização do sistema CBR.

Tabela 1- Vantagens e desvantagens do CBR.

Vantagens	Desvantagens (inconvenientes)
Pequena área em planta	Difícil de estender à escala real
Fácil construção e expansão	Lento processo de partida do sistema
Design compacto com compartimentos separados	Tratamento primário adequado e clarificador secundário necessário
Controle de processo e monitoramento simples	Pouca flexibilidade de processo
Baixo custo de operação e manutenção	
Curto TRH	
Alta eficiência na transferência de oxigênio	
Alta concentração de biomassa por volume de reator	
Baixos valores de índice de volume de lodo no segundo clarificador	
Não requer recirculação de lodo	
Resistente a choques de carga e cargas tóxicas	
Não produz odor e não atrai vetores	

Apesar das diversas vantagens expostas na tabela 1, o CBR apresenta problemas operacionais e estruturais. Mba et al. (1999), apresentaram um estudo apontando as principais falhas mecânicas ocorridas no CBR onde, as mais comuns são falhas estruturais no eixo, rolamento e falhas estruturais do meio de suporte. Estes podem aumentar devido a condições de sobrecarga, excesso de crescimento do biofilme, corrosão influenciada microbiologicamente, fadiga por corrosão, lubrificação inadequada e colocação inapropriada de porcas e parafusos ou projeto de engenharia inadequado.

Deve se considerar também que os parâmetros de projeto utilizados em CBR para tratar LAS, ainda são baseados nos parâmetros para o tratamento de outros efluentes, mesmo estes efluentes tendo características distintas, por não haver muitos estudos sobre este sistema tratando LAS.

Existe uma variedade de trabalhos investigativos sobre a utilização do CBR para tratamento de efluentes. A tabela 2 mostra alguns trabalhos que estudaram o uso de CBR como sistema biológico de tratamento.

Tabela 2- Comparação de estudos realizados utilizando CBR.

Referência	Efluente	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	Nitrogênio (mg/L)	Reator	Rotação (RPM)	TRH (h)	Observações
JESWANI e MUKHERJI (2012)	sintético	1388	630	282 (NA)	3 estágios	10	12 à 48	Máxima remoção de NA em 48h. (52,5%)
A.AKHBARI et al. (2011)	sintético	1070 - 1110	980 - 1040	65 - 270 (NT)	3 estágios (anaeróbio, aeróbio, anóxico)	5 à 15	9.7 à 18.7	Efluente recirculado. Rotação não impactou na remoção de NT.
CORTEZ et al. (2011a)	lixiviado	445 - 882	NI*	190 - 464 (NA) 1060 - 1127 (nitrato)	Anóxico 1 estágio	4	10	Pré ozonização. Adição de acetato de sódio. Desnitrificação completa. Nitrificação completa no 1º estágio com carga 1,92g N NH ₄ /m ² d
KULIKOWSKA et al. (2010)	lixiviado	1154	92	879 (NT)	2 estágios	7	24	70% de nitrificação, 2 estágios com carga 3,6g N NH ₄ /m ² d
CABIJE et al. (2009)	sintético	400	NI*	112 (nitrato)	1 estágio com meio suporte	5	24	Constatou perda de amônia através do odor até 3º semana. Remoção de 64,3% de nitrato.
CASTILLO et al. (2007)	lixiviado	2500-9000	NI*	NI*	4 estágios	3-9	14-34	Desempenho avaliado através da remoção de DQO, somente.
TEIXEIRA e OLIVEIRA (2000)	sintético	NI*	NI*	50 (nitrato)	1 estágio, anaeróbio/anóxico	2	2	90% de remoção de nitrito com adição de fosfato.

*não informado

2.4 NITROGÊNIO

As emissões de efluentes, contendo compostos nitrogenados, nos corpos de água são altamente tóxicas à vida aquática, causando a diminuição de oxigênio dissolvido através da demanda bioquímica nitrogenada. Por isso, a remoção ou máxima redução destes compostos nos efluentes são necessárias.

O gerenciamento da amônia é um aspecto importante no gerenciamento de aterros sanitários que pode determinar o tempo de monitoramento do aterro após o fechamento (PRICE et al., 2003). A amônia está presente em lixiviados de aterros jovens devido à desaminação dos aminoácidos durante a destruição de compostos orgânicos (CRAWFORD e SMITH, 1985 apud TATSI e ZOUBOULIS, 2002). E esta pode continuar a ser liberada por muito tempo, mesmo após o fechamento da célula do aterro.

Kulikowska e Klimiuk (2008) ao estudar os efeitos do tempo de aterramento dos RSU em lixiviado de aterro sanitário na Polônia, verificaram que existe um efeito importante sobre a composição do lixiviado, principalmente quanto a presença de componentes orgânicos e concentração de amônia, o que torna difícil a definição de um sistema de tratamento que atenda a demanda gerada durante todo o período de geração de lixiviado no aterro.

Os componentes nitrogenados podem ser removidos dos efluentes por uma variedade de processos físicos, químicos e biológicos. Porém, a remoção biológica de nitrogênio é mais eficiente e relativamente mais barata e por isso tem sido amplamente adotada no lugar de processos físico-químicos (US EPA, 1993; ZHONG et al., 2009). Contudo, a remoção biológica de nitrogênio ocorre lentamente devido à baixa atividade metabólica e taxa de crescimento específico da microbiota envolvida neste processo, o que exige atenção específica, principalmente para as condições operacionais dos sistemas de tratamento.

Diversos processos biológicos para remoção de nitrogênio com melhor custo-benefício têm sido desenvolvidos, incluindo nitrificação parcial, desnitrificação por nitrificantes, oxidação anaeróbia da amônia (processo Anammox), e sistemas combinados (remoção de nitrogênio completamente autotrófica sobre nitrito, Canon) (Ahn, 2006).

Na aplicação de tratamentos biológicos normalmente são necessárias três etapas para a eliminação completa do nitrogênio: a aeróbia (nitrificação) seguida da anaeróbia e a anóxica (desnitrificação). Estes processos são normalmente realizados com reatores

diferentes, já que a nitrificação ocorre sob condições aeróbias enquanto que a desnitrificação ocorre quando prevalecem as condições anaeróbias com a adição de uma etapa anóxica.

2.4.1 Nitrificação

A nitrificação implica na oxidação da amônia para nitrato sob estritas condições aeróbias e isto conduz a dois estágios oxidativos sequenciais: amônia para nitrito (Oxidação da amônia) e nitrito para nitrato (oxidação do nitrito).

Cada estágio é realizado por diferentes gêneros de bactérias, os quais usam amônia ou nitrito como fonte de energia e moléculas de oxigênio como elétrons receptores, enquanto dióxido de carbono é utilizado como fonte de carbono (TESKE et al., 1994).

Existem diversos gêneros de bactérias que estão aptos a realizar a nitrificação, porém o gênero mais comum de bactérias que realizam a conversão de amônia para nitrito são as *Nitrossomonas* e as que oxidam o nitrito são as *Nitrobacter*. Usando uma medida representativa de rendimento e consumo de oxigênio, para estes gêneros de bactérias a equação global da reação da oxidação na nitrificação (equação 1) pode ser representada pelo seguinte, conforme US EPA, 1993:



Estudos quanto à nitrificação do lixiviado em reatores aeróbios já foram descritos obtendo-se bons resultados quanto à oxidação da amônia (JOKELA et al., 2002; ZHONG et al., 2009), incluindo estudos em sistemas utilizando CBR (KULIKOWSKA et al., 2010). Já Aziz et al. (2004) afirmam que para a remoção de altas taxas de NA, como é o caso de lixiviados, o uso do tratamento biológico apenas não é efetivo quando, devido as estas altas concentrações de NA inibirem o processo de nitrificação.

A tabela 3 apresenta um comparativo entre valores de cargas superficiais aplicadas de DQO e NA em estudos utilizando CBR tratando lixiviado de aterro sanitário.

Tabela 3- Comparativo entre estudos utilizando CBR para tratamento de LAS.

Autor	Carga superficial (DQOg/m ² .d)	Carga superficial (NH ₄ -g/m ² .d)	Volume reator (L)	Reator	Remoções
KULIKOWSKA et al. (2010)	8,49	1,92; 6,63; 4,88; 3,58	10	Aeróbio 2 estágios	Nitrificação completa quando baixa carga orgânica
CORTEZ et al. (2011a)	23,8	12,9	2,5	Anóxico 1 estágio	Não houve remoção de DQO; desnitrificação completa.
CASTILLO et al. (2007)	24,7	NI	20	Aeróbio 4 estagios	52,6% de remoção de DQO

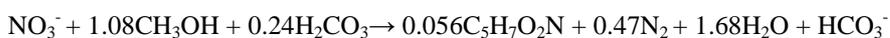
Outro fator importante na aplicação da nitrificação em sistemas biológicos é a relação C/N. A ocorrência de grandes quantidades matéria orgânica no efluente pode impedir que as bactérias nitrificantes se desenvolvam devido ao fato de que as bactérias heterotróficas possuem uma taxa de crescimento específico mais alta que as bactérias nitrificantes.

Segundo Giustina (2009), as altas relações C/N indicam uma carga elevada de compostos orgânicos com relativa baixa presença de compostos nitrogenados, o que acaba remetendo a competição com as bactérias autotróficas nitrificantes, já que as bactérias heterotróficas irão sobrepor as nitrificantes, resultando em uma queda na eficiência da nitrificação.

2.4.2 Desnitrificação

A desnitrificação é geralmente realizada por processo de bioconversão heterotrófica sob condições anaeróbias (mais precisamente anóxicas). Os componentes nitrogenados oxidados (NO₂ e NO₃) são reduzidos a gases por microrganismos heterotróficos que utilizam o nitrito e/ou o nitrato, ao invés de oxigênio, como receptores de elétrons e matéria orgânica como fonte de energia carbônica (ZUMFT, 1992 apud AHN, 2006).

Muitas vezes, para que a desnitrificação aconteça em um sistema de tratamento, é necessária a adição de uma fonte externa de carbono, pois a matéria orgânica contida no efluente é mais rapidamente consumida pela microbiota presente. A Equação 2 apresenta as reações para a desnitrificação considerando o metanol (CH₃OH) como fonte de carbono:



Equação 2

A tecnologia de biofilme tem se mostrado um método econômico e efetivo para degradar nitrato (MORENO et al., 2005). Fatores ambientais, especialmente a disponibilidade

e tipo de componentes carbônicos orgânicos e o estado de oxidação do efluente determinam, em grande escala, a ocorrência da redução de nitrato (RIJN et al., 2006).

Segundo Cortez et al. (2011b), através da combinação de diversos tipos de tecnologias de tratamento, como os POAs, pode-se alcançar uma otimização do processo devido à degradação de componentes refratários em matéria orgânica biodegradável que podem ser usados como fonte de carbono para a desnitrificação no sistema biológico.

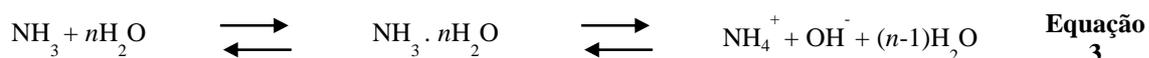
Cortez et al. (2011a) realizaram um estudo para avaliar o desempenho, em termos de desnitrificação, de um CBR anóxico de escala laboratorial e utilizando um lixiviado com altas concentrações de nitrato. Foi observado que o reator produziu um efluente com conteúdo de nitrato igual ou menor a 10 mg.L^{-1} , mesmo com um afluente com grandes quantidades de nitrato (100 a $560 \text{ mg N-NO}_3\text{-L}^{-1}$).

No entanto, para que a desnitrificação ocorra em um CBR aeróbio é preciso que este seja composto de mais de três estágios e a recirculação do efluente para o primeiro estágio seja feita, podendo assim proporcionar um ambiente uma maior carga de orgânicos biodegradáveis e com baixa concentração de oxigênio dissolvido para que as bactérias responsáveis pela desnitrificação possam se desenvolver.

2.4.3 Stripping

O *stripping* é um processo físico de perda de amônia e outros gases para a atmosfera. Este processo pode acontecer naturalmente dependendo das condições ambientais onde se encontram.

Segundo Emerson et al. (1975), há vários métodos analíticos para determinar a concentração total de amônia em solução aquosa, sendo que o total do íon amônio presente pode ser obtido através do cálculo baseado no equilíbrio amônia-efluente. Portanto, na solução aquosa de amônia há um equilíbrio entre a amônia ionizada, não ionizada e íon hidróxido, sendo que a concentração depende de uma série de fatores, sendo os mais importantes: pH e temperatura. A seguir apresenta-se a Equação com o equilíbrio das fases:



Conforme Campos et al. (2010), dentro do aterro quase todo nitrogênio orgânico é convertido a nitrogênio amoniacal e essa amônia é oriunda da degradação da matéria orgânica. Devido ao arranjo assimétrico dos seus átomos, provoca um acúmulo de carga

elétrica junto ao átomo de nitrogênio, o que torna negativa esta extremidade da molécula. Seu caráter polar é a razão para sua grande solubilidade em água. Dissolvida na água, a amônia pode se ionizar, recebendo um íon hidrogênio e se convertendo no íon amônio (NH_4^+).

De acordo com Silva (2011), nos lixiviados, ocorre a reação da amônia em meio aquoso. A amônia sofre dissociação iônica, dando origem ao íon amônio que está em equilíbrio com a amônia, conforme apresentado na Equação 3. Quando se encontra com o pH superior a 7, altera seu equilíbrio e desloca-se para a esquerda e o íon amônio (NH_4^+) se transforma em gás amônia. A transformação do íon amônio (NH_4^+) para gás amônia (NH_3), depende do pH e, quanto maior o seu valor, maior será a quantidade de amônia no lixiviado.

A dissolução da amônia livre em líquidos depende da pressão parcial do gás amoníaco na atmosfera adjacente. Se essa pressão parcial for reduzida, a amônia tenderá a sair da água. Então, é possível remover amônia colocando gotículas do efluente em questão em contato com ar livre de amônia. Nessas condições a amônia sairá da fase líquida numa tentativa de restabelecer o equilíbrio. Caso o gás de arraste escoe continuamente, em tese chegará um momento em que todo o composto indesejado será removido do líquido (SOUTO, 2009).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Este trabalho faz parte de um projeto maior, participante do Tema 3 (Desenvolver estratégias e processos inovadores de tratamento de LAS com foco na remoção de matéria orgânica biodegradável, compostos recalcitrantes e nitrogênio amoniacal) da chamada pública MCT/MCIDADES/FINEP/Ação Transversal SANEAMENTO AMBIENTAL E HABITAÇÃO - 7/2009.

Concomitante ao presente trabalho, dois outros trabalhos foram realizados com o objetivo de avaliar a remoção de matéria orgânica pelo CBR e a biodegradabilidade do lixiviado utilizado.

3.1 LOCALIZAÇÃO

O sistema de tratamento estudado foi instalado na Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo/RS, no Anexo I do Laboratório de Saneamento Ambiental, junto à estação de tratamento de esgoto (ETE) Unisinos. Nesta foram implantados os três módulos da unidade CBR trabalhando em modo sequencial e contínuo.

3.2 LIXIVIADO UTILIZADO

O lixiviado utilizado neste estudo é proveniente do aterro sanitário de São Leopoldo que gera atualmente cerca de 18 m³/d de lixiviado.

O lixiviado foi coletado na saída do aterro (tanque de equalização que antecede o sistema de lagoas de tratamento), sendo portanto, uma mistura dos lixiviados de três células do aterro: uma célula é do aterro controlado (desativado); uma célula do aterro sanitário já encerrada; e a última célula é do aterro sanitário que foi iniciada em janeiro de 2009 e encerrada em outubro de 2011 (SL AMBIENTAL, 2011).

A figura 1 apresenta uma foto aérea da área do aterro sanitário de São Leopoldo.



Figura 1- Foto aérea do aterro sanitário de São Leopoldo/RS

Fonte: Google Earth 2013 (modificada).

A caracterização do LAS foi realizada no Laboratório de Saneamento Ambiental da UNISINOS antes do tratamento no sistema experimental proposto.

3.3 UNIDADE EXPERIMENTAL CBR

O sistema CBR é composto por uma unidade com três estágios. Cada estágio é composto por um tambor de aço inoxidável com diâmetro de 600mm e comprimento de 700mm, a submersão dos tambores no líquido é de 40%. Os critérios de carga utilizados em cada estágio são listados a seguir:

1º estágio: carga orgânica de 28 gDBOt/m².d, carga hidráulica de 0,014 m³/m².dia, área superficial do material suporte de 5,12 m², totalizando um TRH de 5h nas primeiras 8 semanas (fase 1), alterando para 8 h, após este período, por mais 7 semanas (fase 2).

2º estágio: carga orgânica de 16,8 gDBOt/m².d, carga hidráulica de 0,014 m³/m².dia, área superficial do material suporte com 5,12 m², totalizando um TRH de 5h nas primeiras 8 semanas e 8 h após este período, por mais 8 semanas.

3º estágio: igual ao primeiro e segundo estágios. Desta forma, totalizando um TRH de 15h nas primeiras 8 semanas de operação (fase 1), e 24 h nas 8 semanas subsequentes (fase 2). A área superficial específica total para crescimento do biofilme é de 15,36 m², compreendendo um volume útil de reator de 0,04 m³.

O material suporte utilizado no CBR (figura 2) possui uma massa específica de 90 kg/m³, superfície específica de 128 m²/m³ e um índice de vazios em torno de 93%.



Figura 2- Anel de polipropileno utilizado como material suporte nos tambores do CBR.

O sistema rotacional do CBR é composto por um motor acoplado a um motoredutor, os quais giram a aproximadamente 13 RPM. O lixiviado utilizado no experimento foi transportado do aterro sanitário de São Leopoldo até a unidade experimental, armazenada em um tanque e deste bombeado para alimentação do sistema. O sistema foi alimentado com uma vazão de 140 mL/min nas primeiras oito semanas (fase 1) e 85 mL/min nas semanas seguintes (fase 2).

A figura 3 apresenta uma foto do sistema CBR instalado na UNISINOS e seus respectivos pontos de coleta.



Figura 3- Sistema CBR utilizado e respectivos pontos de coleta.

3.4 INOCULAÇÃO DO SISTEMA E PARTIDA

A unidade CBR foi inoculada com 12,5%, em relação ao volume útil de cada estágio, de lodo de um sistema de lodos ativados da CORSAN, unidade Canoas/RS, o qual já recebe lixiviado de diversos aterros sanitários da região. Portanto, trata-se de uma biomassa adaptada à presença de lixiviado.

A primeira coleta foi realizada 21 dias após a inoculação, quando foi constatado a presença de biofilme no reator, conforme observa-se na figura 4.



Figura 4- Biofilme formado no sistema CBR (primeiro estágio).

3.5 AMOSTRAGEM E MONITORAMENTO

Durante o período de monitoramento foi realizado ainda o acompanhamento de variáveis climáticas como temperatura e atividade pluviométrica, visto que estas afetam as características do lixiviado e podem influenciar nos resultados do tratamento proposto.

As coletas foram realizadas semanalmente na entrada do sistema (afluente bruto), saída do primeiro estágio (P1), saída do segundo estágio (P2) e saída do terceiro estágio (efluente final). Os parâmetros monitorados foram: pH, temperatura, DBO₅, DBO₅ filtrada, DQO, COT, Nitrogênio Amoniacal (NA), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK).

Os íons amônio, nitrito e nitrato foram monitorados através de cromatografia iônica utilizando-se um cromatógrafo marca DIONEX ICS - 1100. As condições de operação do cromatógrafo iônico estão apresentadas na tabela 4.

Tabela 4- Condições de operação do cromatógrafo iônico.

	Pressão	Supressora	Condutividade	Fluxo	Tempo por amostra	Coluna	Supressora
Cátion	700 psi (min=200, máx=3000)	Ligar após 700 psi 20 mA	Abaixo de 2 μS	0,25 mL/min	15 min	ION PAC CG12A	ION PAC CS12A
Ânion	1600 psi (min=200, máx=3000)	Ligar após 1000 psi 8 mA	17 – 23 μS	0,25 mL/min	25 min	ION PAC AG23	ION PAC AS23

Os parâmetros COT e DQO foram analisados em todos os pontos de coleta, enquanto os demais parâmetros foram analisados somente no afluente bruto e no efluente final.

Ainda foram adicionadas as análises de nitrito e nitrato, a partir da 11ª semana de monitoramento visando avaliar se a remoção de nitrogênio observada era decorrente do processo biológico ou estava acontecendo por *stripping*.

As análises foram feitas em duplicata, sempre com o coeficiente de variação menor que 5%, no Laboratório de Saneamento Ambiental da Unisinos segundo Standard Methods (APHA, 1995).

Na tabela 5 apresenta-se um detalhamento dos parâmetros analisados.

Tabela 5- Parâmetros, frequência e metodologia utilizados.

Parâmetro	Frequência	Metodologia
Nitrogênio total Kjeldahl	Semanal	Nitrogênio Total Kjeldahl: método titulométrico
Nitrogênio amoniacal	semanal	Nitrogênio Amoniacal: método titulométrico
Nitrito*	semanal	Cromatografia iônica
Nitrato*	semanal	Cromatografia iônica
Amônio	semanal	Cromatografia iônica
DQO	semanal	Refluxo fechado (Colorimétrico)
DBO	semanal	Método manométrico
COT	semanal	Deteção de CO ₂ , formada pelo detector de infravermelho não dispersivo de radiação focalizada (FR-NDIR)
pH	semanal	Potenciométrico
Temperatura	semanal	Termômetro

***Parâmetros analisados após a 11ª semana da primeira coleta de amostra.**

3.6 TRATAMENTO ESTATÍSTICO

Os resultados das amostragens foram analisados conforme média, desvio padrão, teste T, correlação e regressão. Para as análises estatísticas foram utilizados os softwares Excel e SPSS.

4 APRESENTAÇÃO, ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Neste capítulo serão apresentados os resultados deste experimento, quanto aos parâmetros analisados.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO UTILIZADO

A caracterização do lixiviado foi realizada antes da entrada do efluente no sistema. A tabela 6 apresenta os valores de entrada médios, mínimos e máximos de cada parâmetro analisado semanalmente no efluente do CBR.

Tabela 6- Caracterização e valores médios do lixiviado utilizado no experimento.

Parâmetro	Unidade	Valores médios	Valores mínimos	Valores máximos	Desvio Padrão
Nitrogênio total Kjeldahl	mg/L	1082	541	1623	317
Nitrogênio amoniacal	mg/L	1044	410	1409	486
DQO	mg/L	3069	882	4764	1023
DBO	mg/L	463	304	580	97
Relação DBO/DQO	-	0,16	0,09	0,34	0,06
COT	mg/L	1247	405	2510	471
pH	-	8,72	8,36	9,19	2,2
Temperatura	°C	23,3	19	31	3,4

Para que fosse possível avaliar o desempenho do reator em condições reais não foram realizadas alterações de pH e temperatura no lixiviado.

É preciso salientar que as duas primeiras coletas de lixiviado no aterro foram realizadas em períodos de chuvas, as quais levaram a uma diluição do LAS e implicaram na grande variação nas cargas orgânica e nitrogenada aplicadas ao sistema.

4.2 TEMPERATURA E pH DO LIXIVIADO

Durante o período experimental observou-se uma temperatura do lixiviado entre 19 °C e 31 °C. Estes valores foram medidos no líquido afluente. O mesmo procedimento foi realizado quanto a avaliação do pH, observando-se para este uma variação entre 8,4 e 9,2. Salienta-se que valores de pH acima de 8,5 podem proporcionar a perda de NA por volatilização natural no sistema.

Os valores de pH e temperatura observados nas duas fases de operação (TRH 15h e TRH 24h), são apresentados na tabela 7.

Tabela 7- Valores de pH e temperatura para as fases 1 e 2.

Amostragem	pH (Fase 1)	pH (Fase 2)	Temperatura (Fase 1)	Temperatura (Fase 2)
1	8,75	8,91	31	22
2	8,45	8,57	19	28
3	8,60	8,71	21	31
4	8,41	8,89	26	22
5	8,56	8,82	19	25
6	8,36	8,89	20	25
7	8,73	8,96	23	22
8	8,78	9,19	26	20
Média	8,58	8,87	23,1	23,4
Desvio padrão	0,13	0,18	4,26	2,5

Observando a tabela 7, podemos verificar que as médias de temperatura e pH não variam consideravelmente. Sendo assim, foi possível comparar os resultados de remoção de NA entre os TRH testados. Ainda, através do teste de correlação (tabela 8), tanto o pH quanto a temperatura não apresentaram-se relacionados as remoções de NA para as duas fases de operação.

Tabela 8- Resultados do teste de correlação entre as remoções de NA, pH e temperatura para as fases 1 e 2.

	pH (Fase 1)	pH (Fase 2)	Temperatura (Fase 1)	Temperatura (Fase 2)
Remoção de NA	r = 0,488	r = 0,593	r = 0,342	r = -0,376

Como em qualquer sistema biológico, a temperatura pode afetar o desempenho do processo de tratamento. Logo, é um parâmetro operacional que deve ser considerado para uma boa eficiência do processo. Se um sistema está apto a trabalhar com uma ampla variação de temperatura, a implantação de sistemas com temperatura controlada pode ser evitado, o que representa uma baixa considerável nos custos deste sistema (GÁLVEZ et al., 2009).

De acordo com Wiszniowski et al. (2006), para que a nitrificação aconteça é preciso que o pH esteja em uma faixa entre 5,5 e 9,0, sendo que o pH ótimo é de 7,5, e temperatura deve ser entre 5 e 40°C. Observando a tabela 7 é possível afirmar que durante o

período de monitoramento os valores de pH e temperatura estavam de acordo com o indicado para que a remoção da amônia pudesse acontecer por via biológica.

No entanto, as condições para a volatilização da amônia estavam presentes de forma natural durante esta investigação, principalmente em algumas horas do dia onde foi possível observar temperatura ambiente, no local de instalação do sistema experimental, acima de 30 °C. Salienta-se que para a transformação do íon amônio em gás nitrogênio é necessário que o pH no efluente esteja a cima de 7,0 e não ocorram baixas temperaturas.

4.3 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIAL

Para o monitoramento da remoção de amônia no sistema, utilizou-se a relação entre a amônia e o íon amônio, onde estequiometricamente 77% do valor observado na cromatografia iônica como íon amônio correspondem à amônia. Porém, destaca-se que as análises de NA titulométricas também foram realizadas nas mesmas amostras.

A figura 5 apresenta as médias de remoção de nitrogênio amoniacal nos TRH testados.

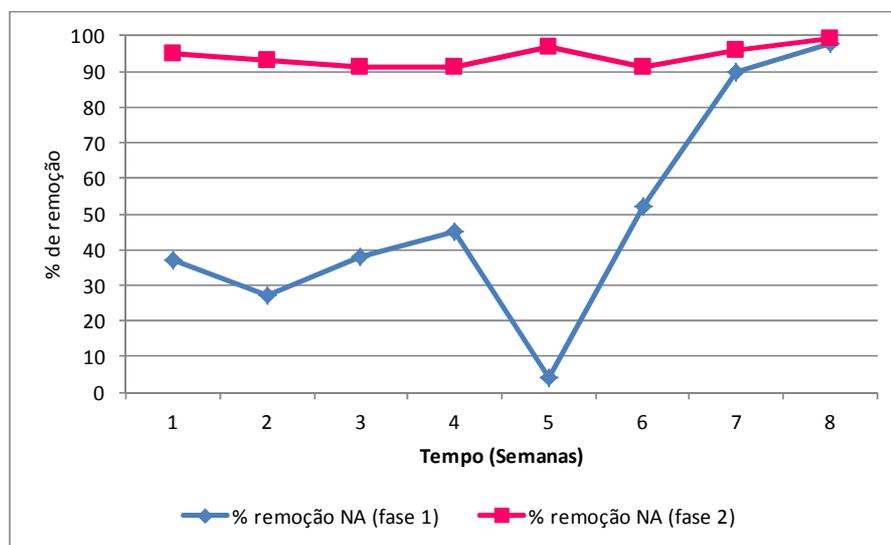


Figura 5- Médias de remoção de NA para os TRH testados.

Foi possível observar através do teste T que a porcentagem de remoção quando o TRH foi de 24h foi significativamente maior do que quando operado com TRH de 15h (p-value = 0,005), e a média de remoção para o TRH de 15h foi de 48,9% enquanto que a média de remoção para o TRH de 24h foi de 94%.

Estes resultados são compatíveis com outros estudos (JESWANI e MUKHERJI, 2012; AKHBARI et al., 2011) que demonstram que o TRH deve ser maior do que 16h e 18h,

quando utilizado efluentes industriais ou sintéticos para que se possam obter melhores remoções.

Contudo, deve-se salientar que o sistema começou a operar (fase 1) 21 dias após a inoculação, Durante este período o sistema ficou em operação somente com um volume de lixiviado correspondente ao volume útil de cada estágio. Manteve-se a rotação dos tambores para que o lodo inoculado pudesse iniciar a colonização do material suporte. A este fato pode-se atribui as baixas remoções de NA nas primeiras amostragens ao período de estabilização do sistema, pois se pode perceber que nas semanas 7 e 8 da fase 1 o sistema obteve remoções semelhantes aos da fase 2.

Porém, os resultados de remoção de NA contradizem Aziz et al. (2004), que afirmam que para a remoção de altas taxas de NA o uso apenas de um sistema biológico não é efetivo, já que estas altas taxas inibem o processo de nitrificação.

No entanto, durante a realização do experimento observou-se que havia a liberação de amônia por volatilização devido ao cheiro característico observado no local onde o sistema foi instalado. Entretanto, este efeito não foi mensurado, mas pode-se presumir que houve perda de NA por via física (*stripping*).

Como não há relatos na literatura de perda de NA por *stripping* em CBR, verificou-se a necessidade de se realizar análises de nitrito e nitrato, no afluente e efluente de cada estágio visando à possibilidade de esclarecimento quanto à remoção de NA.

A figura 6 apresenta os valores médios de pH, NTK, NA, nitrito e nitrato no CBR, Para esta figura foram utilizados os valores de NA pelo método titulométrico para que estes pudessem ser complemento do NTK que somente é realizado por titulometria.

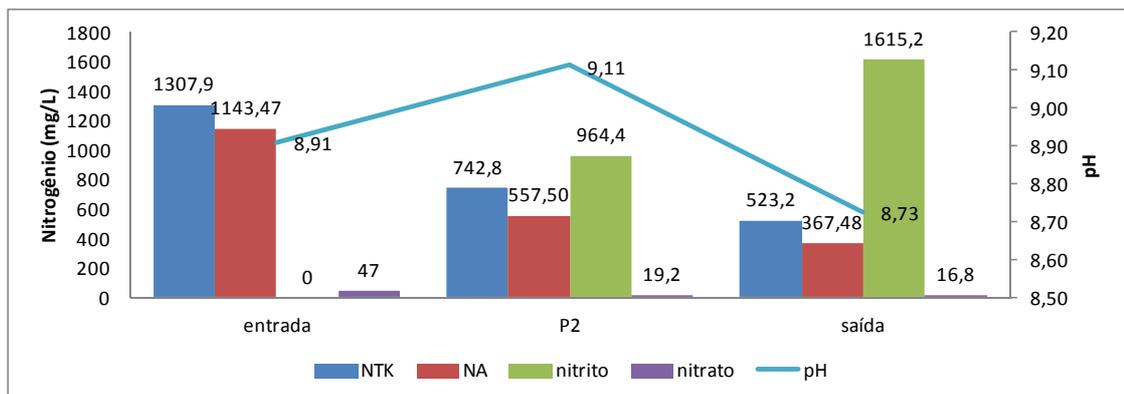


Figura 6- Valores médios de nitrogênio no sistema CBR a partir da 11ª semana de operação (fase 2).

É possível observar que, à medida que as médias de NTK e NA decrescem dentro do sistema a quantidade de nitrito aumenta. Isso demonstra que a redução nas quantidades de NA é decorrente da nitrificação, porém, esta nitrificação não está sendo completa, implicando no acúmulo de nitrito no sistema.

Ainda na figura 6, se pode perceber que ocorre um aumento de pH da entrada para o P2 seguido de um decréscimo do P2 para a saída do sistema. Em seu trabalho, Giustina (2009) encontrou resultados semelhantes tratando esgoto sanitário utilizando CBR como pós-tratamento de um sistema anaeróbio. O autor atribuiu esta redução nos valores de pH ao consumo de alcalinidade pelas bactérias nitrificantes.

A figura 7 mostra o comportamento dos íons nitrito e nitrato ao longo das semanas, dentro do sistema CBR.

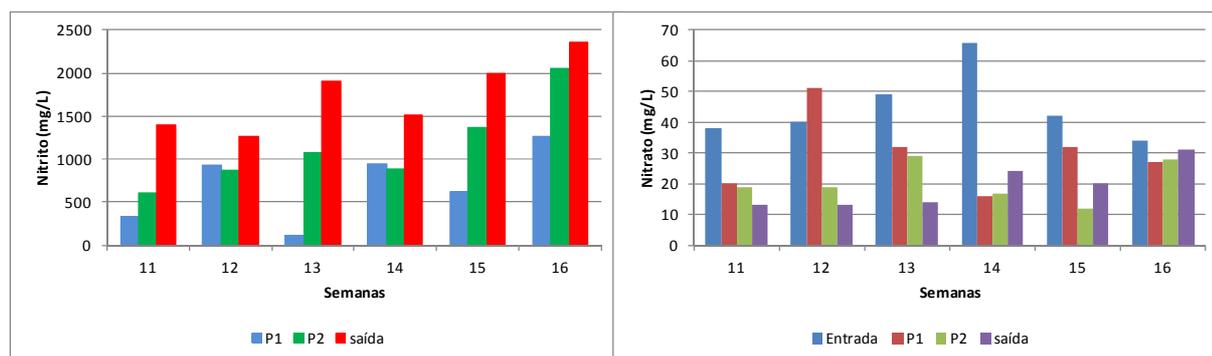


Figura 7- Comportamento dos íons nitrito e nitrato ao longo do período de monitoramento do sistema CBR (fase 2).

Verifica-se conforme a figura 7 que ocorre um aumento significativo na concentração de nitrito em cada estágio do CBR (p-value = 0,002). Este efeito pode ser atribuído à baixa atividade da biomassa encarregada de converter o nitrito em nitrato, resultando assim numa nitrificação parcial. Entretanto, não observa-se uma evolução semelhante na formação de nitrato, embora numericamente os valores observados apresentem diferença significativa (p-value = 0,004) em relação à entrada e saída do sistema.

Conforme Ahn (2006) o principal gênero de bactérias que realiza a oxidação da amônia a nitrito são conhecidas como *Nitrossomonas*, contudo, as *Nitrosococcus*, *Nitrosopira*, *Nitrosovibrio* e *Nitrosolobus* também estão aptas a oxidar a amônia à nitrito. E o grupo que realiza a oxidação do nitrito a nitrato é basicamente o das bactérias do gênero *Nitrobacter*, que parecem estar em baixa atividade dentro do sistema CBR do presente estudo.

Chen et al. (2006), através de seu estudo concluíram que as *Nitrobacter* apresentam uma queda na taxa de crescimento quando os valores de OD estão acima de 4 mg/L. É possível que o CBR estudado, em função da velocidade de rotação esteja incorporando uma concentração de OD superior ao desejado. Entretanto este parâmetro não foi analisado durante este experimento.

Apesar das análises de OD não terem sido realizadas, durante o período de operação observou-se em determinadas ocasiões a presença de espuma dentro do sistema. Efeito que inicialmente pode ser atribuído a agitação promovida pelos tambores e incorporação de O₂ no efluente. A presença de altas concentrações de OD pode estar interferindo no desenvolvimento das bactérias responsáveis pela conversão do nitrito a nitrato, implicando no acúmulo de nitrito no sistema.

Conforme Knox (1985) apud Kurniawan et al. (2010), uma grande concentração de NA pode inibir o processo de nitrificação, resultando no acúmulo de nitrito no ambiente em questão. A alta concentração de nitrito dentro do sistema é indesejada, pois o nitrito é mais tóxico para o meio ambiente que o nitrato (WELANDER et al., 1998).

Entretanto, a nitrificação parcial pode trazer vantagens quando combinada com outro processo como o ANAMMOX (HELLINGA et al., 1999 apud WISZNIOWSKI et al., 2006). Neste processo, os microorganismos podem transformar o nitrito e o amônio em gás nitrogênio utilizando o nitrito como receptor de elétrons. Nele as bactérias não necessitam de fonte de carbono e produzem pouco lodo (CAMPOS, 2006).

Em seu estudo, Kulikowska et al. (2010), avaliaram um sistema CBR de dois estágios, aeróbios, com TRH igual a 24h, tratando LAS e obtiveram como principal produto da nitrificação, o nitrato. Os autores ainda afirmam que o CBR aeróbio de dois estágios foi capaz de nitrificar completamente o efluente quando a carga superficial aplicada foi de 1,92 a 3,6 g N-NH₄/m² d. Porém neste trabalho a carga superficial média de nitrogênio aplicada foi de 32 g N-NH₄/m² d, onde deve se resaltar que o reator utilizado neste trabalho tratava cerca de 200 L/d de lixiviado na fase 1 e cerca de 122 L/d de lixiviado na fase 2, enquanto que, para o experimento de Kulikowska et al. (2010), foram tratados 10 L/d somente.

No experimento de Zhong et al. (2009), que avaliaram o tratamento de lixiviado em sistema CSTR aerado, relatou o acúmulo crescente de nitrito dentro do sistema, mesmo quando as remoções de matéria orgânica mantinham-se estáveis. Os autores atribuem este acúmulo a sensibilidade das bactérias responsáveis pela oxidação do nitrito. Segundo os

autores a concentração de amônia livre no meio reacional entre 0,1 a 1,0 mg/L, promove a inibição de bactérias oxidadoras de nitrito. Amônia livre entre 10 e 150 mg/L também é relatada como inibidora na oxidação da amônia. Em suma, relata-se que amônia livre acima de 75 mg/L é prejudicial ao processo de formação de nitrato, parando o processo na nitrificação, efeito que parece estar presente neste experimento. Entretanto, é preciso uma avaliação mais detalhada, com estudo em diferentes condições operacionais que permitam afirmar a ocorrência de tal efeito.

No trabalho de Cortez et al. (2011a), avaliando um CBR anóxico quanto a desnitrificação de lixiviado, relatam que, quando se trocou o efluente sintético por LAS houve um acúmulo de nitrito seguido de uma rápida diminuição deste. Eles explicam que este comportamento pode estar ligado a atividade da enzima nitrito redutase, presente nas comunidades microbiológicas do biofilme, que só é estimulada quando existe uma alta produção de nitrito no sistema. Outra explicação para este fenômeno pode estar ligada ao aumento de NA no reator, que pode ter inibido temporariamente o crescimento de bactérias responsáveis por oxidar o nitrito (TERADA et al., 2003).

Neste trabalho, tanto as altas cargas de nitrogênio aplicadas ao sistema como a presença de OD em proporções inadequadas podem ter sido as causadoras do acúmulo de nitrito no sistema.

Contudo, é possível afirmar que o sistema CBR tem potencial para nitrificar o efluente testado, mas é preciso que futuras investigações analisem as quantidades de OD e avaliem o balanço de massas dos compostos nitrogenados dentro do sistema para que se possa atuar sobre os parâmetros de operação do sistema visando a nitrificação.

4.4 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA.

Para os compostos orgânicos não houve variações expressivas nas porcentagens de remoção. A figura 8 apresenta o comportamento da DQO na entrada e saída do sistema CBR.

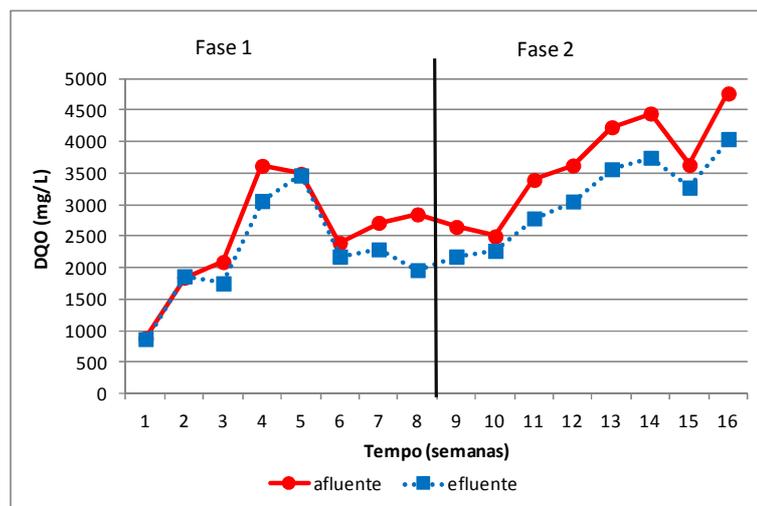


Figura 8- Comportamento da DQO na entrada e saída do sistema durante do período experimental.

A partir da figura 8 podemos perceber que a DQO apresentou baixa remoção pelo sistema CBR. Estatisticamente, as médias de remoção entre as fases não foram diferentes entre si ($p\text{-value} = 0,364$), sendo que a média de remoção para a fase 1 foi de 11% e para a fase 2 de 14,8%. De acordo com Giustina (2009), um aumento na remoção de DQO poderia ser alcançado com a implantação de um decantador secundário na saída do sistema CBR.

A baixa taxa de remoção está ligado à alta carga de compostos recalcitrantes no lixiviado, pois a microbiota presente não está apta a remover estes compostos de alta complexidade. Cortez et al. (2011a), investigaram o tratamento de lixiviado utilizando um sistema CBR anóxico, e apresentam resultados similares ao deste trabalho quanto a remoção de DQO. A matéria orgânica não biodegradável presente no lixiviado também não pode ser consumida pelas desnitrificantes como fonte de carbono.

Na quinta semana da fase 1 é possível observar que houve um decréscimo acentuado na remoção de NA e DQO seguido de rápida recuperação. Este evento pode estar ligado à instabilidade do biofilme presente no sistema, e a toxicidade do lixiviado. Os valores de entrada de NA e DQO na semana 4 (1409 e 3617 mg/L, respectivamente) e 5 (1363 e 3488 mg/L, respectivamente) foram os maiores observados na fase 1, o que pode ter desencadeado este choque no sistema.

Gálves et al. (2009), testou a influência de tóxicos como o clorofórmio e antibióticos na remoção de DQO em um sistema de biofilme aderido. Como resultado, observou que a remoção de DQO caiu de 30% para 2% com a adição de clorofórmio e de 20% para 0% com a adição de antibiótico. Porém, observou que em poucos dias, mesmo com a adição constante dos agentes tóxicos, a microbiota tornou-se resistente e retornou a

eficiência inicial. Isso demonstra a alta resistência do biofilme a agentes tóxicos e sua adaptação a condições adversas.

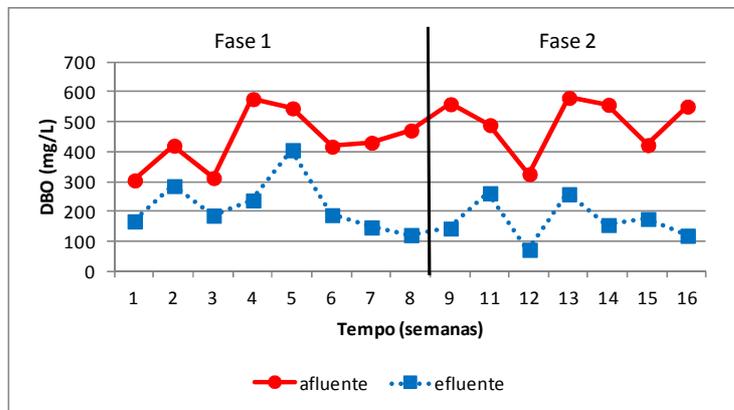


Figura 9- Comportamento da DBO na entrada e saída do sistema durante o período experimental.

Já para o parâmetro DBO, se pode notar uma melhora na eficiência de remoção da fase 1 para a fase 2, onde a média de remoção de DBO para a fase 1 foi de 49,6% enquanto que, a média de remoção para a fase 2 foi de 66,4%. Estas médias apresentam diferenças significativas entre si (p -value = 0,046), e em termos de eficiência para um tratamento biológico tratando LAS é considerada expressiva.

A matéria orgânica de rápida assimilação lida pela DBO é consumida com maior facilidade pela microbióta heterotrófica envolvida neste processo, e a maior parte desta matéria biodegradável é removida no primeiro estágio do CBR. Twafik et al. (2006), afirmam que em sistemas CBR tratando efluente doméstico a nitrificação ocorre principalmente no segundo estágio do CBR, após a remoção dos componentes orgânicos.

Conforme o efluente atravessa o sistema, cada estágio subsequente recebe uma concentração de matéria orgânica mais baixa que a anterior. Por causa da diferença na taxa de crescimento específico das bactérias heterotróficas e autotróficas, o primeiro estágio é o principal para a remoção de orgânicos, o que leva a alterações nas características do biofilme, conforme pode ser observado na figura 10.

Neste trabalho, se pode constatar que a remoção de DBO_5 deu-se principalmente no primeiro estágio do CBR onde 43,4% do total de DBO removida ocorreu neste estágio enquanto a média geral de remoção (fase 1 e 2) foi de cerca de 58%.

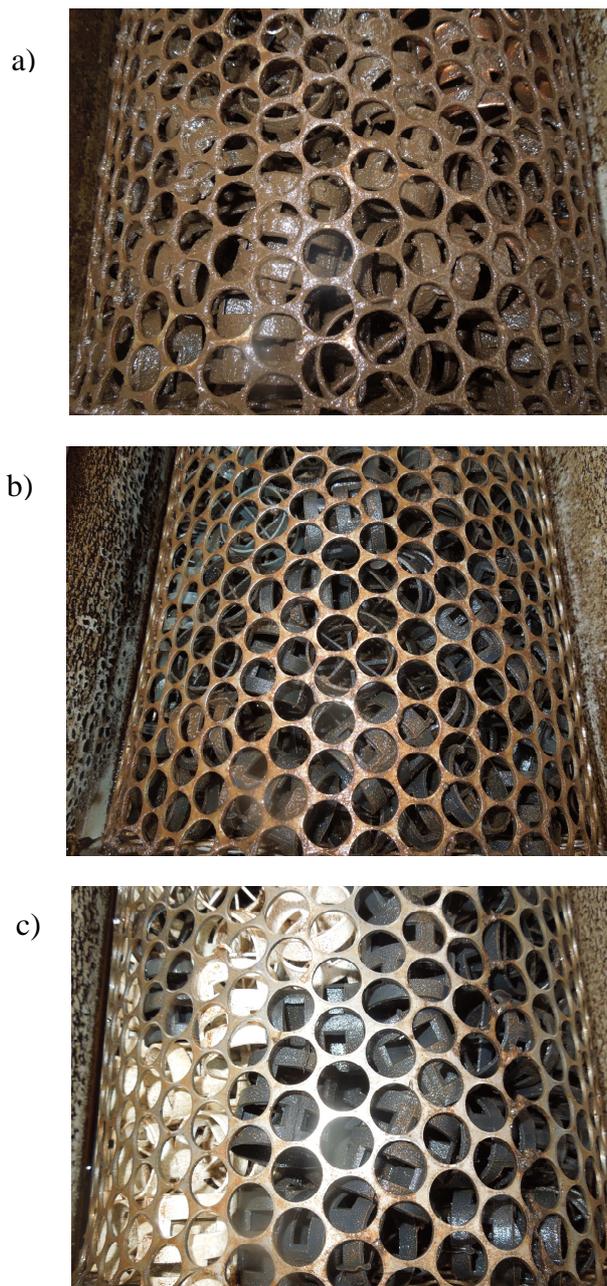


Figura 10- Biofilme no primeiro (a), segundo (b) e terceiro estágios do CBR (c).

A relação DBO_5/DQO de um efluente é tida como indicativo para a definição sobre a utilização de determinados tipos de tratamentos. Nossos estudos sugerem que uma alternativa que possibilite melhorar esta relação, por exemplo, o uso de um processo oxidativo avançado (POA) antecedendo o processo biológico, pode aumentar a biodegradabilidade do lixiviado, a partir da destruição de moléculas recalcitrantes, gerando produtos de maior biodegradabilidade. A tabela a 9 apresenta a relação DBO_5/DQO durante o período de operação do experimento, na qual verifica-se a manutenção de valores baixos ao longo de todo o período experimental.

Tabela 9- Relação DBO₅/DQO durante o período de monitoramento.

Amostragem	Relação DBO ₅ /DQO (fase 1)	Relação DBO ₅ /DQO (fase 2)
1	0,34	0,21
2	0,23	NR*
3	0,15	0,14
4	0,16	0,09
5	0,16	0,14
6	0,17	0,13
7	0,16	0,12
8	0,17	0,12
Média	0,19	0,14
Desvio padrão	0,07	0,04

***não realizadas.**

É possível observar através da tabela 9 que a relação DBO₅/DQO é indicativa de lixiviado proveniente de um aterro sanitário já estabilizado, pois os valores giram em torno de 0,2 (TATSI e ZOUBOULIS, 2002). Sendo assim, este efluente não seria apropriado para o tratamento biológico tendo em vista que a indicação para a depuração biológica é de que a razão DBO₅/DQO seja de 0,5 ou mais (METCALF & EDDY, 2003; MORAIS e ZAMORA, 2005).

Portanto, seria apropriada a utilização de um pré-tratamento com POA, os quais apresentam potencial de fragmentação de matéria orgânica recalcitrante e, teoricamente, produziram um efluente com uma relação DBO₅/DQO mais alta, facilitando tratamento biológico. Porém, este tipo de tratamento implica em um aumento considerável nos custos do processo, e não é garantia da obtenção de parâmetros de lançamento quanto a NA.

Cortez et al. (2011b), ao utilizar um CBR anóxico alimentado com lixiviado pré-tratado por ozonização, afirmaram que apenas uma pequena fração da matéria orgânica foi transformada em componentes biodegradáveis e consumidas pelo biofilme. Este tipo de resultado sugere que é preciso avaliar criteriosamente qual o melhor POA a ser utilizado em um pré-tratamento.

Na figura 11, apresentam-se os valores de COT na entrada e saída do sistema CBR, onde verifica-se que houve um pequeno decréscimo do COT após a passagem pelo reator, no entanto, os valores médios de remoção (15 e 18%) não apresentam diferenças significativas entre as duas fases de operação (p-value = 0,42).

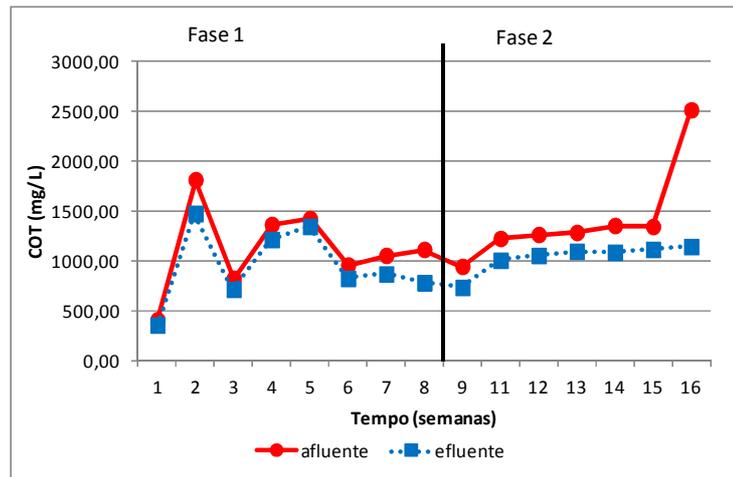


Figura 11- Comportamento do COT na entrada e saída do sistema durante o período experimental.

É possível também observar que, para todos os parâmetros, o aumento no TRH contribuiu para uma melhora na porcentagem de remoção. Este comportamento parece estar ligado à necessidade de maior tempo de contato entre a biomassa presente no reator e o efluente contendo grandes quantidades de matéria orgânica e NA.

Portanto, de maneira geral, o sistema CBR não parece ser suficiente para remover matéria orgânica do LAS utilizado neste experimento. Estes resultados podem ser atribuídos à complexidade química do efluente tratado o que impede de alcançar padrões de lançamento nas condições de operação testadas.

4.5 PARÂMETROS OPERACIONAIS

Deve se destacar que, o escalonamento de um sistema de tratamento da escala piloto para escala real necessita de cuidados principalmente com relação aos parâmetros de operação. Somado a isso, deve-se levar em conta que os LAS apresentam uma grande amplitude quanto às variações das concentrações de matéria orgânica e nutrientes, que somados a interferência das condições ambientais tornam difícil o tratamento biológico.

Para este experimento, os valores das cargas aplicadas de DQO (em média 97,8 g/m².d na fase 1 e 873,2 g/m².d na fase 2) e os valores das cargas aplicadas de NA (em média

32,15 g/m².d na fase 1 e 30,58 g/m².d na fase 2) foram expressivamente maiores comparado aos outros estudos utilizando CBR para tratar LAS como pode se observar na tabela 3.

Em adição, não é possível a partir dos dados observados neste estudo, estabelecer padrões que permitam uma operação segura de sistemas biológicos para LAS. Esta falta de informação implica na adaptação e/ou utilização de parâmetros que são atualmente conhecidos para o esgoto sanitário, que compreende uma série de diferenças na composição quando comparados aos LAS.

Akhbari et al. (2011) tratando efluente sintético em um CBR, afirmam que o TRH é o fator operacional determinante no desempenho do sistema para a remoção de nutrientes, juntamente com a recirculação de uma fração do efluente bruto para um determinado estágio do sistema. Os mesmos autores também relatam a importância da velocidade de rotação, pois esta tem relação com a incorporação de um maior ou menor teor de oxigênio na massa líquida. Neste estudo a melhor resposta do sistema foi quando utilizado o TRH acima de 18h obtendo remoções de DQO acima de 80%, enquanto em nosso estudo as diferenças nas remoções de DQO para os TRH de 15h e 24h não foram significativamente diferentes e o máximo de remoção alcançada foi cerca de 31%.

Apesar da bibliografia sobre o tratamento de LAS por CBR indicar velocidades rotacionais abaixo de 7 rpm (CASTILLO et al., 2007; CORTEZ et al., 2011a; KULIKOWSKA et al., 2010), neste experimento foi adotado uma velocidade de rotação dos tambores do CBR de 13 rpm. Este valor está acima do recomendado para esgoto sanitário, onde reside quase que a totalidade de informações sobre o assunto. Contudo, o lixiviado de aterro sanitário possui características diferentes de outros efluentes e uma maior rotação pode promover uma melhor aeração ao sistema e evitar a necessidade de utilização de um sistema complementar de aeração, o que implicaria em um aumento nos custos de instalação, manutenção e operação.

As cargas superficiais de matéria orgânica e nitrogênio, aplicadas a um sistema biológico também são fatores de importância e devem ser considerados no desenvolvimento do biofilme do sistema. A figura 12 apresenta graficamente a relação entre carga aplicada e removida de NA, para cada fase de operação.

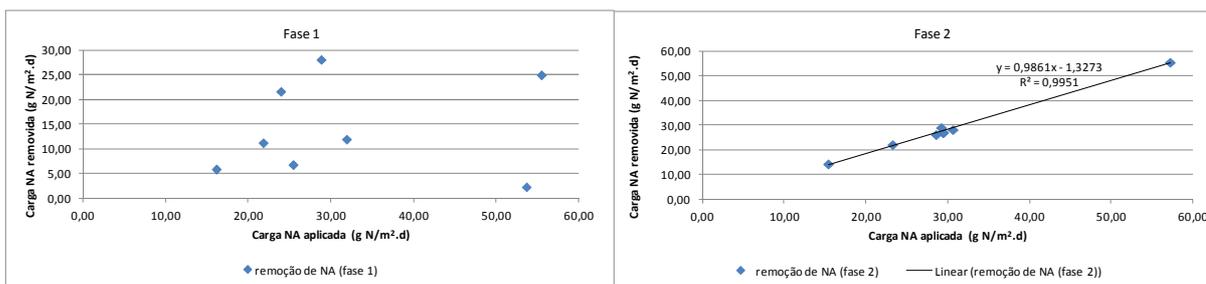


Figura 12- Carga aplicada versus Carga removida de NA (FASES 1 e 2).

Na fase1 a remoção de NA não apresentou um comportamento padrão em função da carga de NA aplicada ao sistema. Já para a fase 2 é possível observar que as maiores remoções estão associadas as maiores taxas de NA aplicadas. Este comportamento provavelmente está ligado à mudança na cinética de nitrificação que ocorre no biofilme em função do TRH aplicado.

A melhora na remoção conforme a elevação da aplicação de carga de NA na fase 2, sugere que o sistema pode não estar sofrendo inibição devido as altas cargas de nitrogênio aplicadas, porém o TRH deve ser adequado para promover o tempo de contato necessário do efluente com a biomassa.

As figuras 13 e 14 apresentam, para as duas fases de operação, as relações entre as cargas superficiais de COT e DQO aplicadas ao CBR experimental e suas respectivas remoções de cargas.

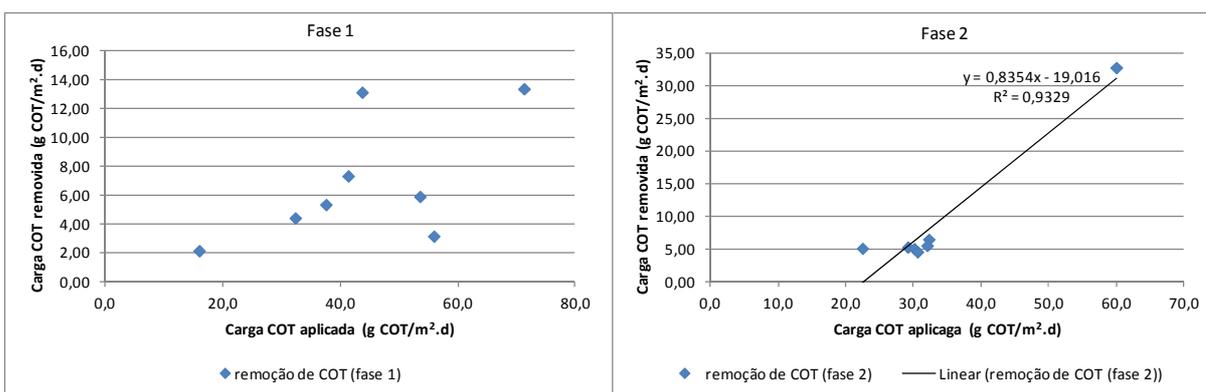


Figura 13- Carga aplicada versus carga removida de COT (FASE 1 e 2).

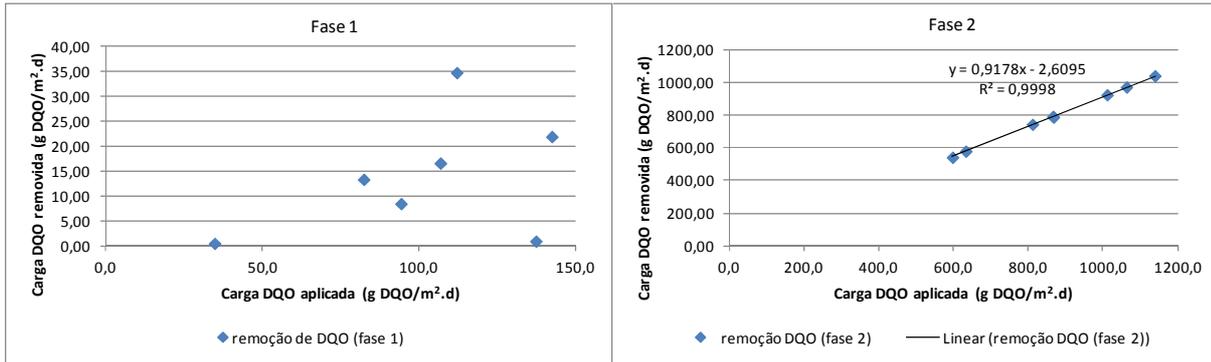


Figura 14- Carga aplicada versus carga removida de DQO (FASE 1 e 2).

Assim como para as cargas de NA, as remoções de cargas orgânicas apresentaram comportamentos lineares na fase 2. Ou seja, quanto maior a carga de COT e DQO aplicadas maior a remoção destas cargas. Portanto, o TRH de 24h na fase 2 ofereceu uma maior estabilidade ao sistema biológico e ainda parece suportar as variações na qualidade do afluente, mesmo não apresentando bom desempenho em termos de percentual de remoção.

Conforme se pode analisar pela tabela 3, as cargas aplicadas no presente estudo foram superiores as encontradas em estudos anteriores, assim como o volume de LAS tratado. É possível que as altas cargas aplicadas ao sistema CBR experimental, tenham inviabilizado o um bom desempenho, pois nos outros estudos as cargas são mais baixas e os autores apresentam melhores remoções de orgânicos e compostos nitrogenados. Entretanto, trata-se em nosso caso de uma aplicação em condições reais, pois a adoção de cargas na magnitude do que a literatura relata tornaria o sistema muito grande, inviabilizando o processo. O mesmo raciocínio vale se pensarmos em adotar este processo em escala real. Se não for possível adaptar a biomassa para receber cargas orgânicas, as quais são verificadas em condições reais, o sistema terá dificuldade para servir como uma possibilidade de tratamento em âmbito real, embora, alguns autores como Cortez et al. (2008) afirmam que quanto maior a carga orgânica aplicada, menor será a eficiência de remoção e nitrificação do sistema, e as baixas eficiências podem estar indicando uma limitação de oxigênio dissolvido no processo.

Akhbari et al. (2011), afirmam que em CBR para a remoção de nutrientes, a melhor razão DQO/N é igual a 12. Contrariamente, para Van Loosdrecht (2000) apud Giustina (2009), em que esta razão deve ser mantida em torno de 1 e abaixo de 5, garantindo a atividade das bactérias nitrificantes. Eles observaram que, a sobreposição das bactérias heterotróficas sobre as nitrificadoras acaba por interferir na transferência de oxigênio e substrato para as camadas mais profundas do biofilme.

No presente experimento esta razão DQO/N se encontrou uma média em torno de 3 o que significa dizer que, as altas concentrações de DQO não foram responsáveis pela inibição da atividade das nitrificadoras, mas a qualidade da matéria orgânica presente pode ter interferido.

Apesar de serem mais comuns as razões C/N utilizando a DQO ou a DBO como carbono, neste trabalho as razões COT/N demonstraram-se mais relacionadas às remoções de NA e COT pelo sistema, como apresentam as figuras 15 e 16.

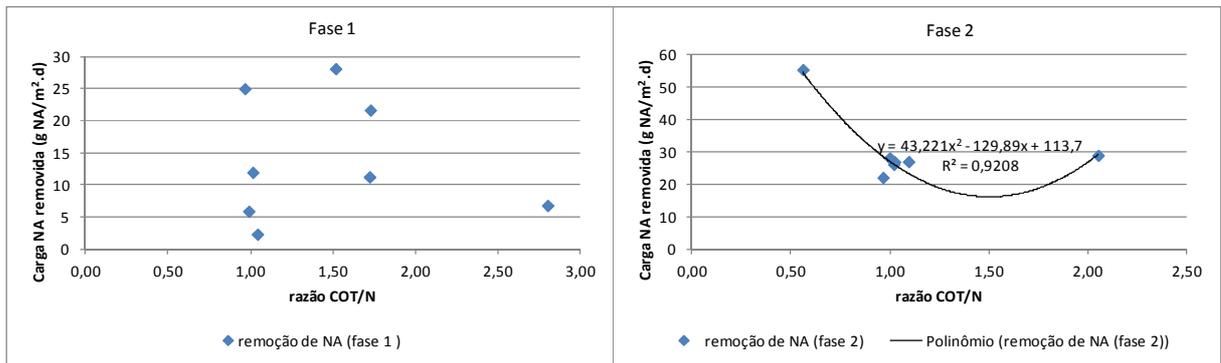


Figura 15- Remoção de NA em relação a razão COT/N.

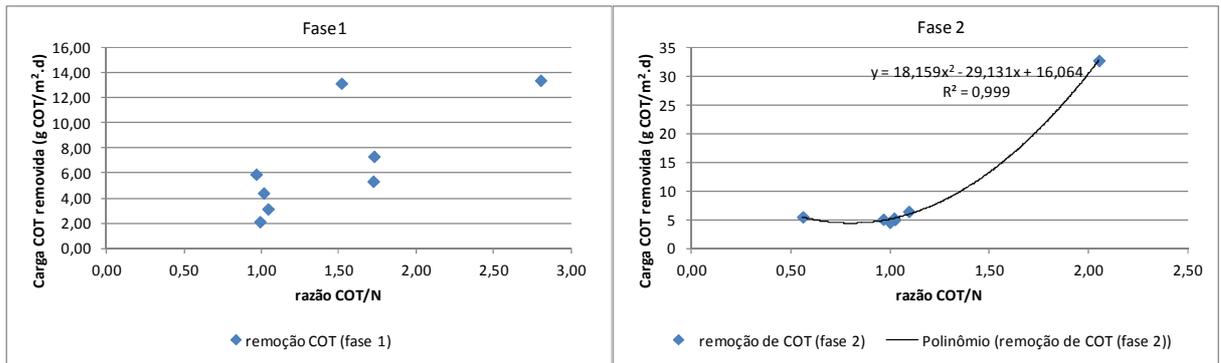


Figura 16- Remoção de COT em relação a razão COT/N.

É possível verificar que somente para a fase 2 é que aparecem relações fortes entre as remoções e as razões COT/N. Este comportamento padronizado pode ser explicado, novamente, pela melhor estabilidade do sistema na fase 2 que oferecia um maior tempo de contato do efluente com a biomassa.

Para a oxidação de NA na fase 2, a razão COT/N parece ser mais apropriada em valores abaixo de 1 e acima de 2. No entanto, para a remoção de COT os valores da razão COT/N que apresentam maiores quantidades de remoção estariam acima de 1,5.

4.6 ESCALA REAL

Apesar do sistema CBR estudado não ter apresentado eficiências satisfatórias para alguns dos parâmetros analisados, é importante demonstrar a aplicabilidade de um sistema deste tipo para o tratamento de um efluente desta complexidade.

Sabendo-se que o aterro sanitário de São Leopoldo produz diariamente cerca de 18 m³ de lixiviado podemos extrapolar os valores das eficiências observadas neste experimento para escala real.

A tabela 10 apresenta os valores de remoções em kg/d dos parâmetros citados neste trabalho se estendidos a escala real. Levando em consideração que este sistema CBR seria idêntico ao proposto neste experimento, porém projetado para trabalhar com um TRH de 24 h tratando todo o lixiviado do aterro sanitário de São Leopoldo.

Tabela 10- Quantidades diárias teóricas removidas por um processo CBR em escala real.

	DQO (kg/d)	DBO (kg/d)	COT (kg/d)	NA (kg/d)
Quantidade média removida	9,738	5,9	6,94	21,59

Estes valores representam teoricamente as quantidades de compostos orgânicos e nitrogenado que deixariam de ser lançados no meio ambiente todos os dias se tratados por um CBR. Em adição, o melhoramento dos parâmetros do processo e a possível combinação com outros tipos de sistemas de pré-tratamento podem acrescentar melhorias nas eficiências de remoção.

4.7 DIFICULDADES NO DESENVOLVIMENTO DA PESQUISA

Conforme apontado por Mba et al. (1999) existem diversas dificuldades mecânicas envolvendo o sistema CBR. Durante o desenvolvimento da parte experimental desta pesquisa ocorreram problemas operacionais decorrentes do projeto mecânico do sistema. Neste trabalho ficou evidente que tão importante quanto à dinâmica do processo biológico, é o aspecto mecânico do sistema, pois a suplementação de oxigênio e mistura hidráulica são dependentes da ação mecânica de rotação dos tambores.

Salienta-se que paradas no sistema levam a perda de biofilme pelo ressecamento, uma vez que na maioria das vezes é necessária a remoção do tambor rotativo. O retorno da operação é quase como uma nova partida. A todos estes aspectos deve-se salientar a agressividade do lixiviado as peças mecânicas com as quais entra em contato.

Paradas do sistema de algumas horas são normais no processo, e tendem a não afetar a retomada da operação. Entretanto, no nosso caso houve a necessidade de remoção dos tambores devido ao contato do lixiviado com os eixos rotativos dos tambores, provocando a formação de depósitos que travaram a rotação do sistema. Este processo levou a perda parcial do biofilme já formado. Como consequência, uma nova partida do sistema foi necessária.

5 CONCLUSÃO

O sistema CBR apresentou potencial para ser utilizado como alternativa no tratamento de LAS em contraponto a sistemas mais caros, principalmente para a remoção de NA. Porém, necessita de mais pesquisas para ajustar parâmetros operacionais, em função da carência de dados no tratamento de LAS.

A melhor eficiência do processo na remoção de NA foi observada com o aumento do TRH para 24h, confirmando a necessidade de pesquisas com tempos superiores.

Somente na fase 2 (TRH de 24h) as razões COT/N apresentaram-se relacionadas as remoções de NA e COT pelo sistema CBR devido a melhor estabilidade do sistema nesta fase.

O aumento do TRH para 24h também permitiu um melhor comportamento do sistema, apresentando maior eficiência de remoção de DBO₅, DQO e COT. Este aumento foi na ordem de 16% para DBO₅, 4% para DQO e 3% para COT.

5.1 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Com base nos resultados obtidos no decorrer deste trabalho, sugere-se para trabalhos futuros:

- a) Estudos que visem melhorar o projeto mecânico do sistema CBR para evitar travamentos do tambor rotativo, bem como possibilidade de alterar de forma simples a mudança na velocidade rotacional;
- b) As análises como: alcalinidade e OD devem ser incluídas para um melhor entendimento e busca de ações corretivas no processo de nitrificação;
- c) Testar TRH maiores e sistemas com mais estágios, visando melhorar a remoção de nutrientes e matéria carbonácea;
- d) A combinação do tratamento pelo CBR com outros processos de tratamento como os POAs pode suprir de maneira satisfatória as deficiências na eficiência de remoção de orgânicos do LAS;
- e) A inclusão da avaliação de produção de biosólidos pelo sistema CBR pode agregar para um melhor entendimento com relação a geração de lodo pelo sistema quando tratando LAS.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSEN, J.K. et al. Greenhouse gas emissions from home composting of organic household waste. *Waste Management*, n. 30, p.2475-2482, 2010.

AHN, Young-ho. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochemistry*, Gyungsan, n. 41, p.1709-1721, 2006.

AKHBARI, A. et al. Process modeling and analysis of biological nutrients removal in an integrated RBC-AS system using response surface methodology. *Chemical Engineering Journal*, Kermanshah, n. 168, p.269-279, 2011.

APHA, 1995: AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION (Ed.). *Standard methods for examination of water and wastewater*. 19. ed. Washington: Apha, 1995.

AZIZ, H. A. et al. Removal of ammoniacal nitrogen (N-NH₃) from municipal solid waste leachate by using activated carbon and limestone. *Waste Management & Research*, n.22, p. 371-375, 2004.

BEHERA, Shishir Kumar et al. Enhanced methane recovery by food waste leachate injection into a landfill in Korea. *Waste Management*, n. 31, p.2126-2132, 2011.

CABIJE, H. et al. Carbon-nitrogen-phosphorus removal and biofilm growth characteristics in an integrated wastewater treatment system involving a rotating biological contactor. *Asia-pacific Journal of Chemical Engineering*, n 4, p.735-743, 2009

CAETANO, M. *Aplicação do reator de chicanas no tratamento de lixiviados de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos para remoção de nitrogênio amoniaco por "stripping"*. Dissertação de mestrado. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo-RS, 2009.

CAMPOS, D. C. et al. Stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado. *Tecno-lógica*, v.14, n. 2 p.52-60, 2010.

CAMPOS, R. H. *Estudo da remoção de carbono e nitrogênio de efluentes urbanos em um reator de leito fluidizado operando em bateladas sequenciais*. Tese de doutorado. Universidade federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, 2006.

CASTILLO, E. et al. Landfill leachate treatment using a rotating biological contactor and an upward-flow anaerobic sludge bed reactor. *Waste management*, n.27, p. 720-726, 2007.

CHEN, S. et al. Nitrification of kinetics of biofilm as affected by water quality factors. *Aquacultural Engineering*. v. 34, p.179-197, 2006.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE- CONAMA. Resolução N° 430 de 13 de Maio de 2011. 9p.

CORTEZ, Susana et al. Rotating biological contactors: A review on main factors affecting performance. *Reviews In Environmental Science And Biotechnology*, n. 7, p.155-172, 2008.

CORTEZ, Susana et al. Denitrification of a landfill leachate with high nitrate. *Biodegradation*,v. 22, p. 661-671, 2011a.

CORTEZ, Susana et al. Mature landfill leachate treatment by denitrification and ozonation. *Process Biochemistry*, n. 46, p.148-153, 2011b.

EMERSON et al. Aqueous ammonia equilibrium calculations: Effect of pH and temperature. *Journal Fish Res. Board Can*, 32 (12), p. 2379-2383, 1975

EPA Manual of Nitrogen Control. (1993). EPA/625/R-93/010. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, U.S.A.

GÁLVEZ, A. et al. Stability and efficiency of biofilms for landfill leachate treatment. *Bioresource Technology*, n. 100, p.4895-4898, 2009.

GIUSTINA, S. V. D. *Remoção biológica de nitrogênio utilizando biofiltro aerado submerso multi-estágio*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Porto Alegre-RS, 2009.

GUPTA, S. K., SINGH G. Assessment of the efficiency and economic viability of various methods of treatment of sanitary landfill leachate. *Environmental Monitoring and Assessment*, n. 135, p.107-117, 2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Pesquisa nacional de saneamento básico. Apresentada em 2000. Disponível em: www.ibge.gov.br. Acessado em 1° de dezembro de 2011.

ISRANI, S. et al. Phenol degradation in rotational biological contactors. *Journal Chem Technol Biotechnol*, n 77 p. 1050–105, 2002.

JESWANI, H.; MUKHERJI, S. Degradation of phenolics, nitrogen-heterocyclics and polynuclear aromatic hydrocarbons in a rotating biological contactor. *Bioresource Technology*, n 111 p. 12–20, 2012.

JOKELA, J. P. Y. et al. Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate: low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale. *Water Research*, n. 36, p.4079-4087, 2002.

JUCÁ, José Fernando Thomé et al. Tratamentos não convencionais: Estudos iniciais em Barreiras, Banhados e Camadas de cobertura. In: GOMES, Luciana Paulo. *Resíduos sólidos: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. São Leopoldo: ABES, 2009. p. 294-331.

KULIKOWSKA, Dorota; KLIMIUK, Ewa. The effect of age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*, Olsztyn, n. 99, p.5981-5985, 2008.

KULIKOWSKA, Dorota et al. Municipal landfill leachate nitrification in RBC biofilm – Process efficiency. *Bioresource Technology*, n. 101, p.3400-3405, 2010.

KURNIAWAN, T. A. et al. Biological treatment of landfill leachate. *Jornal of Environmental Monitoring*, n. 12, p. 2032- 2047, 2010.

LANGE, Liséte Celina; AMARAL, Cristina Santos. Geração e características dos lixiviados. In: GOMES, Luciana Paulo. *Resíduos sólidos: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. São Leopoldo: ABES, 2009. p. 26-59.

LO, Irene M-C. Characteristics and treatment of leachate from domestics landfills. *Environment international*. vol. 22. n. 4. p. 433-442, 1996.

MARESOVÁ, Karolina; KOLLÁROVÁ, Mária. Influence of compost covers on the efficiency of biowaste composting process. *Waste Management*, n. 30, p.2469-2474, 2010.

MBA D., BANNISTER R.H., FINDLAY G.E. Mechanical redesign of the rotating biological contactor. *Water Research*. 33:3679–3688, 1999.

METCALF & EDDY. Inc. *Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse*. 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, 1819p. 2003.

MORAIS, Josmaria Lopes de; ZAMORA, Patricio Peralta. Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachate. *Journal Of Hazardous Materials*, n. 123, p.181-186, 2005.

MORENO, B. et al. Inoculation of a submerged filter for biological denitrification of nitrate polluted groundwater: a comparative study. *Journal Of Hazardous Materials*, n. 117, p.141-147, 2005.

PACHECO, Jailson Rodrigo; ZAMORA, Patricio Peralta. Intergração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para a remediação de percolado de aterro sanitário (chorume). *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 9, n. 4, p.306-311, 2004.

POVINELLI, Jurandy; SOBRINHO, Pedro Alem. Introdução. In: GOMES, Luciana Paulo. *Resíduos sólidos: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. São Leopoldo: ABES, 2009. p. 19-25.

PRICE, G. Alexander; BARLAZ, Morton A.; HATER, Gary R. Nitrogen management in bioreactor landfills. *Waste Management*, n. 23, p.675-688, 2003.

RENOU, S. et al. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Jornal Of Hazardous Materials*, n. 150, p.468-493, 2008.

RIJN, Jaap Van; TAL, Yossi; SCHREIER, Harold J.. Denitrification in recirculationg Systems: Theory and application. *Aquacultural Engineering*, n. 34, p.364-376, 2006.

ROGERS M., ZHAN M. Moving-medium biofilm reactors. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology 2*: p. 213–224, 2003.

SL AMBIENTAL. Comunicação pessoal, recebida em dezembro de 2011.

SILVA, R. G. *Remoção de amônia do lixiviado por arraste de ar e caracterização por fracionamento com membrana*. Dissertação de mestrado – Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro- RJ, 2011

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

TATSI, A.a.; ZOUBOULIS, A.i.. A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a mediterranean climate. *Advances In Environmental Research*, n. 6, p.207-219, 2002.

TERADA, A. et al. Nitrogen removal characteristics and biofilm analysis of a membrane-aerated biofilm reactor applicable to high strength nitrogenous wastewater treatment. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, v. 95, p.170- 178, 2003.

TAWAFIK, A. et al. Sewage treatment in a rotating biological contactor (RBC) system. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 175, p.275- 289, 2006.

TESKE, A. et al. Evolutionary Relationships among Ammonia- and nitrite oxidizing bacteria. *Journal Of Bacteriology*, v. 176, n. 21, p.6623-6630, 1994.

TEIXEIRA, P.; OLIVEIRA, R.. Denitrification by *Alcaligenes denitrificans* in a closed rotating biological contactor. *Biotechnology Letters*, n. 22, p.1789-1792, 2000.

TRZCINSKI, A. P.; STUCKEY, D. C.. Parameters affecting the stability of the digestate from a two-stage anaerobic process treating the organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management*, n. 31, p.1480-1487, 2011.

WALENDER, U. et al. Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate in a pilot scale suspended carrier biofilm process. *Water Research*. v.32, p. 1564-1570, 1998.

WANG, Zong-ping et al. Treatment of Landfill Leachate by Combined Photooxidation and biological anaerobic-aerobic method. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON BIOINFORMATICS AND BIOMEDICAL ENGINEERING, 3. 2009, Beijing: p. 5237 - 5240.

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

ZHANG, Wenyi et al. Microwave-assisted COD removal from landfill leachate by hydrogen peroxide, peroxymonosulfate and persulfate. In: BIOINFORMATICS AND BIOMEDICAL ENGINEERING, n 4, 2010. Beijing: p. 1 - 4.

ZHONG, Qi et al. Nitrogen removal from landfill leachate via ex situ nitrification and sequential in situ denitrification. *Waste Management*, n. 29, p.1347-1353, 2009.