



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

**REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM LIXIVIADO
DE ATERRO SANITÁRIO UTILIZANDO CONTACTOR
BIOLÓGICO ROTATÓRIO**

VANESSA SCHWEITZER DOS SANTOS

São Leopoldo, Abril de 2013.

S237r Santos, Vanessa Schweitzer dos
Remoção de matéria orgânica em lixiviado de aterro sanitário utilizando contactor biológico rotatório. / Vanessa Schweitzer dos Santos. – 2013.
110 f. : il. ; color ; 30cm.

Dissertação (mestrado em Engenharia Civil) -- Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, São Leopoldo, RS, 2013.

Orientador: Prof. Dr. Luis A. Schiavo Miranda.

1. Engenharia civil. 2. Lixiviado - Aterro sanitário. 3. Remoção - Matéria orgânica. 4. Contactor biológico rotatório. I. Título. II. Miranda, Luis A. Schiavo.

CDU 628.4

VANESSA SCHWEITZER DOS SANTOS

**REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM LIXIVIADO DE
ATERRO SANITÁRIO UTILIZANDO CONTACTOR
BIOLÓGICO ROTATÓRIO**

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 A. Schiavo Miranda

Banca examinadora: Prof. Dr. Armando B. de Castilhos Jr.
Prof^a. Dra. Luciana Paulo Gomes

São Leopoldo, Abril de 2013.

TERMO DE APROVAÇÃO

“REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO UTILIZANDO CONTACTOR BIOLÓGICO ROTATÓRIO”

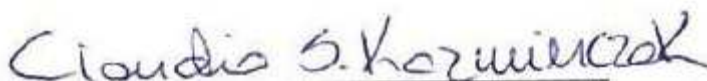
VANESSA SCHWEITZER DOS SANTOS

Esta Dissertação de Mestrado foi julgada e aprovada pela banca examinadora no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UNISINOS como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL.

Aprovado por:



Prof. Dr. Luis A. Schiavo Miranda
Orientador



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

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Armando B. de Castilhos Jr.



Prof^a. Dra. Luciana Paulo Gomes

Quero ser pra você

Eu quero ser pra você
A alegria de uma chegada
Clarão trazendo o dia
Iluminando a sacada

Eu quero ser pra você
A confiança o que te faz
Te faz sonhar todo dia
Sabendo que pode mais

Eu quero ser ao teu lado
Encontro inesperado
O arrepio de um beijo bom
Eu quero ser sua paz a melodia capaz
De fazer você dançar

Eu quero ser pra você
A lua iluminando o sol
Quero acordar todo dia
Pra te fazer todo o meu amor

Eu quero ser pra você
Braços abertos a te envolver
E a cada novo sorriso teu
Serei feliz por amar você

Se eu vivo pra você
Se eu canto pra você
Pra você.

Ao meu amor, Michel Altmayer, dedico!!

AGRADECIMENTOS

A todos os segredos da Natureza, que me fizeram viva nesta época, neste lugar, neste corpo, experimentando ser um ser humano completo, errante, eterno aprendiz! Hoje sou um ser mais forte, mais seguro e mais humilde.

Aos meus amados pais, Lindajara Schweitzer dos Santos e José Pereira dos Santos, pelo maior amor do mundo, apoio imenso e pelos ensinamentos mais importantes da minha vida: honestidade, respeito aos outros e perseverança! Vocês fizeram de mim uma lutadora e uma vencedora! Muito obrigada por cuidarem de mim (sempre, de todas as formas) e acreditarem que era possível, quando eu mesma desacreditei. Mais uma vez esta conquista também é de vocês! Nenhuma palavra consegue demonstrar toda minha gratidão e meu amor!

Ao meu amor, companheiro e melhor amigo, Michel Altmayer, obrigada pelo carinho, compreensão, generosidade e apoio de todos os dias e do dia a dia. Obrigada por não me deixar desistir, pelo apoio moral, financeiro e fraterno! É bom voltar para casa todos os dias, é muito bom ser amada e é maravilhoso dividir meus sonhos contigo! Esta etapa foi apenas mais uma que conquistamos juntos!

Meus queridos irmãos Valéria dos Santos Kohlrausch e Marcos Renato Kohlrausch, obrigada por não deixarem meu barco afundar! Obrigada pelos bons momentos que sempre passamos juntos e por viverem comigo o amor mais puro que existe: o amor entre irmãos! Amo vocês! Vocês foram desde o início meus incentivadores, e muitas vezes me “convenceram” de que era possível, valeu!!

Ao meu orientador, professor Luis Miranda, pela orientação e incentivo, desde a minha graduação. Obrigada por me instigar à pesquisa, e por me incentivar a buscar o conhecimento e tentar por mim mesma, por me mostrar que sou capaz! No final tudo deu certo, como você sempre garantiu! Agradeço também a convivência agradável e os ensinamentos sobre profissionalismo e humildade. E muito obrigada pela paciência com esta bióloga que escreve demais!

A professora Luciana Gomes, pela oportunidade de participar do mestrado, pela experiência vivida no Laboratório de Saneamento Ambiental e pela dedicação ao projeto de pesquisa.

Entre os amigos mais especiais que fiz no mestrado: Elisa Schoenell, valeu a parceria! Agradeço pelo companheirismo, amizade e pelos inúmeros momentos que passamos

juntas: bons, maravilhosos e terríveis! Todos eles nos fizeram pessoas mais fortes! Nossas conversas infinitas não acabarão com o fim do mestrado.

Maura Scott, companheira de reator, conseguimos! Mesmo com todos os contratemplos mecânicos, elétricos e biológicos, esta etapa foi superada! Obrigada pela parceria na pesquisa!

Marina Seewald, um ultra especial obrigada pelo convívio, amizade e parceria nesta jornada!

Neuri Rempel, obrigada pela amizade, pelas caronas e pela parceria de sempre! Obrigada também pela ajuda com a química!

Colegas e amigos de mestrado, de laboratório, de ETE e de Unisinos: Fabiane Bordin, Jalir Rabello, João Paulo, Susana Margarida Brand, Simone Trisch, Suzete Schneider Nunes, Tassia Melo, obrigada por tudo! Agradeço pela ajuda com análises, coletas e questões acadêmicas, e principalmente pelas risadas, ombros amigos e abraços confortadores!

Aos amigos de ontem, de hoje, de sempre e para sempre: Fernanda Provenzano, Horta Comunitária Joanna de Ângelis, Ivete Weschenfelder, Maria Angélica Xavier e Tamires Natália Xavier, muito obrigada! Cada um de vocês, ao seu modo, fez e faz parte da minha história!

Ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil da Unisinos, pela formação acadêmica e pela possibilidade de participar do projeto de pesquisa. Ao coordenador do Mestrado em Engenharia Civil, Claudio de Souza Kazmierczak pelo apoio e dedicação.

Ao CNPQ, pela bolsa de estudos concedida, que permitiu que eu participasse do mestrado.

FONTES DE FINANCIAMENTO DA PESQUISA

Ministério da
Ciência e Tecnologia



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA



CONSELHO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO
CIENTÍFICO E TECNOLÓGICO – CNPQ



FINANCIADORA DE ESTUDOS E PROJETOS – FINEP

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	23
1.1	OBJETIVOS	24
1.1.1	<i>Objetivo geral.....</i>	<i>24</i>
1.1.2	<i>Objetivos específicos</i>	<i>24</i>
1.2	ESTRUTURA DA PESQUISA	25
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	26
2.1	DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	26
2.2	LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	28
2.2.1	<i>Características dos lixiviados de aterro sanitário.....</i>	<i>30</i>
2.3	PROCESSOS BIOLÓGICOS NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	34
2.3.1	<i>Contactor biológico rotatório.....</i>	<i>38</i>
3	MATERIAIS E MÉTODOS	50
3.1	SISTEMA EXPERIMENTAL	51
3.2	CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO.....	54
3.3	MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL.....	55
4	APRESENTAÇÃO, ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	58
4.1	CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO.....	58
4.2	ASPECTOS OPERACIONAIS DO SISTEMA EXPERIMENTAL.....	61
4.2.1	<i>Operação do reator</i>	<i>61</i>
4.3	REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA	63
4.3.1	<i>Temperatura ambiente.....</i>	<i>63</i>
4.3.2	<i>Operação na Fase 1 - vazão de 8,5 L/h e TRH de 15 h.....</i>	<i>64</i>
4.3.3	<i>Operação na Fase 2 - vazão de 5,1 L/h e TRH de 24 h.....</i>	<i>76</i>
4.3.4	<i>Comparação entre as Fases 1 e 2 de operação do CBR</i>	<i>88</i>
5	CONCLUSÃO.....	93
5.1	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	94
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	95
	APÊNDICES.....	99

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características mais prováveis dos lixiviados de aterros brasileiros.....	29
Tabela 2 - Relação entre diferentes parâmetros do LAS e a idade do aterro sanitário.....	32
Tabela 3 - Dados operacionais do CBR.....	52
Tabela 4 - Características dos meios de suporte utilizados no CBR.	53
Tabela 5 - Parâmetros de caracterização do LAS na entrada do CBR.	54
Tabela 6 - Caracterização do LAS afluente durante a Fase 1 de operação.	58
Tabela 7 - Caracterização do LAS afluente durante a Fase 2 de operação.	59
Tabela 8 - Temperatura ambiente na Fase 1 de operação do CBR.	63
Tabela 9 - Temperatura ambiente na Fase 2 de operação do CBR.	64
Tabela 10- Valores de DBO (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 1.	64
Tabela 11 - Valores de DBOd (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 1.	65
Tabela 12 - Comportamento da relação DBO/DQO na Fase 1.	66
Tabela 13 - Valores de DQO (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 1.....	67
Tabela 14 - Valores de COT (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 1.	69
Tabela 15 - Valores de CI (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 1.	71
Tabela 16 - Valores de CT (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 1.	71
Tabela 17 - Comportamento do pH na Fase 1.	74
Tabela 18 - Valores de DBO (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 2.....	77
Tabela 19 - Valores de DBOd (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 2.....	77
Tabela 20 - Comportamento da relação DBO/DQO na Fase 2.	79
Tabela 21 - Valores de DQO (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 2.....	79
Tabela 22 - Valores de COT (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 2.	81
Tabela 23 - Valores de CI (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 2.	84
Tabela 24 - Valores de CT (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 2.	84
Tabela 25 - Comportamento do pH na Fase 2.....	86
Tabela 26 - Resultado do Teste ANOVA para concentração de DBO e DBOd no P1 e saída do CBR, durante a Fase 1.	99
Tabela 27 - Resultado do Teste ANOVA para eficiência de remoção de DQO e COT na Fase 1, entre P1, P2 e saída do CBR.....	99
Tabela 28 - Resultado do Teste ANOVA para concentração de DBO e DBOd no P1 e saída do CBR, durante a Fase 2.	99
Tabela 29 - Resultado do Teste ANOVA para eficiência de remoção de DQO e COT na Fase 2, entre P1, P2 e saída do CBR.....	99
Tabela 30 - Resultado do Teste ANOVA para eficiências de remoção de DBO entre as Fases 1 e 2, em todos os pontos de monitoramento.	99
Tabela 31 - Resultado do Teste ANOVA para eficiências de remoção de DQO entre as Fases 1 e 2, em todos os pontos de monitoramento.	100
Tabela 32 - Resultado do Teste ANOVA para eficiências de remoção de COT entre as Fases 1 e 2, em todos os pontos de monitoramento.	100
Tabela 33 - Resultado do Teste ANOVA para eficiências de remoção de CI entre as Fases 1 e 2, em todos os pontos de monitoramento.	100
Tabela 34 - Resultado do Teste ANOVA para eficiências de remoção de CT entre as Fases 1 e 2, em todos os pontos de monitoramento.	100

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Construção de uma célula de resíduos no Aterro Sanitário de São Leopoldo/RS. .	27
Figura 2 - Contactor biológico rotatório da ETE Unisinos - São Leopoldo/RS.....	39
Figura 3 - Representação da composição e disposição heterogênea dos biofilmes.....	44
Figura 4 - Aterro sanitário de São Leopoldo/RS.	50
Figura 5 - Contactor biológico rotatório utilizado no experimento.....	52
Figura 6 - Meios de suporte para fixação e crescimento do biofilme.....	53
Figura 7 - Fluxograma do sistema experimental e pontos de coleta de amostras.	56
Figura 8 - Quinta semana de monitoramento da Fase 1: espuma nas saídas dos estágios 2 e 3 do CBR.	62
Figura 9 - Comportamento da DBO na Fase 1 – entrada e P1.	65
Figura 10 - Comportamento da DBO na Fase 1 – entrada e saída.	66
Figura 11 - Comportamento da DQO na Fase 1: entrada e P1.....	67
Figura 12 - Comportamento da DQO na Fase 1: entrada e P2.....	68
Figura 13 - Comportamento da DQO na Fase 1: entrada e saída.....	68
Figura 14 - Comportamento do COT na Fase 1: entrada e P1.	69
Figura 15 - Comportamento do COT na Fase 1: entrada e P2.	70
Figura 16 - Comportamento do COT na Fase 1: entrada e saída.	70
Figura 17 - Comportamento do CI e do CT na Fase 1: entrada e P1.....	72
Figura 18 - Comportamento do CI e do CT na Fase 1: entrada e P2.....	73
Figura 19 - Comportamento do CI e do CT na Fase 1: entrada e saída.....	73
Figura 20 - Comportamento da DBO na Fase 2: entrada e P1.	78
Figura 21 - Comportamento da DBO na Fase 2: entrada e saída.	78
Figura 22 - Comportamento da DQO na Fase 2: entrada e P1.....	80
Figura 23 - Comportamento da DQO na Fase 2: entrada e P2.....	80
Figura 24 - Comportamento da DQO na Fase 2: entrada e saída.....	81
Figura 25 - Comportamento do COT na Fase 2: entrada e P1.	82
Figura 26 - Comportamento do COT na Fase 2: entrada e P2.	83
Figura 27 - Comportamento do COT na Fase 2: entrada e saída.	83
Figura 28 - Comportamento do CI e do CT na Fase 2: entrada e P1.....	85
Figura 29 - Comportamento do CI e do CT na Fase 2: entrada e P2.....	85
Figura 30 - Comportamento do CI e do CT na Fase 2: entrada e saída.....	86
Figura 31 - Comparação de eficiências de remoção entre as Fases 1 e 2 de operação.....	90
Figura 32 - Comparação de eficiências de remoção nos três estágios do CBR, durante a Fase 1.	91
Figura 33 - Comparação de eficiências de remoção nos três estágios do CBR, durante a Fase 2.	92

LISTA DE ABREVIATURAS

ANOVA	Análise de Variância
CBR	Contactador biológico rotatório
CI	Carbono inorgânico
COT	Carbono orgânico total
CORSAN	Companhia Riograndense de Saneamento
CT	Carbono total
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DBOd	Demanda bioquímica de oxigênio dissolvida
DQO	Demanda química de oxigênio
DQOd	Demanda química de oxigênio dissolvida
ETE	Estação de tratamento de esgotos
ETLix	Estação de tratamento de lixiviados
FR-NDIR	Detecção de CO ₂ , formada pelo detector de infravermelho não dispersivo de radiação focalizada.
FVMP	Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LAS	Lixiviado de aterro sanitário
OD	Oxigênio dissolvido
pH	Potencial hidrogeniônico
RPM	Rotações por minuto
RSU	Resíduos sólidos urbanos
TRH	Tempo de retenção hidráulica

RESUMO

SANTOS, V.S. **Remoção de matéria orgânica em lixiviado de aterro sanitário utilizando contactor biológico rotatório.** São Leopoldo, 2013. 103. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Unisinos, São Leopoldo. 2013.

O lixiviado de aterro sanitário é um efluente gerado através da infiltração de águas pluviais nas camadas de cobertura do aterro e da biodegradação da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos aterrados. Caracteriza-se por um alto potencial poluidor e elevadas concentrações de matéria orgânica, portanto sua coleta e tratamento posterior são necessários. Sistemas biológicos podem ser aplicados no seu tratamento, visando remover matéria orgânica e nutrientes através das atividades metabólicas dos micro-organismos envolvidos no processo. Os contactores biológicos rotatórios são reatores cilíndricos que possuem em seu interior meios de suporte, onde a biomassa atua fixada, na forma de biofilme. Este entra em contato com o substrato através de rotação mecânica do tambor cilíndrico no efluente. Esta pesquisa teve como objetivo principal estudar a capacidade de remoção de matéria orgânica de lixiviado de aterro sanitário, através da utilização de um contactor biológico rotatório. O lixiviado do aterro sanitário de São Leopoldo/RS foi tratado por um contactor biológico rotatório de três estágios, que foi operado de duas formas. Uma delas foi com vazão de 8,5 L/h e tempo de retenção hidráulica de 15 h (Fase 1). Neste modo de operação a carga orgânica afluyente média foi de 434 mg/L de DBO (limites entre 304 mg/L e 576 mg/L), 2484 mg/L de DQO (limites entre 882 mg/L e 3617 mg/L) e 992 mg/L de COT (limites entre 405 mg/L e 1420 mg/L). O outro modo de operação testado teve vazão de 5,1 L/h e tempo de retenção hidráulica de 24 h (Fase 2). A carga orgânica afluyente média foi de 500 mg/L de DBO (limites entre 325 mg/L e 580 mg/L), 3818 mg/L de DQO (limites entre 2647 mg/L e 4764 mg/L) e 1250 mg/L de COT (limites entre 940 mg/L e 1360 mg/L). O lixiviado pesquisado apresentou como principal característica a baixa biodegradabilidade, além de ampla variação em sua composição ao longo do experimento, principalmente na Fase 1. Esta variação em sua composição pode ter afetado as eficiências de remoção de matéria orgânica, que foram de 50% de DBO, 11% de DQO e 13% de COT na Fase 1. Na Fase 2 os valores afluentes se mantiveram mais semelhantes, e as taxas de remoção de matéria orgânica foram mais constantes, além de que os valores médios de eficiência de remoção foram maiores do que os verificados na Fase 1. As eficiências de remoção na Fase 2 foram de 66% de DBO, 15% de DQO e 18% de COT. O aumento do tempo de retenção hidráulica na Fase 2 resultou em aumento da eficiência de remoção de matéria orgânica. Este efeito provavelmente está associado ao maior tempo de contato entre a biomassa e o substrato disponível no lixiviado de aterro sanitário. Quanto à remoção de matéria orgânica nos diferentes estágios do contactor biológico rotatório, foi observada uma maior eficiência nos dois primeiros estágios do sistema, principalmente dos parâmetros de DQO e COT, em ambas as fases monitoradas. Para o lixiviado e os modos de operação testados, o estágio 3 não apresentou eficiência que justifique sua presença, quanto aos parâmetros de DQO e COT.

Palavras-chave: contactor biológico rotatório; lixiviado de aterro sanitário; remoção de matéria orgânica, tratamento aeróbio.

ABSTRACT

SANTOS, V.S. **Removal of organic matter in landfill leachate using rotating biological contactor.** São Leopoldo, 2013. 103. Dissertação (Master Degree in Civil Engineering) – Postgraduate Civil Engineering Program, Unisinos, São Leopoldo.

The sanitary landfill leachate is an effluent generated by infiltration of rainwater into the layers of the landfill cover and biodegradation of the organic fraction of municipal solid waste grounded. It is characterized by a high pollution potential and high concentrations of organic matter, so their collection and further treatment is needed. Biological systems can be applied in their treatment in order to remove organic matter and nutrients through the metabolic activity of micro-organisms involved in the process. The rotating biological contactors are cylindrical reactors having inside support means, which acts fixed biomass in the form of biofilm. This comes into contact with the substrate by mechanical rotation of the cylindrical drum in the effluent. This research aimed to study the capacity of organic matter removal of landfill leachate, through the use of a rotating biological contactors. The landfill leachate São Leopoldo/RS was treated by a three-stage rotating biological contactor, which was operated in two modes. One was a flow rate of 8.5 L/h hydraulic retention time of 15 h (Phase 1). In this mode of operation the load influent organic average was 434 mg/L of BOD (limits between 304 mg/L and 576 mg/L), 2484 mg/L COD (limits between 882 mg/L and 3617 mg/L) and 992 mg/L of TOC (limits between 405 mg/L and 1420 mg/L). The other operation mode tested had a flow rate of 5.1 L/h and hydraulic retention time of 24 h (Phase 2). The average influent organic load was 500 mg/L of BOD (limits between 325 mg/L and 580 mg/L), 3818 mg/L COD (limits between 2647 mg/L and 4764 mg/L) and 1250 mg/L TOC (limits between 940 mg/L and 1360 mg/L). The researched showed landfill leachate as main characteristic the low biodegradability, and wide variation in composition throughout the experiment, especially in Phase 1. This variation in composition may have affected the removal efficiency of organic matter, which were 50% BOD, 11% COD and 13% TOC in Phase 1. In Phase 2 affluent values remained more similar, and the removal rates of organic matter were more constant, and that the average values of removal efficiency was higher than those observed in Phase 1. The removal efficiencies in Phase 2 were 66% BOD, 15% COD and 18% TOC. The increase in Phase 2 hydraulic retention time resulted in increased efficiency of removal of organic material. This effect is probably associated with greater contact time between the substrate and the biomass available in the landfill leachate. As for the removal of organic matter at different stages of rotating biological contactor, greater efficiency was observed in the first two stages of the system, particularly the parameters of COD and TOC in both phases monitored. For leachate and operating modes tested, stage 3 showed no efficiency to justify their presence, for the parameters COD and TOC.

Key-words: rotating biological contactor, landfill leachate, removal of organic matter, aerobic treatment.

1 INTRODUÇÃO

A geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) tem sido elevada nas últimas décadas. Isto pode ser associado a diversos fatores, entre eles, o crescimento populacional nos grandes centros urbanos, as condições socioeconômicas às quais a população está exposta e principalmente ao incentivo e facilidade ao consumo. Não tratados de maneira adequada, RSU geram impactos negativos ao meio ambiente.

Uma opção adequada para destinação final dos RSU são os aterros sanitários, os quais são projetados utilizando critérios técnicos que visam minimizar os impactos ambientais decorrentes da sua operação. A operação destes sistemas gera um efluente proveniente da percolação de água da chuva e da biodegradação da fração orgânica dos RSU dispostos, denominado lixiviado de aterro sanitário (LAS).

O LAS possui coloração escura e elevadas concentrações de matéria orgânica e outros poluentes inertes. Sua composição depende de vários fatores, entre eles, a natureza dos resíduos aterrados, a biodegradação destes e as condições ambientais às quais é submetido. Fatores ambientais como precipitação e temperatura também contribuem para a geração de LAS. Caso não seja devidamente coletado e tratado, o lixiviado pode atingir o lençol freático e águas superficiais, contaminando-as e comprometendo a vida aquática e seu uso para consumo humano.

Atualmente existem diversas tecnologias utilizadas no tratamento de LAS, entre elas destacam-se os métodos biológicos, envolvendo diferentes processos, tais como lodos ativados, reatores anaeróbios e lagoas de estabilização. Neste trabalho será dada ênfase para o tratamento biológico utilizando contactor biológico rotatório (CBR).

O CBR é um reator que aerobiamente remove material orgânico e outros compostos, necessitando de uma pequena área para instalação. Diferencia-se de outros sistemas por não depender de aeração forçada ou de agentes químicos. Kurniawan et al. (2010) descrevem os CBRs como sistemas compostos por uma série de tambores rotatórios, montados em um eixo horizontal comum. No interior destes tambores estão presentes meios suporte que giram lentamente através de rotação mecânica, mantendo cerca de 40% de submersão. Um biofilme composto por um consórcio de micro-organismos fixa-se neste meio suporte. O contato da biomassa com a matéria orgânica presente no efluente e também

com a atmosfera permite absorção e consumo de oxigênio (O_2), necessário para o metabolismo microbológico (PYLNIK; DUECK, 2011).

Conforme Coello et al. (2010), o biofilme formado pelos micro-organismos promove a remoção de matéria orgânica presente no efluente, utilizando estes compostos em seu metabolismo. A oxigenação ocorre ciclicamente quando o tambor é parcialmente submerso e em sequência exposto ao ar atmosférico, introduzindo o mesmo na parte líquida ao completar a rotação no eixo.

O objetivo geral desta pesquisa foi estudar a capacidade de remoção de matéria orgânica presente no LAS de São Leopoldo/RS, através da utilização de um CBR. Os resultados auxiliarão nas pesquisas da viabilidade do uso desta configuração de tratamento no atendimento de padrões de lançamento para LAS. Torna-se relevante a partir do momento em que a disposição final de RSU em aterros sanitários tornou-se uma exigência em 2010, devido à Lei nº 12.305/2010 (Política Nacional de Resíduos Sólidos). Com um aumento do volume de LAS a ser tratado, pesquisas que visem desenvolver processos eficientes para o atendimento desta demanda são importantes.

A busca por alternativas tecnológicas viáveis para o tratamento de LAS, levando-se em conta toda a particularidade referente a geração e composição deste efluente, é extremamente importante para a proteção do meio ambiente, principalmente para os ecossistemas aquáticos, visto a elevada toxicidade e concentração de matéria orgânica verificadas nos LAS. Desta forma, esta pesquisa pretende colaborar na busca de soluções que possam garantir mais segurança e qualidade às águas para abastecimento humano, uma vez que as águas residuárias geradas em qualquer processo antrópico, sejam lixiviados ou outras, tendem a interferir nessa qualidade.

1.1 OBJETIVOS

Os objetivos deste trabalho são apresentados a seguir.

1.1.1 Objetivo geral

Estudar a eficiência de remoção de matéria orgânica de lixiviado de aterro sanitário, através da utilização de contactor biológico rotatório (CBR).

1.1.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos desta pesquisa foram:

- Verificar a influência de parâmetros de operação do CBR (tempo de retenção hidráulica e vazão), na remoção de matéria orgânica de LAS;
- Avaliar a eficiência dos três estágios do CBR, na remoção de matéria orgânica de LAS.

1.2 ESTRUTURA DA PESQUISA

O presente estudo está dividido em cinco capítulos. No Capítulo 1 é feita a introdução ao tema da pesquisa, apresentando sua justificativa e os objetivos propostos. A revisão bibliográfica é feita no Capítulo 2, onde se apresentam aspectos da disposição de resíduos sólidos, características gerais de aterros sanitários e do lixiviado gerado nestes locais. Propriedades do LAS e alguns processos de tratamento são abordados neste capítulo. A aplicação de sistemas de tratamento com o uso de CBR está inserida no mesmo capítulo, apresentando configurações, parâmetros de operação e resultados observados na literatura referente a este tema.

A metodologia é transcrita no Capítulo 3, estruturado na apresentação e monitoramento do sistema experimental. O Capítulo 4 apresenta os resultados obtidos neste trabalho, além da discussão dos mesmos. As considerações finais, indicações para trabalhos futuros e conclusões desta pesquisa estão dispostos no Capítulo 5.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A disposição final de resíduos sólidos urbanos, os aterros sanitários e a geração de lixiviado serão temas abordados na revisão bibliográfica. As características do LAS e alguns dos métodos biológicos de tratamento também serão apresentados, assim como o uso de CBRs para esta finalidade.

2.1 DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

O volume de RSU gerado nos grandes centros urbanos tem aumentado rapidamente nas últimas décadas. Em uma pesquisa realizada no Brasil em 2008, 259.547 toneladas de resíduos sólidos domiciliares e públicos eram coletadas diariamente (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2010). Nos resíduos sólidos podem haver diferenciações quanto ao tipo e quantidade de material descartado, sendo sua caracterização importante para adoção de medidas mais eficientes de tratamento e proteção ao meio ambiente. Segundo Albertin et al. (2010), RSU podem ter características qualitativas variando de acordo com os aspectos sociais, econômicos, culturais, geográficos e climáticos aos quais as comunidades geradoras são submetidas.

A disposição incorreta dos RSU causa importantes danos ambientais, podendo contaminar ecossistemas e afetar a saúde pública, assim como toda a biota. Alguns transtornos são expostos por Naime, Santos e Michaelsen (2010), como o entupimento de bueiros, alagamentos e dispersão de doenças, sendo diretamente associados ao desequilíbrio sanitário.

Entre as formas de disposição dos RSU, os aterros sanitários são reconhecidos atualmente como a metodologia mais adequada. Até o ano de 2008, de acordo com IBGE (2010), os aterros eram o local de disposição final em apenas 1540 cidades brasileiras (27,7% do total de municípios do país), sendo os vazadores a céu aberto (lixões) ou em áreas alagáveis presentes em outras 2824 cidades (50,8% do total nacional).

Os aterros sanitários e lixões são as opções mais comuns de disposição de RSU, porém podem-se citar outras, tais como aterros controlados, incineração e compostagem para orgânicos. Dentre estas, salienta-se que os aterros sanitários são os processos de destinação final dos RSU mais adequados, sendo projetados para a minimização dos impactos ambientais provenientes de sua operação. Em lixões e aterros controlados tais cuidados não são verificados, caracterizando-se por serem responsáveis por diversos impactos negativos ao meio ambiente.

De acordo com Zanta et al. (2006), a instalação adequada de unidades de disposição final de RSU deve iniciar com a seleção de áreas adequadas, visando a preservação do meio físico, biológico e antrópico. A deposição dos RSU deve ocorrer de forma controlada, sendo implantadas barreiras de confinamento (células sanitárias com cobertura adequada). Um sistema de drenagem das emissões líquidas e gasosas deve ser aplicado, com posterior tratamento. A drenagem de águas pluviais é imprescindível para redução de infiltração da mesma e o monitoramento constante das águas superficiais e subterrâneas pode controlar o risco de contaminação. A Figura 1 apresenta o Aterro Sanitário de São Leopoldo/RS, ainda na fase de construção da célula de aterramento (SL AMBIENTAL, 2011).



Figura 1 – Construção de uma célula de resíduos no Aterro Sanitário de São Leopoldo/RS.

Contrariamente, o envio de resíduos domiciliares e públicos para lixões torna-se inadequado por se tratar de um simples descarte dos mesmos, sem nenhum tratamento, em condições ambientalmente desfavoráveis e sem medidas de proteção aos ecossistemas e à saúde pública. Porém, os vazadouros a céu aberto recebiam até 2008 cerca de 45.700 toneladas de RSU diariamente (IBGE, 2010).

Em algumas situações, a área adotada não é apropriada para tal finalidade, permitindo a lixiviação dos compostos líquidos oriundos da degradação dos materiais descartados, assim como a liberação de gases gerados nesta decomposição. Os impactos ambientais seguem ocorrendo mesmo após o fim das operações desta forma de disposição final. Possamai et al. (2007) descrevem que a geração de lixiviado nos aterros pode continuar ocorrendo ao longo de décadas, o que exige medidas de remediação para o mesmo.

Desta forma, os aterros sanitários constituem atualmente a metodologia mais adequada para disposição final dos RSU. Sob o contexto ambiental, é um tratamento que previne impactos ao ecossistema, garantindo maior segurança à saúde pública. Economicamente, é um dos métodos mais viáveis (Renou et al., 2008), possibilitando também a geração de biogás, através da canalização do gás gerado e seu aproveitamento como fonte energética.

No entanto, a construção dos aterros deve prover o confinamento seguro dos resíduos, minimizando seus possíveis impactos ambientais. Entre estes impactos estão a geração de LAS e do biogás gerado na decomposição anaeróbia dos compostos presentes nos resíduos aterrados. Estudos prévios à implantação de um aterro sanitário buscam permitir a proteção ambiental, garantindo uma maior segurança para a saúde pública. De acordo com o IBGE (2010), 167.636 toneladas de RSU eram recebidas por dia em aterros sanitários no Brasil, até o ano de 2008.

Caso sejam asseguradas condições adequadas para o suporte das atividades microbiológicas, os aterros sanitários podem atuar como reatores anaeróbios em larga escala (KULIKOWSKA; KLIMIUK, 2008). As camadas superiores das células de aterramento podem conter alguma quantidade de O₂, porém seu interior apresenta condições anaeróbicas, desta forma, a degradação por esta via é predominante nos aterros sanitários.

No interior das células de aterramento pode haver variações, além da citada acima, dos teores de umidade e temperatura, importantes na geração de LAS. Na fração próxima à camada de cobertura final, a temperatura dos RSU varia conforme as mudanças sazonais, enquanto que em profundidades maiores e com umidade disponível, temperaturas continuamente mais elevadas estão presentes (LANGE; AMARAL, 2009).

2.2 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Uma das principais características dos LAS é a ampla variação na sua composição ao longo do tempo. Souto e Povinelli (2007), analisando dados de 25 aterros brasileiros (dezoito na região Sudeste, cinco na região Sul, um na região Nordeste e um na região Norte), reuniram faixas de valores mais frequentes e as principais características destes. Os resultados são apresentados na Tabela 1:

Tabela 1 - Características mais prováveis dos lixiviados de aterros brasileiros.

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP
pH	5,7 – 8,6	7,2 – 8,6	78%
Alcalinidade total (mg/L de CaCO ₃)	750 – 11400	750 – 7100	69%
Dureza (mg/L de CaCO ₃)	95 – 3100	95 – 2100	81%
Condutividade (µS/cm)	2950 – 25000	2950 – 17660	77%
DBO (mg/L)	<20 - 30000	<20 - 8600	75%
DQO (mg/L)	190 - 80000	190 - 22300	83%
Óleos e graxas (mg/L)	10 - 480	10 - 170	63%
Fenóis (mg/L de C ₆ H ₅ OH)	0,9 – 9,9	0,9 – 4,0	58%
NTK (mg/L)	80 - 3100	não há	-
N-amoniaco (mg/L)	0,4 - 3000	0,4 - 1800	72%
N-orgânico (mg/L)	5 - 1200	400 - 1200	80%
N-nitrito (mg/L)	0 - 5	0 - 15	69%
N-nitrato (mg/L)	0 - 11	0 – 3,5	69%
P-total (mg/L)	0,1 - 40	0,1 - 15	63%
Sulfeto (mg/L)	0 - 35	0 - 10	78%
Sulfato (mg/L)	0 - 5400	0 - 1800	77%
Cloreto (mg/L)	500 - 5200	500 - 3000	72%
Sólidos totais (mg/L)	3200 - 21900	3200 - 14400	79%
Sólidos totais voláteis (mg/L)	630 – 20000	630 - 5000	60%
Sólidos totais fixos (mg/L)	2100 - 14500	2100 - 8300	74%
Sólidos suspensos totais (mg/L)	5 – 2800	5 - 700	68%
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	5 – 530	5 - 200	62%
Ferro (mg/L)	0,01 – 260	0,01 - 65	67%
Manganês (mg/L)	0,04 – 2,6	0,04 – 2,0	79%
Cobre (mg/L)	0,005 – 0,6	0,05 – 0,15	61%
Níquel (mg/L)	0,03 – 1,1	0,03 – 0,5	71 %
Cromo (mg/L)	0,003 – 0,8	0,003 – 0,5	89%
Cádmio (mg/L)	0 – 0,26	0 – 0,065	67%
Chumbo (mg/L)	0,01 – 2,8	0,01 – 0,5	64%
Zinco (mg/L)	0,01 – 8,0	0,01 – 1,5	70%

FVMP: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis. Fonte: Souto e Povinelli (2007).

Em 78% dos resultados verificados na Tabela 1, a faixa de potencial hidrogeniônico (pH) mostrou-se entre 7,2 e 8,6, caracterizando o LAS como tipicamente alcalino. Entre outros parâmetros analisados, a DQO média foi estabelecida entre 190 – 22300 mg/L em 83% das análises, enquanto que a DBO média foi de < 20 – 8600 mg/L em 75% das amostras. Uma faixa de variação expressiva é verificada nos diversos parâmetros analisados, entre os LAS brasileiros.

Castillo, Vergara e Moreno (2007) também verificaram uma variabilidade acompanhando alguns parâmetros do lixiviado de um mesmo aterro sanitário da Colômbia, no período de um ano. Para a DBO, os valores variaram de aproximadamente 7800 mg/L para 2700 mg/L no ano seguinte, os valores de DQO foram alterados de cerca de 14000 mg/L para 4000 mg/L. Os autores afirmaram que essa variação na composição é uma característica comum de lixiviados, derivada das interações complexas e dinâmicas dos RSU aterrados.

O lixiviado constitui o maior risco ambiental presente nos aterros, caso venha a atingir as águas subterrâneas através de infiltração, impactando todo o ecossistema. Da

mesma forma, seu lançamento direto em corpos hídricos é inviável, devido, entre outros fatores, à sua alta toxicidade e capacidade de remover o oxigênio dissolvido (OD), imprescindível à vida aquática.

A presença de uma elevada concentração de nutrientes e matéria orgânica pode ocasionar a eutrofização de corpos hídricos, caso o LAS seja disposto sem tratamento. Este fenômeno causado pelo excesso de nutrientes em ambientes aquáticos gera um aumento no crescimento de algas nestes locais. A presença excessiva destas algas pode causar desequilíbrio em todo o ecossistema, desencadeando o desenvolvimento de outros elementos da cadeia alimentar e causando a diminuição das concentrações de OD.

Os compostos presentes e as características do LAS variam de acordo com muitos parâmetros, entre eles: o índice pluviométrico, as variações climáticas, o tipo de RSU aterrados, a profundidade de aterramento, a operação e a idade do aterro sanitário. Desta forma, a composição do material percolado pode variar entre regiões geográficas diferentes, em função dos RSU aterrados e das variações sazonais às quais os aterros estão sujeitos.

Ressalta-se que a geração de LAS é inevitável, mesmo para os aterros sanitários planejados para a máxima redução de impactos ambientais. A lixiviação é um processo natural que ocorre durante a biodegradação da matéria orgânica existente nos resíduos aterrados.

Ferreira, Bila e Silva (2011) afirmam que o desenvolvimento de processos de tratamento de LAS que apresentem baixo custo associado à alta eficiência ainda é um desafio para a minimização dos impactos ambientais causados pelos aterros sanitários. Métodos de tratamento de LAS que possam ser aplicados em pequenas escalas são também apontados como um importante item a ser desenvolvido, conforme Castillo, Vergara e Moreno (2007).

2.2.1 Características dos lixiviados de aterro sanitário

As águas pluviais são o principal contribuinte para a geração do LAS (RENOU et al., 2008; LANGE; AMARAL, 2009; LI; ZHOU; HUA, 2010). Kurniawan et al. (2010), afirmam que enquanto as águas pluviais escoam através do aterro, torna-se contaminada com vários componentes dos resíduos, que contêm uma variedade de poluentes orgânicos e inorgânicos nas formas dissolvida ou suspensa. Segundo Abbas et al. (2009), estas águas atuam percolando pelo material aterrado, dissolvendo e suspendendo componentes da biodegradação através de reações físicas e químicas. Conforme os autores, a quantidade de

lixiviado gerado depende, além do citado acima, da água contida nos RSU, de processos bioquímicos que ocorrem dentro das células do aterro e do grau de compactação das mesmas.

A influência dos resíduos aterrados na composição do LAS foi verificada por Moravia et al. (2011). A presença de elevados valores de pH no LAS, foi associada à alcalinidade oriunda de uma grande quantidade de resíduos de construção civil aterrados. Da mesma forma, a concentração de metais pesados no LAS, conforme Lange e Amaral (2009), pode ser associada à variabilidade de embalagens (ferrosas ou não) dispostas nos aterros sanitários. Metais como Fe, Mn, Zn, Cu, Pb e Cd podem ter concentrações elevadas em aterros jovens, devido ao ambiente ácido existente, que garante a solubilização dos íons metálicos. No entanto, ao longo do tempo de aterramento, o pH deste ambiente tende a elevar-se e estas concentrações tendem a diminuir.

Moravia et al. (2011), realizando uma caracterização sazonal de LAS de Belo Horizonte/MG, compararam suas características em períodos de elevada e baixa precipitação média, verificando em ambos períodos propriedades de aterros sanitários estabilizados. Porém, foram observadas diferenças em alguns dos parâmetros avaliados, nos dois períodos de monitoramento. A alta pluviosidade, atuando na diluição do LAS, afetou a cor do efluente gerado, que foi 66% inferior nestes períodos, se comparada à época de menor volume de precipitação pluviométrica. Um ligeiro decréscimo nas taxas de biodegradabilidade de 46,6% em alta precipitação para 42,4% em períodos de baixo volume de chuvas foi observado, provavelmente em função da maior concentração de compostos inibidores dos microorganismos envolvidos na degradação, como amônia e metais, durante o período mais seco. Substâncias húmicas e material orgânico também estiveram mais concentrados no LAS neste período.

Enquanto que a quantidade de LAS gerado é determinada principalmente pelo volume de águas pluviais infiltradas, a determinação de suas características depende de vários fatores. Suas características físicas, químicas e microbiológicas, conforme Lange e Amaral (2009), são atribuídas às características dos resíduos aterrados e sua decomposição biológica. Moravia et al. (2007) associam as características do LAS gerado à idade do aterro sanitário.

A relação existente entre a idade do aterro e o consumo de matéria orgânica pode fornecer um critério para escolher o processo de tratamento adequado (ABBAS et al., 2009). Esta relação pode ocorrer em função da idade do aterro ser um dos fatores responsável por algumas das características do LAS produzido.

Os parâmetros de DQO e concentração de nitrogênio amoniacal estão geralmente relacionados com a idade do aterro sanitário (KULIKOWSKA; KLIMIUK, 2008). Christensen (2010) semelhantemente associa valores de DQO muito elevados com lixiviados de materiais aterrados recentemente. Em uma pesquisa realizada com monitoramento durante quatro anos no aterro de Wysieka (Polônia), Kulikowska e Klimiuk (2008) observaram que com o aumento da idade do mesmo, a concentração de DQO diminuiu de 1800 mg/L (segundo ano de operação) para 610 mg/L (sexto ano de operação).

Souto e Povinelli (2007) afirmam que a transposição entre as características de LAS de células jovens para LAS estabilizado pode ocorrer mais rapidamente em locais de clima tropical (em cerca de dois anos) do que o relatado em ambientes de clima temperado (após cinco anos). A temperatura é a principal responsável por isto, auxiliando na decomposição mais rápida dos resíduos; além do uso dos sistemas de drenagem adotados em determinados países, que removem a carga orgânica facilmente degradável, colaborando na formação rápida do perfil recalcitrante do LAS.

Durante a decomposição dos compostos orgânicos aterrados a concentração de DQO diminui, semelhantemente às concentrações de substâncias orgânicas biodegradáveis. O efeito resultante é uma diminuição das concentrações de substâncias orgânicas e um aumento nas concentrações de substâncias dificilmente biodegradáveis (CHRISTENSEN, 2010). Estes efeitos tornam muito difíceis a escolha de um único processo de tratamento para o lixiviado, que atenda todo o período de geração.

Kurniawan et al. (2010) elaboraram uma tabela com as principais características dos LAS, em relação ao tempo de atividade dos aterros sanitários, baseados nos trabalhos de Ehrig (1983), Ehrig (1989), Lo (1996), conforme pode ser verificado na Tabela 2.

Tabela 2 - Relação entre diferentes parâmetros do LAS e a idade do aterro sanitário.

Parâmetro	Lixiviado recente	Lixiviado estabilizado
Idade	< 5 anos	> 10 anos
Composição	Compostos com baixo peso molecular, como ácido acético, ácido propiônico e ácido butírico.	Compostos de peso molecular elevado, como ácido húmico e ácido fúlvico.
pH	4,5 – 6,5	7,5 – 9,0
DBO (mg/L)	4000 – 13000	20 – 1000
DQO (mg/L)	6000 – 60000	5000 – 20000
DBO5/DQO	0,4 – 0,7	< 0,1
COT/DQO	> 2,8	< 2,0

Fonte: adaptado de Ehrig (1983), Ehrig (1989), Lo (1996) apud Kurniawan et al. (2010).

O período de aterramento dos RSU diminui a toxicidade do LAS e seu potencial poluidor, tornando-o menos perigoso ao meio ambiente, porém não livre da necessidade de tratamento. O potencial poluidor do LAS pode ser considerado inversamente proporcional ao tempo de aterramento, embora em aterros em operação essa constatação não seja tão evidente (LANGE; AMARAL, 2009).

Para caracterização da biodegradabilidade presente no LAS, é utilizada frequentemente a relação DBO/DQO. Relações DBO/DQO iniciais de 0,40 foram encontradas por Kulikowska e Klimiuk, (2008), sugerindo que parte dos compostos orgânicos do LAS verificado era biodegradável. Após quatro anos de monitoramento, o mesmo LAS apresentou relação DBO/DQO média de 0,13, indicando uma significativa quantidade de material orgânico, porém de difícil biodegradabilidade.

Cortez et al. (2010) caracterizaram um LAS como rico em compostos recalcitrantes devido a uma baixa relação DBO/DQO: 0,01 e seu alto teor de nitrogênio amoniacal, definindo o mesmo como maduro. Moravia et al. (2007) também associam baixos valores de DBO/DQO a um avançado estado de estabilização de LAS.

Semelhantemente, Lange e Amaral (2009) sugerem que esta relação pode ter valores entre 0,5 e 0,8 em aterros jovens (fase acidogênica), e entre 0,04 e 0,08 em aterros mais antigos (fase metanogênica), provavelmente em função da maior parte dos compostos biodegradáveis já ter sido degradada. Parte desta matéria orgânica encontrada pode se apresentar também como recalcitrante à biodegradação (RENOU et al., 2008; ABBAS et al., 2009; LI; ZHOU; HUA, 2010).

LAS em fase metanogênica, conforme Christensen et al. (2001), apresentam resultados negativos ou pouco significantes para a degradação biológica da matéria orgânica dissolvida, que neste tipo de lixiviado, é em sua maior parte recalcitrante. Esta matéria orgânica dissolvida, de acordo com os autores, é expressa, por exemplo, pela DQO e o COT, incluindo também o metano (CH₄), ácidos graxos voláteis e outros compostos recalcitrantes, como compostos húmicos e fúlvicos.

Compostos recalcitrantes são resistentes à biodegradação e podem apresentar acumulação no meio ambiente. Podem não ser necessariamente tóxicos aos micro-organismos (Lange; Amaral, 2009), porém em níveis de concentração mais elevados ou em casos de acumulação no ecossistema, podem comprometer a biota presente. Estes compostos

representam principalmente os compostos orgânicos dos efluentes, dificilmente degradados por via biológica (METCALF e EDDY, 2003; LANGE; AMARAL, 2009).

2.3 PROCESSOS BIOLÓGICOS NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Processos biológicos de tratamento de efluentes utilizam-se de micro-organismos, que em condições favoráveis, metabolizam os compostos deste efluente como fonte de energia através de seu metabolismo. Desta biodegradação, resultam outros compostos, como água (H₂O), dióxido de carbono (CO₂) e CH₄. Esta atuação microbiológica pode ocorrer de forma aeróbia ou anaeróbia.

Os processos biológicos e físico-químicos são utilizados para tratamento de LAS com a finalidade de reduzir seus impactos quando lançados no meio ambiente, principalmente em corpos hídricos. Porém, as características deste efluente irão definir a metodologia apropriada para diminuir seu potencial poluidor. É importante que a planta de tratamento do LAS seja planejada de acordo com as suas características e os métodos de tratamento escolhidos, devendo ser elaborada antes do início de operação do aterro sanitário.

Christensen (2010) afirma que o tratamento de LAS pode apresentar três problemas específicos, que não costumam ser verificados no tratamento de esgotos. São eles: a ampla variação dos seus fluxos, as mudanças na sua composição ao longo do tempo e o potencial de frequentes mudanças em função de alterações no gerenciamento dos resíduos dentro do aterro. Em decorrência de fatores ambientais e relacionados ao gerenciamento do aterro sanitário que contribuem para as propriedades do LAS gerado, a caracterização deste efluente torna-se indispensável para a escolha do tratamento mais adequado.

As variações encontradas entre lixiviados de aterros diferentes tornam difícil a aplicabilidade das mesmas técnicas de tratamento para mais de um local, com eficiências semelhantes. No entanto, o processo desenvolvido para tratar eficientemente o lixiviado de um aterro jovem pode ser modificado para aplicação em um lixiviado de aterro sanitário antigo (QASIM; CHIANG, 1994).

Em decorrência desta demanda por processos eficientes e viáveis, existem muitos estudos recentes (Castillo, Vergara e Moreno, 2007; Renou et al., 2008; Abbas et al., 2009; Gálvez et al., 2009; Cortez et al., 2010; Kurniawan et al., 2010; Li, Zhou e Hua, 2010) que

avaliam diferentes metodologias para o tratamento do lixiviado. De acordo com Li, Zhou e Hua (2010), o início de estudos de laboratório com esta finalidade ocorreu por volta de 1970.

Caracterizando-se como uma reprodução da degradação biológica que ocorre naturalmente através da biomassa presente nos corpos hídricos, sistemas biológicos buscam acelerar e aperfeiçoar este processo, principalmente através da garantia de condições favoráveis aos micro-organismos envolvidos. Os processos biológicos tornam-se com frequência o sistema escolhido para o tratamento de efluentes, tanto em decorrência dos bons resultados obtidos, quanto pelo baixo custo de implantação e operação (custos de energia e de componentes químicos) que apresentam (QASIM; CHIANG, 1994; KURNIAWAN et al., 2010).

Conforme Moravia et al. (2007), a preparação de condições favoráveis a comunidade microbiológica permite, além da sua formação, seu desenvolvimento, acúmulo e retenção no reator. No entanto, é um processo lento, por prever também sua adaptação às características específicas do afluente. A otimização dos processos biológicos de tratamento pode incluir o controle da quantidade de OD disponível, do pH e temperatura e da adição de nutrientes necessários aos micro-organismos (QASIM; CHIANG, 1994). No entanto, Morais (2005) cita que a variabilidade sazonal de quantidades e composição do LAS pode não ser compatível com a extrema sensibilidade de sistemas biológicos às cargas de choque.

Processos biológicos de tratamento, incluindo aeróbios e anaeróbios, são indicados para LAS em fase inicial, com alta relação DBO/DQO (KURNIAWAN, 2010; LI; ZHOU; HUA, 2010). Para Abbas et al. (2009), a eficiência dos métodos biológicos diminui em função da idade do LAS, sendo reduzida em lixiviados mais antigos, onde há dificuldade na remoção de compostos recalcitrantes. Porém, os autores afirmam que são efetivos na remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e nitrogênio (N) de aterros jovens, com relação DBO/DQO alta, $> 0,5$.

Estando a matéria orgânica presente em maior quantidade e disponível na forma de compostos biodegradáveis em LAS mais jovens, estes são favoráveis a sobrevivência e atuação de micro-organismos na sua degradação. Por outro lado, lixiviados de aterros estabilizados são menos suscetíveis aos tratamentos biológicos (KURNIAWAN, 2010). Devido à alta carga orgânica ou a elevada concentração de componentes tóxicos nos LAS, uma diluição deste pode reduzir seu impacto no desenvolvimento dos micro-organismos dentro do reator, até que o efluente seja o maior constituinte do líquido (MORAVIA et al., 2007).

Uma das opções biológicas de tratamento são as lagoas biológicas. São reatores onde a matéria orgânica é removida da parte líquida, através da atividade metabólica da biomassa presente. Dentro destas unidades são acelerados e controlados processos de degradação do material orgânico por micro-organismos, de maneira semelhante ao que ocorre naturalmente em corpos hídricos receptores, porém de forma acelerada. No Brasil, lagoas em série são utilizadas com grande frequência, principalmente com a finalidade de remover matéria orgânica pela ação das bactérias presentes (CASTILHOS JÚNIOR et al., 2009). Existem diferentes configurações e características para lagoas biológicas.

Lagoas de estabilização apresentam operação simplificada e são economicamente mais viáveis. Apresentam boa remoção de material orgânico e redução nos níveis de coliformes. A grande área ocupada para sua instalação caracteriza uma desvantagem do processo. Estas lagoas são reguladas pelas condições climáticas de temperatura, intensidade e duração de luz solar, o que favorece sua aplicabilidade em regiões tropicais e subtropicais, como no Brasil, conforme afirmam Castilhos Júnior et al. (2009). Os autores indicam como configuração ideal para remoção de material orgânico a série: lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa e ao final do processo, lagoa de maturação.

Em ausência total de oxigênio, as lagoas anaeróbias removem poluentes através da atividade de bactérias, em geral, metanogênicas. Seu dimensionamento geralmente já prevê a entrada de efluentes com elevada carga orgânica e ausência de oxigênio dissolvido, (SPERLING, 2006). O longo período de tratamento e a geração de CH_4 são apontadas por Abbas et al. (2009) como desvantagens da metodologia, visto não haver controle das emissões para atmosfera.

A retenção dos efluentes por um período de tempo que garanta a realização de processos naturais de degradação biológica caracteriza as lagoas de estabilização. A fração superior das lagoas de estabilização apresenta condições aeróbicas, enquanto que a camada mais profunda é anaeróbica. Esta divisão determina os micro-organismos presentes em cada uma das áreas existentes.

Uma variável ainda existente são as lagoas aeradas mecanicamente. A biomassa atuante recebe, através de aeração mecânica, o oxigênio necessário para a sobrevivência e degradação biológica. Conforme Abbas et al. (2009), as lagoas aeradas são métodos bastante efetivos e de baixo custo na remoção de patógenos e materiais orgânicos e inorgânicos em lixiviados. O lodo gerado nas lagoas aeradas deve receber tratamento posterior, sendo composto principalmente pela fração sólida em suspensão (SANT'ANNA JÚNIOR, 2010)

Como último estágio para tratamento em série de lagoas, são aplicadas as lagoas de maturação, com a finalidade principal de remoção de micro-organismos patogênicos (CASTILHOS JÚNIOR et al., 2009). Sua baixa profundidade garante a penetração e exposição prolongada à radiação solar, responsável pela desinfecção citada acima.

Os lodos ativados são processos biológicos aeróbios utilizados amplamente para tratamento de águas residuais domésticas e de diversas áreas industriais. Estes processos utilizam-se basicamente de um tanque de aeração, uma estrutura para decantação (decantador) e da recirculação do lodo na etapa biológica do reator (SPERLING, 2008). No tanque aerado mecanicamente, a matéria orgânica é removida através da atividade fisiológica da biomassa presente, enquanto que no decantador ocorre a sedimentação da parte sólida do lodo e posterior separação do efluente final. A recirculação desta massa sólida concentrada na parte inferior dos decantadores, composta pela microbiota ativa do sistema, permite a eficiência dele e constante renovação de micro-organismos atuantes na remoção de matéria orgânica.

Um aumento na concentração de biomassa no reator com aeração e conseqüente melhora na capacidade de tratamento são citados por Christensen (2010) como vantagens dos sistemas de lodos ativados. Embora estes processos tenham se mostrado eficazes para a remoção de carbono orgânico, nutrientes e teores de amônia, Abbas et al. (2009) afirmam que adequações são necessárias para o uso em LAS. Wiszniowski et al. (2006) semelhantemente apontam para a necessidade de controle da idade do lodo, da relação alimento/micro-organismos, do tempo de retenção hidráulica (TRH) e da quantidade de lodo gerado.

Qasim e Chiang (1994) afirmam que sistemas de tratamento biológico que apresentam crescimento fixo de micro-organismos, a algum meio de suporte, possuem vantagens em relação aos sistemas de lodos ativados, como a baixa demanda de energia, uma maior estabilidade de processo, e uma quantidade menor de lodos residuais. Os processos com crescimento fixo possuem algumas vantagens sobre os sistemas convencionais. Entre estas vantagens estão a remoção mais rápida de poluentes e a presença de menos efeitos negativos da temperatura e agentes tóxicos sobre os mesmos (WISZNIOWSKI et al., 2006; GÁLVEZ et al., 2009). Também são apontados diferenciais como uma maior estabilidade de operação, alta retenção de biomassa sólida e alta eficiência de tratamento (METCALF e EDDY, 2003).

As características do efluente a ser tratado e do reator escolhido podem determinar a necessidade do uso de um inóculo para a partida dos sistemas biológicos. De acordo com Moravia et al. (2007), a adaptação dos micro-organismos às características do efluente é

seguida pelo seu crescimento em maior escala. Sem a inoculação, a multiplicação dos microorganismos deve ocorrer naturalmente após um período inicial. Embora acrescente custos ao processo, a adição de nutrientes também pode ser necessária, garantindo substrato durante a adaptação microbiológica.

Alguns parâmetros de desejável remoção no tratamento de LAS podem não ser alcançados unicamente por via biológica. Lange e Amaral (2009) concluíram, com uma caracterização de LAS, que tratamentos biológicos não são suficientemente eficazes para grande parte dos lixiviados de aterros brasileiros, necessitando de processos físico-químicos como pré ou pós-tratamento conjunto. Semelhantemente, Cortez et al. (2010) afirmam que os LAS maduros são tipicamente resistentes aos processos biológicos.

Existe nos tratamentos biológicos em geral, uma dificuldade quanto ao processamento de compostos recalcitrantes, fazendo com que em alguns casos seja necessário um tratamento físico ou químico combinado ao mesmo. A dificuldade de biodegradação ocorre, principalmente, em função da estrutura química complexa das substâncias, desprovida de grupos funcionais reativos; associada à ação tóxica de compostos químicos sobre os microorganismos e inativação do seu metabolismo celular; além das interações que ocorrem entre compostos químicos, gerando produtos não acessíveis a biodegradação (MORAIS, 2005).

2.3.1 Contactador biológico rotatório

Os contactores rotatórios são sistemas biológicos compostos por uma série de tambores circulares, ligeiramente espaçados e montados em um eixo horizontal comum. Meios de suporte (geralmente plásticos) estão localizados no interior destes tambores rotatórios, atuando com lenta movimentação, através de rotação mecânica dos tambores, mantendo cerca de 40% de submersão. O consórcio microbiológico fixado ao meio suporte atua através das suas atividades metabólicas, em contato com a matéria orgânica presente no efluente e também com a atmosfera, que fornece o O₂ necessário para o seu metabolismo. Este biofilme formado proporciona área superficial ativa maior que a do meio de suporte (KAWANO; HANDA, 2008). A Figura 2 apresenta um contactador biológico rotatório (CBR).



Figura 2 - Contactor biológico rotatório da ETE Unisinos - São Leopoldo/RS.

Pode se tornar necessária a cobertura superior dos reatores, com a finalidade de protegê-los de chuvas excessivas e da radiação solar que podem comprometer o processo. Uma estrutura de abrigo pode também prever o crescimento de algas, além de evitar a exposição aos raios ultravioleta (UV) (METCALF e EDDY, 2003; AYOUB et al., 2004).

As primeiras unidades de CBRs foram instaladas na Alemanha em torno de 1960 e posteriormente foram introduzidas nos EUA (METCALF e EDDY, 2003). Atualmente CBRs são utilizados em países como EUA, Japão e alguns países europeus, principalmente no tratamento de esgotos sanitários (CASTILLO, VERGARA e MORENO, 2007). A simplicidade e facilidade de operação dos reatores, o curto tempo de início de operação, a pequena área requerida e o baixo consumo de energia e custo de operação e manutenção estão entre os motivos de escolha pelos CBRs, além da eficiência obtida com a sua aplicação (CORTEZ et al., 2008).

Castillo, Vergara e Moreno (2007) citam que os sistemas de tratamentos biológicos aeróbios, em geral, possuem como uma restrição típica a necessidade de fornecimento de O_2 para os micro-organismos. Nos CBRs este aporte geralmente não se faz necessário, já que a rotação dos tambores proporciona a mistura e difusão entre a biomassa e o efluente, fazendo com que o OD e o substrato estejam disponíveis, geralmente, de maneira uniforme para a microbiota.

A rotação dos reatores deve permitir esta mistura entre biomassa, efluente e O₂ atmosférico, garantindo condições de fixação do biofilme. Embora uma rotação lenta, entre 1 e 2 rpm (rotações por minuto), tenha sido utilizada por alguns autores (Segatto, 2002; Metcalf e Eddy, 2003; Wiszniowski et al., 2006), a maior parte dos trabalhos indicam o uso de velocidades maiores, entre 4 e 6 rpm (TAWFIK et al., 2006; CASTILLO, VERGARA e MORENO, 2007; ENAYATHALI e KUMAR, 2012). Velocidades elevadas, como 12 rpm foram testadas por Ayoub et al. (2004), alcançando bons resultados para remoção de matéria orgânica de efluente sintético (Quadro 1).

O Quadro 1 apresenta um resumo de alguns trabalhos realizados com CBR, informações de sua operação e alguns dos resultados obtidos. Observam-se altos valores de remoção de matéria orgânica (expressos em DBO e DQO), principalmente em trabalhos que avaliaram o tratamento de efluentes domésticos ou sintéticos.

A pesquisa de Castillo, Vergara e Moreno (2007) obteve as menores taxas de remoção dos estudos verificados, embora o material tratado seja LAS, um efluente com características diferenciadas em relação aos outros, variação na composição ao longo do tempo e elevada concentração de compostos recalcitrantes, ou de difícil degradação biológica. O valor de DQO na entrada do sistema foi o mais elevado dos trabalhos listados.

Quadro 1 - Resumo de trabalhos realizados com CBRs.

Referência	Efluente	Rotação	TRH	Estágios	Volume do reator	Entrada	Remoção
Ayoub et al. (2004)	Efluente sintético	12 rpm	0,9 h	3	19,5 L	435 mg/L DBOd 610 mg/L DQOd (DBO/DQO: 0,71)	99 % DBOd 94 % DQOd
						675 mg/L DBOd 875 mg/L DQOd (DBO/DQO: 0,77)	98 % DBOd 95 % DQOd
						846 mg/L DBOd 1200 mg/L DQOd (DBO/DQO: 0,70)	97 % DBOd 91 % DQOd
Tawfik et al. (2006)	Efluente doméstico	5 rpm	5 h	1	45 L	~500 mg/L DQO	65 % DQO
				2			67 % DQO
Castillo, Vergara e Moreno (2007)	LAS	6 rpm	24 h	4	20 L	~ 4000 mg/L DQO	52 % DQO
Akhbari et al. (2011)	Efluente sintético	10 rpm	18,3 h	1	5,7 L	980 mg/L DBO 1070 mg/L DQO (DBO/DQO: 0,91)	62 % DQO
Enayathali e Kumar (2012)	Águas cinzas	3 rpm	N.I.	2	30 L	250 mg/L DQO	~95 % DQO
		4,5 rpm	N.I.	2	30 L	250 mg/L DQO	~95 % DQO
		6 rpm	N.I.	2	30 L	250 mg/L DQO	~94 % DQO

N.I.: valor não informado.

Uma comparação entre as eficiências de remoção de DQO em diferentes velocidades de rotação de um CBR tratando LAS também foi verificada por Castillo, Vergara e Moreno (2007). No total foram testadas três velocidades de rotação: 3, 6 e 9 rpm, ao longo de seis meses de monitoramento experimental.

Os autores consideraram como valores ótimos os apresentados no Quadro 1. Um aumento no TRH de 24 h para 34 horas elevou a remoção de DQO para 58%, no entanto, considerando uma possível flutuação no fluxo de lixiviado, os autores concluíram que não é aconselhável usar um TRH maior que 24 horas para atingir valores de remoção semelhantes, visto que isto poderia aumentar os custos do tratamento, por uma redução na capacidade do sistema.

Enayathali e Kumar (2012) avaliaram a influência da velocidade de rotação de CBRs que utilizavam discos cobertos com nylon como meio suporte, no tratamento de águas cinza. São consideradas águas cinza os efluentes domésticos, exceto a fração sanitária. Neste trabalho, um pequeno decréscimo foi observado em função do aumento da velocidade de rotação (Quadro 1).

É importante observar que os valores indicativos da biodegradabilidade do efluente sintético tratado em um CBR por Akhbari et al. (2011) foram altos (relação DBO/DQO de 0,91). Semelhantemente, na pesquisa de Ayoub et al. (2004), o efluente sintético tratado possuía uma alta relação DBO/DQO, associada a maior biodegradabilidade, provavelmente de fácil assimilação pelo metabolismo microbológico. Este fator pode ter influenciado no alcance de valores excelentes de remoção de matéria orgânica, expressos em DBO e DQO dissolvidas (DBOd e DQOd) (Quadro 1).

Ainda em relação ao trabalho de Ayoub et al. (2004), as remoções médias de DBOd verificadas no primeiro, segundo e terceiro estágio, foram de 87%, 97% e 98%, respectivamente. Para DQOd, estes valores foram 52%, 93% e 93%. Observa-se que mais de 90% da matéria orgânica presente no efluente foi removida nos dois primeiros estágios do reator, com elevados valores de remoção no primeiro estágio, principalmente para DBO dissolvida.

O primeiro estágio, de acordo com os autores, embora receba os mais elevados valores de carga poluidora, também apresenta as maiores taxas de crescimento bacteriano, associadas a maior disponibilidade de nutrientes do efluente. Da mesma forma, o terceiro estágio do CBR avaliado recebia as menores cargas orgânicas, limitando o desenvolvimento microbológico. Neste trabalho, o monitoramento do sistema iniciou após 45 dias de operação do CBR. Quinze dias foram considerados para a aclimação do inóculo adotado e mais trinta dias foram considerados como os de partida do sistema. As análises para verificação de sua eficiência de remoção de matéria orgânica começaram após estes 45 dias.

Tawfik et al. (2006), compararam a eficiência de remoção de DQO em um CBR com um e dois estágios. O tratamento dividido em duas etapas apresentou além da mais alta remoção de DQO, conforme verificado no Quadro 1, melhores remoções de amônia e menor concentração de *Escherichia coli* no efluente final. Os autores concluíram que a maior parte da remoção de DQO ocorreu no primeiro estágio do reator, sendo o segundo responsável pela nitrificação do efluente. Para esta pesquisa, os valores médios de eficiência de remoção apresentados foram os obtidos após um período de noventa dias de monitoramento contínuo do CBR, nas condições operacionais relatadas no Quadro 1.

2.3.1.1 Estágios dos contactores biológicos rotatórios

Ao percorrer cada estágio do CBR, o efluente tem seu grau de tratamento elevado, devido à ação metabólica das diferentes culturas de micro-organismos. O primeiro estágio

recebe a mais elevada carga orgânica, permitindo geralmente o desenvolvimento e fixação de organismos heterotróficos. Em estágios seguintes, bactérias nitrificantes podem começar a fixar-se ao meio suporte. Quanto ao número de estágios, 2 a 4 são requeridos para melhores taxas de remoção de DQO e 6 ou mais permitem alcançar a nitrificação (METCALF e EDDY, 2003).

De acordo com Ayoub et al. (2004), por receber a maior carga poluente do efluente bruto, o primeiro estágio dos contactores pode ser exposto a constantes sobrecargas, interferindo na eficiência global do sistema. Os autores avaliaram a remoção de matéria orgânica através de dois CBRs. Um deles foi alimentado de forma convencional, com 100% do fluxo aplicado ao primeiro estágio e transferido na sequência para o segundo e terceiro estágios (resultados apresentados no Quadro 1). O outro foi alimentado em etapas, com 50%, 30% e 20% do fluxo aplicados aos três estágios, respectivamente.

Quando valores inferiores a 1200 mg/L DQO foram aplicados aos sistemas, o CBR alimentado em etapas e o alimentado de forma convencional mostraram eficiências similares de remoção. Em alto carregamento orgânico afluente (acima de 1200 mg/L DQO), o sistema alimentado em etapas foi mais eficiente, em termos de remoção de DBOD e DQOd (remoção de 96% e 99%, respectivamente), um aumento de remoção de 2,4% e 5,2%, respectivamente, em relação ao CBR alimentado de maneira convencional. A alimentação por etapas pode reduzir o crescimento bacteriano excessivo no primeiro estágio do CBR, além de prevenir possíveis falhas estruturais no sistema (AYOUB et al., 2004).

Entre os estágios do sistema existem diversos tipos de micro-organismos, constituindo um biofilme heterogêneo (Morgenroth e Milferstedt, 2009), assim, um número maior de estágios permite o desenvolvimento de diferentes espécies. O biofilme de estágios iniciais apresenta aspecto gelatinoso, sendo normalmente acinzentado e podendo apresentar algumas zonas brancas, provavelmente devido à presença de bactérias filamentosas como *Beggiatoa*. Nos últimos estágios do reator o biofilme apresenta-se mais compactado, mais fino e com coloração marrom-avermelhada (CORTEZ et al., 2008).

Na Figura 3, uma representação da composição e disposição de biofilmes no meio suporte de CBRs é apresentada. A numeração da imagem representa: a) diferentes tipos de células microbianas são distribuídos heterogeneamente em colônias diferentes, b) aglomeração de colônias, na formação do filme biológico, c) distribuição desigual das colônias sobre biofilme, d) o biofilme é heterogeneamente difundido no interior do reator.

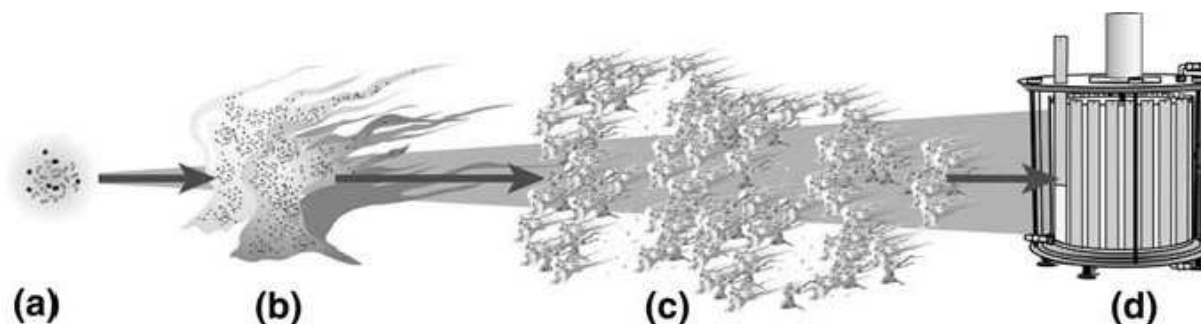


Figura 3 - Representação da composição e disposição heterogênea dos biofilmes.

Fonte: adaptado de Morgenroth e Milferstedt (2009).

A microbiota presente no biofilme necessita de condições favoráveis à sua sobrevivência, fixação e atuação dentro dos reatores biológicos. Comparando a eficiência de um CBR no tratamento de efluentes sintéticos, Cajibe, Agapay e Tampus (2009) aplicaram dois níveis de carregamento orgânico ($3,96 \text{ g/m}^2/\text{dia}$ e $12,71 \text{ g/m}^2/\text{dia}$). A remoção de DQO ao foi de 67% e 65%, respectivamente. A maior carga orgânica resultou em um leve decréscimo nas eficiências de remoção de DQO.

A variação na biomassa pode estar relacionada às características do efluente tratado em cada uma das frações do contactor. Nos estágios iniciais a carga orgânica é elevada, diminuindo ao longo dos mesmos, devido à atuação do biofilme. A cada estágio subsequente, condições diferenciadas de substrato, alimento e O_2 disponíveis vão sendo aplicadas à massa microbiana, o que garante a fixação e crescimento de espécies diferenciadas em cada etapa do processo.

Enquanto é transferido entre as porções dos contactores, o efluente tem a concentração de matéria orgânica diminuída a cada estágio subsequente. Os estágios iniciais geralmente são responsáveis pela remoção da maior parte de matéria orgânica carbonácea, uma vez que maior quantidade de substrato está disponível para a biomassa, onde existe uma competição por O_2 , alimento e espaço físico. As condições ambientais disponíveis colaboram para o desenvolvimento mais rápido de bactérias heterotróficas do que nitrificantes (KAWANO e HANDA, 2008). Contrariamente, nas porções finais do reator, pode-se perceber maior nitrificação (CORTEZ et al., 2008).

Sistemas biológicos são afetados por condições ambientais como temperatura, pH e quantidade de O_2 disponível para o metabolismo da biomassa encontrada nos reatores. Quanto ao desempenho dos CBRs, de acordo com Kurniawan et al. (2010), os sistemas são

adversamente afetados por baixas temperaturas, já que as taxas metabólicas microbianas decrescem quando a temperatura diminui.

Gálvez et al. (2009) avaliaram a eficiência de remoção de matéria orgânica de LAS, expressa por DBO e DQO, em um filtro biológico aerado de biofilme fixo, em temperaturas variadas (20°C, 30°C, 40°C e 45°C). As eficiências de remoção de DQO e de DBO aumentaram significativamente com um aumento da temperatura, alcançando seu máximo em 40 °C (35,4 % e 73,9%, respectivamente) após os quais começaram a diminuir.

No entanto, Cortez et al. (2008) citam outros parâmetros que afetam a eficiência dos CBRs: velocidade de rotação, TRH, carregamento hidráulico, características do efluente e do biofilme, nível de imersão dos tambores no efluente e tipo de meio suporte escolhido.

O TRH, de acordo com Akhbari et al. (2011) é um dos mais importantes parâmetros de operação dos CBRs, interferindo em sua eficiência de tratamento e influenciando também o custo do processo biológico, uma vez que determina o volume total do sistema e a quantidade de efluente tratado. Este parâmetro define ainda o tempo de contato entre a biomassa e o efluente, influenciando o consumo metabólico de matéria orgânica. Os autores testaram durante dez meses de experimento, variáveis como TRH, velocidade de rotação do CBR, recirculação de efluente no reator e taxas DQO/N, entre outros fatores, definindo o TRH como um dos mais importantes parâmetros operacionais dos sistemas CBRs.

2.3.1.2 Biofilme formado no contactor biológico rotatório

Referente à fixação e crescimento adequados da biomassa responsável pela depuração da matéria orgânica tratada em CBRs, existem diversas opções de materiais que podem ser usados como meios de suporte. Kawano e Handa (2008) indicam que a preferência por meios de fixação em plástico se deve a um elevado coeficiente de vazios permitido, além da facilidade de arranjo nas unidades dos CBRs. O uso de meios de suporte confeccionados em materiais leves, como o polietileno, evita a sobrecarga de peso sobre os eixos e rolamentos (TAWFIK et al., 2006). A submersão da unidade de tratamento no efluente também garante uma estabilidade estrutural no reator (METCALF e EDDY, 2003).

Comparando três diferentes meios de suporte para CBR (discos corrugados, discos perfurados e discos cobertos com tecido de nylon), Castillo Vergara e Moreno (2007) obtiveram as maiores taxas de remoção de DQO, 69% e 74%, respectivamente, para os discos perfurados e para os discos cobertos com tecido de nylon. Embora nestes últimos a eficiência de remoção de DQO tenha sido maior, optou-se pelos discos perfurados como meios de

suporte, visto que os discos cobertos com nylon foram gradualmente desprendendo o biofilme, provavelmente devido ao tecido de cobertura, que impedia uma fixação eficiente dos micro-organismos.

A constituição e atividade metabólica do biofilme são determinantes para a eficiência do processo de tratamento de efluentes. Quanto à espessura do mesmo, conforme Coello et al. (2010), há um nível "ótimo", determinado de "espessura ativa". Acima deste nível a difusão de nutrientes pelo filme biológico começa a ser um fator limitante, gerando um biofilme inativo. Parte desta biomassa excessiva pode se desprender do meio de suporte e se misturar ao efluente (KURNIAWAN et al., 2010).

Pylnik e Dueck (2011) afirmam que não é verificada uma uniformidade nas características do biofilme sobre os meios de suporte. Rugosidades na película microbiológica aderida aos meios de suporte podem estar presentes, esta conformação é vantajosa por proporcionar uma área superficial ainda maior do que a do meio onde está fixada. Este formato é determinado em função da rotação do CBR (KAWANO; HANDA, 2008).

De acordo com Cortez et al. (2008), a espessura do biofilme pode variar entre 0,5 e 4,5 mm. Tawfik et al. (2006) constataram que o aumento na carga orgânica afluente a um contactor resultou num aumento da espessura do biofilme fixo aos meios de suporte, de 2,4 e 1,7 mm, para 2,8 e 3,5 mm, no primeiro e segundo estágio do reator, respectivamente.

Semelhantemente, Cajibe, Agapay e Tampus (2009) verificaram o crescimento do biofilme, a partir de um aumento na espessura do mesmo, de 2,81 μm para 7,71 μm , em decorrência de uma elevação na carga orgânica aplicada ao CBR. Este incremento pode ter decorrido da maior formação de flocos de biomassa durante a alimentação do reator com excessiva carga orgânica, facilitando a compactação e suporte do biofilme no meio de suporte. No entanto, a espessura maior pode ter sido responsável pela redução na taxa de difusão de micro-organismos e sua baixa produção metabólica, manifestada pela baixa remoção de C, N e P.

O biofilme pode apresentar diferentes espécies de micro-organismos em sua constituição. A área superficial dos meios de suporte tem contato com a atmosfera através da rotação do reator, o que garante condições para fixação de organismos aeróbios. No entanto, uma biomassa facultativa ou anaeróbia pode estar aderida à fração interna dos discos (KAWANO; HANDA, 2008; COELLO et al., 2010; AKHBARI et al., 2011).

2.3.1.3 Uso de inóculo para início de operação de CBRs

Um período de adaptação inicial é necessário para a formação e fixação do filme microbiológico aos meios de suporte. Tawfik et al. (2006) delimitaram este espaço de tempo em 15 dias, após os quais um CBR iniciou a operação de tratamento de esgotos domésticos.

Cajibe, Agapay e Tampus (2009) não verificaram visivelmente o desenvolvimento de biofilme até o terceiro dia de operação. Já um período inicial de 5 semanas foi observado por Castillo, Vergara e Moreno (2007), após as quais foram atingidas e mantidas concentrações elevadas de micro-organismos aderidos ao biofilme, conforme técnica de contagens de placas. O uso de um inóculo pode acelerar este processo de adaptação inicial da biomassa ao efluente a ser tratado.

Moravia et al. (2007) avaliaram o uso de inóculo com lodo de estação de tratamento de esgotos para o tratamento biológico de LAS. Os autores concluíram que a produção de biomassa no reator biológico foi maior com o acréscimo de inóculo, se comparada à partida sem inoculação. Desta forma, o inóculo permitiu o desenvolvimento da comunidade microbiológica, fornecendo substrato à mesma.

Gálvez et al. (2009) inocularam um sistema biológico aerado (filtro biológico de biofilme fixo) com esgoto doméstico, testando também a partida deste sistema sem a inoculação inicial, utilizando-se apenas dos micro-organismos presentes no LAS. Os autores observaram que não houve diferença significativa entre a partida e as eficiências de remoção de DBO e DQO dos sistemas inoculados e não inoculados. Para o sistema testado, os micro-organismos do próprio LAS foram capazes de adaptarem-se e se desenvolverem no biofilme, sem os custos potenciais do uso de inoculação do reator.

Ayoub et al. (2004) também utilizaram esgoto doméstico como inóculo para um CBR, alimentando o reator conjuntamente com o efluente sintético que seria tratado posteriormente, durante 14 dias. Após este período, pode ser observada a formação do biofilme nos dois primeiros estágios do CBR. Durante os 30 dias seguintes o reator foi alimentado somente com o efluente sintético e este período foi determinado como a partida do sistema. O monitoramento do sistema foi avaliado a partir deste período inicial, e alcançou altos valores de remoção de matéria orgânica (resultados disponíveis no Quadro1).

Para o tratamento de efluente sintético por um CBR, Akhbari et al. (2011) fizeram uso de lodo de tratamento de esgoto doméstico (lodos ativados), como inóculo para a partida do sistema. O inóculo foi aclimatado juntamente com o efluente sintético por uma semana,

após a qual o reator passou a ser alimentado somente pelo efluente sintético durante três semanas. Após este período total de um mês o monitoramento avaliativo do sistema começou a ser feito.

Também com a finalidade de estimular a adaptação e crescimento do biofilme bacteriano em um CBR que tratava LAS, Castillo, Vergara e Moreno (2007) inocularam o reator com lodo de uma estação de tratamento aeróbio de esgotos, em uma proporção de 10% do volume total do reator. De acordo com os autores, a velocidade de crescimento dos microorganismos é determinada pela sua adaptação e aclimatação ao substrato.

2.3.1.4 Aplicação de CBRs em conjunto com outros sistemas de tratamento

A geração de lodo no sistema de CBR, originado do desprendimento de parte do biofilme, pode tornar necessária a instalação de um tanque para recolhimento do mesmo, após seu acúmulo por determinado período. Cortez et al. (2008) também recomendam que os CBRs sejam precedidos por um tanque de sedimentação (para remoção eficaz de partículas maiores, detritos e gorduras), e que seus efluentes recebam tratamento posterior por algum clarificador secundário. Kurniawan et al. (2010) e Qasim e Chiang (1994) também indicam que os contactores podem requerer um clarificador secundário para sedimentação do excesso de sólidos biológicos que se desprende dos discos.

Já Metcalf e Eddy (2003) indicam que CBRs podem ser utilizados como tratamento secundário ou para níveis mais avançados de tratamento. Os sistemas de tratamento biológico com biofilme fixo, de acordo com Gullicks et al. (2011), vem sendo utilizados amplamente, principalmente para a obtenção de padrões secundários nos efluentes, como a nitrificação.

Quanto ao tratamento de LAS por contactores rotatórios, Christensen (2010) cita que plantas de tratamento de lixiviados na Alemanha operam com uso de CBRs para o tratamento posterior a oxidação química, com a finalidade de reduzir as substâncias orgânicas biodegradáveis remanescentes.

Semelhantemente, Kurniawan et al. (2010) citam que a aplicação conjunta de mais de um processo biológico, ou sua combinação com tratamentos físicos e químicos podem contribuir para o alcance de bons resultados para tratamento de lixiviados de aterros sanitários, principalmente para remoção de compostos recalcitrantes

Os resultados obtidos por Gálvez et al. (2009) demonstraram a aplicabilidade de sistemas biológicos de filme fixo na remoção da fração orgânica biodegradável do LAS. No

entanto, foi observada uma dificuldade na remoção de compostos recalcitrantes e devido a isto, os autores também indicam a combinação do sistema com outras formas de tratamento, para a remoção destes compostos remanescentes.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

A presente pesquisa estudou a remoção de matéria orgânica do LAS do município de São Leopoldo/RS, através do uso de um sistema em escala piloto, composto por um contactor biológico rotatório.

O aterro sanitário de São Leopoldo/RS é administrado pela empresa SL Ambiental e localiza-se em uma área de aproximadamente 16 hectares. Recebe resíduos sólidos do município de São Leopoldo e gera aproximadamente 12 m³ de LAS por dia (SL AMBIENTAL, 2011). Na Figura 4, visualiza-se o aterro sanitário e também a marcação do ponto de coleta do LAS, após as células de aterramento.



Figura 4 - Aterro sanitário de São Leopoldo/RS.

No detalhe: ponto de coleta do lixiviado. Fonte: adaptado de Google Mapas (2012).

A principal célula de resíduos que gera o LAS tratado neste trabalho foi iniciada em janeiro de 2009 e encerrada em outubro de 2011 e tem aproximadamente 71.000 m³. Outra célula encerrada, de um antigo aterro controlado que existia no mesmo local, tem seu lixiviado recolhido conjuntamente com a célula do aterro sanitário. Estes lixiviados recolhidos em conjunto são encaminhados para uma estação de tratamento de lixiviados (ETLix), localizada no aterro sanitário de São Leopoldo e composta por lagoas anaeróbias e facultativas, além de um evaporador de LAS (SL AMBIENTAL, 2011).

O ponto de coleta de LAS para este estudo é um tanque equalizador, localizado antes da entrada do efluente na ETLix. A unidade piloto utilizada neste estudo foi instalada junto ao Anexo II do Laboratório de Saneamento Ambiental, localizado na área da Estação de Tratamento de Esgotos da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (São Leopoldo/RS).

Este trabalho fez parte de uma rede de pesquisas, apoiada pela Chamada Pública MCT/MCIDADES/FINEP/Ação Transversal, Saneamento Ambiental e Habitação - 7/2009, a qual abordou o tratamento de LAS e foi realizada por diversas Universidades brasileiras. Na Universidade Do Vale do Rio dos Sinos, além da presente pesquisa, outras duas dissertações de mestrado avaliaram o tratamento de LAS por reator CBR. Uma delas foi realizada com foco na remoção de nitrogênio do lixiviado e outra verificou a biodegradabilidade aeróbia do lixiviado utilizado neste estudo.

3.1 SISTEMA EXPERIMENTAL

O LAS do aterro de São Leopoldo foi coletado em diversas ocasiões, de acordo com a necessidade para a realização do trabalho. Este LAS era coletado na saída das células de aterramento do aterro sanitário de São Leopoldo foi armazenado, na área externa do Anexo II do Laboratório de Saneamento Ambiental, em um tanque de fibra de vidro, com volume de 10000 L. Posteriormente era encaminhado para um tanque interno, também de fibra de vidro, com volume de 1000 L, que alimentava o reator. Aproximadamente a cada duas semanas, o tanque externo era cheio novamente, com uma nova coleta de lixiviado no aterro.

O CBR utilizado foi composto por três estágios operados em série e em modo contínuo. O contactor foi alimentado por uma bomba dosadora (marca Injetronic), em seu primeiro estágio e deste para os demais, por gravidade. As dimensões de cada um dos estágios do reator foram: 38 cm (largura) x 28 cm (altura) x 69 cm (comprimento).

Duas formas de operação foram testadas, variando-se as vazões e tempos de retenção hidráulica (TRH): vazão de 8,5 L/h e TRH de 15 h (Fase 1 – semanas 1 a 8, entre

outubro e dezembro de 2012) e vazão de 5,1 L/h e TRH de 24 h (Fase 2 – semanas 12 a 18, entre janeiro e março de 2013). A Figura 5 apresenta uma imagem do CBR utilizado e na Tabela 3 seus dados operacionais podem ser observados.



Figura 5 - Contactor biológico rotatório utilizado no experimento.

Tabela 3 - Dados operacionais do CBR.

Especificação	Descrição
Volume total	120 L
Volume de cada estágio	40 L
Material dos tambores	Chapa de aço inoxidável perfurada
Submersão	Aproximadamente 40%
Acionamento	Motor com redutor de velocidade
Velocidade de rotação	13 rpm
Vazão 1	8,5 L/h
TRH 1	15 h
Vazão 2	5,1 L/h
TRH 2	24 h

Como meio de suporte para o crescimento do biofilme, foi utilizado anel pall de 1,5'' de diâmetro, produzido em polipropileno. A Figura 6 ilustra os meios suportes utilizados. Dados dos meios de suporte utilizados podem ser verificados na Tabela 4.



Figura 6 - Meios de suporte para fixação e crescimento do biofilme.

Tabela 4 - Características dos meios de suporte utilizados no CBR.

Especificação	Descrição
Área superficial total	128 m ² /m ³
Área superficial total no CBR	16,43 m ²
Índice de vazios	Aproximadamente 93%
Peso	90 Kg/m ³

Fonte: Roens (2010).

Como inóculo para o início da operação do reator, foi utilizado lodo do sistema de lodos ativados da ETE da Companhia Riograndense de Saneamento (Corsan) de Canoas/RS. Optou-se por este material para aclimação dos micro-organismos ao CBR em função desta unidade de tratamento receber, além de esgoto sanitário e efluente de fossas sépticas, lixiviado de aterros sanitários da região. Desta forma, a microbiota deste lodo já atua na remoção de material orgânico de um efluente semelhante ao utilizado no CBR.

Para cada estágio do contactor, 5 L de lodo foram acrescentados manualmente, totalizando 12,5% do volume de cada tambor. Este volume foi determinado em função de valores observados na literatura, como na pesquisa de Castillo, Vergara e Moreno (2007), onde o inóculo foi acrescentado em 10% do volume do reator, para um CBR que tratava LAS. Neste trabalho, acrescentou-se 2,5% a mais de inóculo, com a finalidade de acelerar o desenvolvimento microbiológico, considerando-se que parte da biomassa inoculada é perdida durante a formação do biofilme.

Após a inoculação o reator começou a ser alimentado com o efluente a ser tratado, LAS. O monitoramento do sistema experimental iniciou 23 dias após a inoculação. Durante este período foi possível a formação do biofilme sobre os meios de suporte.

Ayoub et al. (2004), semelhantemente, iniciaram o monitoramento do CBR analisado após 30 dias de alimentação, e determinaram este período como a partida do sistema, onde a biomassa pode ser estabelecida. Um período inicial de 5 semanas permite que se mantenham concentrações elevadas de micro-organismos aderidos ao biofilme, conforme Castillo, Vergara e Moreno (2007).

Entre as duas fases de operação ocorreu uma parada de 29 dias na operação do CBR. Esta parada ocorreu em função de falhas mecânicas no reator. Uma nova inoculação, com o mesmo substrato e quantidades anteriores, foi realizada no início da operação na segunda fase. Devido ao curto período de tempo disponível para finalização da pesquisa, o CBR foi alimentado com lixiviado durante uma semana, após a qual as análises de monitoramento voltaram a ser realizadas.

Durante o período de manutenção do equipamento, o lixiviado que estava dentro de cada um dos estágios do reator no momento da parada ficou retido em tambores distintos, juntamente com o lodo acumulado em cada tanque do CBR. Este efluente foi armazenado com a intenção de se preservar a biomassa presente no reator.

3.2 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Devido à variação dos lixiviados de aterros quanto à sua composição e a sua interferência nas etapas de tratamento biológico, foi feita uma caracterização do LAS, na entrada do CBR, semanalmente. Os parâmetros desta caracterização e a frequência de amostras estão descritos na Tabela 5. A metodologia de análises adotada foi APHA (2005).

Tabela 5 - Parâmetros de caracterização do LAS na entrada do CBR.

Parâmetro	Método de análise
pH	Potenciométrico
DBO	Método Manométrico
DBOd	Método Manométrico
DQO	Refluxo fechado, Método Colorimétrico
COT	Método de detecção de CO ₂ , formada pelo detector de infravermelho não dispersivo de radiação focalizada - FR-NDIR
Nitrogênio amoniacal	Destilação Kjeldahl
Nitrogênio total	Destilação Kjeldahl

Todas as análises foram realizadas em triplicata, exceto DBO e DBOd, que foram realizadas em duplicata.

A análise de COT verifica, além do carbono total (CT), o carbono inorgânico (CI) das amostras. Para esta análise, o equipamento utiliza um forno interno com temperatura de 800 °C, utilizando O₂ como gás de transporte e oxidação. Nesta temperatura, a fração total de carbono é oxidada em formas inorgânicas, como carbonatos e de hidrocarbonetos, bem como o CO₂ livre, que são detectados e mensurados como CI. Desta forma, o equipamento registra os valores de carbono total (CT) e carbono inorgânico (CI). A diferença entre os valores de CI dos valores de CT resulta no valor de COT (ANALYTIKJENA, 2010).

Uma fração de cada amostra para análise de DBO foi previamente filtrada em membrana filtrante de 0,47 mm, para análise de DBOd (demanda bioquímica de oxigênio dissolvida). Este ensaio teve o objetivo de verificar o valor da DBO isenta de partículas de biomassa, que naturalmente são perdidas no processo de renovação do biofilme, bem como da interferência de outras partículas orgânicas que possam interferir no resultado.

Misturada ao efluente, esta biomassa pode ser considerada parte da matéria orgânica na leitura dos parâmetros, A filtração das amostras teve por finalidade retirar esta fração de biomassa perdida. Na pesquisa de Ayoub et al. (2004) as amostras foram semelhantemente filtradas antes de sua análise, com a mesma finalidade do presente trabalho.

3.3 MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

Um fluxograma do sistema experimental é apresentado na Figura 7, onde também podem ser verificados os pontos de coleta para monitoramento do mesmo. A numeração da Figura 7 corresponde ao seguinte:

- 1: reservatório externo de lixiviado.
- 2: reservatório interno de lixiviado.
- 3: bomba dosadora para alimentação do CBR.

Os pontos de coleta são indicados no fluxograma: na entrada do CBR, no P1 (entre o primeiro e segundo estágio do CBR), no P2 (entre o segundo e terceiro estágio do CBR) e na saída do contactor.

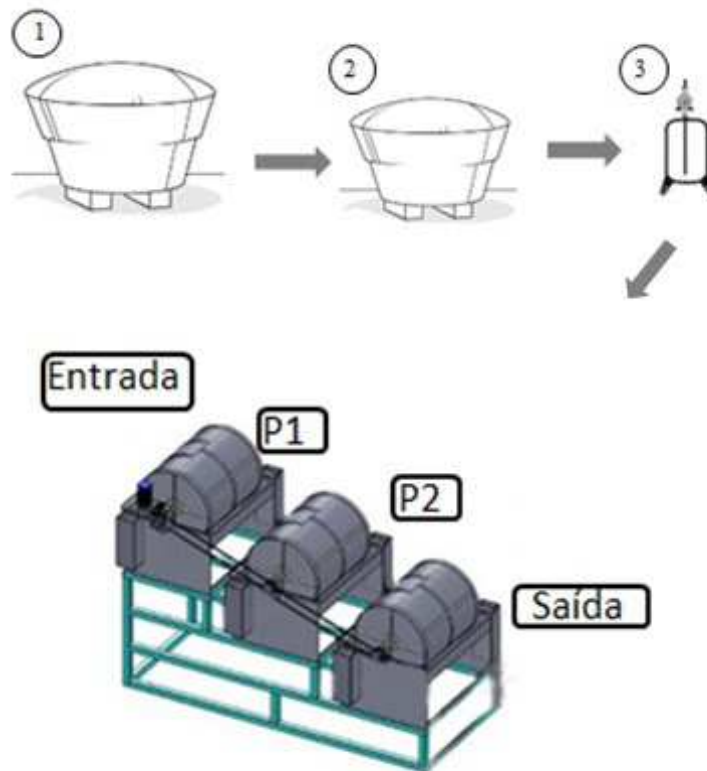


Figura 7 - Fluxograma do sistema experimental e pontos de coleta de amostras.

Além da caracterização do LAS na entrada do contactor biológico, verificações foram efetuadas na saída de cada um dos tambores, para diferentes parâmetros, semanalmente. As coletas ocorreram sempre no período da manhã, às 9 horas.

Os parâmetros de acompanhamento do sistema experimental foram: pH, COT e DQO, em todos os pontos de monitoramento. A DBO e a DBOd foram realizadas somente no ponto 1 e na saída do reator. A DBO, a DQO e o COT foram os principais parâmetros acompanhados para monitoramento da remoção de matéria orgânica do LAS. Metcalf & Eddy (2003) identificaram estes três parâmetros como os principais para determinação da quantidade de matéria orgânica de águas residuárias.

Os métodos de análises foram os mesmos citados anteriormente (Tabela 5). Foi verificada também a temperatura ambiente (análises em triplicata), a cada coleta semanal, visto que a temperatura é um parâmetro que pode influenciar a eficiência de sistemas biológicos.

As análises feitas após cada estágio do CBR permitiram uma avaliação da eficiência de cada uma das unidades separadamente. A verificação da eficiência do sistema

CBR, quanto à remoção de matéria orgânica do LAS, foi realizada comparando-se valores de entrada e saída do sistema e através da comparação entre as eficiências de remoção alcançadas nas duas fases de operação testadas.

Uma análise estatística, com teste ANOVA (Análise de Variância) foi realizada, a fim de verificar se as diferenças de eficiências de remoção obtidas nas duas fases de monitoramento foram significativas ou não. Adotou-se um nível de confiança de 95%, e o software utilizado foi o Microsoft Office Excel 2007.

4 APRESENTAÇÃO, ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Uma análise das características do LAS estudado, quanto à sua composição, é apresentada inicialmente, seguida dos dados operacionais do sistema experimental. A discussão quanto à remoção da matéria orgânica do LAS é realizada na sequência. Os dados referentes às duas fases de operação (Fase 1: vazão de 8,5 L/h e TRH de 15h e Fase 2: vazão de 5,1 L/h e TRH de 24h) são também apresentados na mesma seção, além da eficiência de remoção obtida em cada estágio do contactor biológico rotatório.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

A caracterização do LAS tratado no CBR foi dividida de acordo com o modo de operação aplicado (Fase 1 e Fase 2) e é apresentada nas Tabelas 6 e 7.

Tabela 6 - Caracterização do LAS afluyente durante a Fase 1 de operação.

Semana	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO/DQO	COT (mg/L)	CI (mg/L)	CT (mg/L)	COT/DQO	pH	Nitrogênio total (mg/L)	Nitrogênio amoniacal (mg/L)
1	304	882	0,34	405	513	919	0,46	8,8	541	492
2	420	1845	0,23	816	995	1810	0,44	8,5	908	749
3	312	2091	0,15	821	942	1760	0,39	8,6	919	793
4	576	3617	0,16	1360	1740	3100	0,38	8,4	1624	1525
5	545	3488	0,16	1420	1670	3090	0,41	8,6	1498	1421
6	417	2394	0,17	953	855	1810	0,40	8,4	715	655
7	430	2713	0,16	1050	1030	2080	0,39	8,7	877	764
8	471	2845	0,17	1110	1060	2160	0,39	8,8	872	744
Média	434	2484	0,19	992	1100	2091	0,41	8,6	994	893
DP	97	895	0,07	325	410	723	0,03	0,2	373	371
CV	22%	36%	35%	33%	37%	35%	7%	2%	38%	42%

Observa-se que na primeira semana de análises da Fase 1, foram registrados os valores correspondentes aos limites inferiores para todos os parâmetros analisados no decorrer do experimento, exceto para pH. Isto pode estar relacionado à ocorrência de um período de chuvas intensas que antecedeu a coleta de lixiviado no aterro sanitário, levando a uma diluição do LAS.

Diversos autores associam a pluviosidade com a geração de LAS (RENOU et al., 2008; LANGE; AMARAL, 2009; LI; ZHOU; HUA, 2010), e conforme Abbas et al. (2009), as águas pluviais atuam infiltrando-se através dos resíduos aterrados, dissolvendo e suspendendo componentes da biodegradação, através de reações físicas e químicas.

Após esta primeira semana de monitoramento, as semanas 2 e 3 tiveram valores semelhantes nos parâmetros de acompanhamento (DBO, DQO, COT, CI e CT). Já os valores

destes mesmos parâmetros afluentes verificados nas semanas 4 e 5 foram os mais elevados para a Fase 1, correspondendo aos limites superiores observados nesta fase.

Este aumento brusco na concentração de carga orgânica afluyente pode ter causado um choque de carga orgânica no sistema, que vinha sendo alimentado com um lixiviado com menores valores de DBO, DQO, COT, CI e CT, contribuindo para as menores taxas de remoção de matéria orgânica do sistema (durante a Fase 1) na semana 5, conforme será verificado na sequência de apresentação dos resultados.

Nas três semanas seguintes (6, 7 e 8), os valores de DBO, DQO, COT, CI e CT afluentes mantiveram-se semelhantes. Conforme será observado nos resultados de eficiências de remoção, na sequência, pode ter sido alcançada estabilidade no sistema, evidenciada por remoções constantes dos parâmetros acompanhados no processo.

A Tabela 7 disponibiliza os valores afluentes durante a Fase 2.

Tabela 7 - Caracterização do LAS afluyente durante a Fase 2 de operação.

Semana	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO/DQO	COT (mg/L)	CI (mg/L)	CT (mg/L)	COT/DQO	pH	Nitrogênio total (mg/L)	Nitrogênio amoniacal (mg/L)
12	559	2647	0,21	940	901	1840	0,36	8,9	774	734
13	489	3393	0,14	1220	1370	2590	0,36	8,7	1281	1227
14	325	3622	0,09	1260	1330	2590	0,35	8,9	1232	1143
15	580	4228	0,14	1280	1510	2790	0,30	8,8	1439	1315
16	557	4446	0,13	1350	1450	2790	0,30	8,9	1387	928
17	442	3629	0,12	1340	1350	2690	0,37	9,0	1201	1245
18	551	4764	0,12	1360	1150	2510	0,29	9,2	1217	1003
Média	500	3818	0,13	1250	1294	2543	0,33	8,9	1219	1085
DP	91	717	0,04	146	206	327	0,03	0,15	216	207
CV	18%	19%	28%	12%	16%	13%	10%	2%	18%	19%

Diferentemente do verificado na Fase 1, a Fase 2 de operação apresentou maior equidade nas características do LAS afluyente durante o período de monitoramento, conforme observado na Tabela 8. Também, quanto aos parâmetros de DBO, CI e CT, os valores mais elevados foram verificados nas semanas 12 e 13. A DQO e o COT tiveram as maiores concentrações entre as semanas 12 e 15.

É importante ressaltar que estas variações observadas foram menos acentuadas do que o ocorrido na Fase 1 de monitoramento, onde as diferenças nos parâmetros entre semanas em sequência chegavam ao dobro de valor. Os valores de carga orgânica afluyente durante a Fase 2, desta forma, mantiveram-se mais estáveis e devem ter permitido uma atividade metabólica do biofilme mais constante. Na sequência da discussão de resultados poderá ser

verificado que as taxas de remoção de matéria orgânica na Fase 2 foram também mais constantes do que as obtidas na primeira forma de operação do CBR.

Para as duas fases de monitoramento, observa-se uma ampla variação nas características do lixiviado afluente ao longo do período experimental. Esta variação da composição ao longo do tempo é uma característica dos LAS (Castillo, Vergara e Moreno, 2007; Souto e Povinelli, 2007), o que dificulta o tratamento por sistemas biológicos, pois a biomassa degradadora precisa ter flexibilidade metabólica para processar em tempo real o líquido que está recebendo.

Comparando as características do LAS de São Leopoldo com os valores relatados por Ehrig (1983), Ehrig (1989), Lo (1996) apud Kurniawan et al. (2010) (Tabela 2), é possível caracterizá-lo como um lixiviado estabilizado, principalmente quando observa-se os parâmetros de pH, DBO, DQO, relação DBO/DQO e relação COT/DQO.

Esta avaliação também pode ser feita quanto à biodegradabilidade do LAS, expressa pela relação DBO/DQO. Valores entre 0,4 e 0,8 são identificados como LAS de fácil degradação biológica (MORAVIA et al., 2007; KULIKOWSKA e KLIMIUK, 2008; LANGE e AMARAL, 2009; CORTEZ et al., 2010). No entanto, os valores afluentes médios observados neste trabalho (0,19 na Fase 1 e 0,13 na Fase 2) foram inferiores, indicando uma baixa biodegradabilidade do lixiviado.

Embora Kurniawan et al. (2010) associem a estabilização do LAS com idades maiores que 10 anos, Souto e Povinelli (2007) afirmam que a transposição entre as características de LAS jovens para LAS estabilizados pode ser mais rápida em clima tropical (em aproximadamente dois anos) do que o verificado em clima temperado. As altas temperaturas são o principal fator para este aceleração da decomposição biológica dos resíduos dentro do aterro, o que pode ser aplicado as condições do lixiviado utilizado neste experimento, visto o clima observado na região de São Leopoldo/RS.

Desta forma, o perfil do LAS estudado já deve ter se tornado recalcitrante, com a maior parte da matéria orgânica consumida pelos micro-organismos dentro das células de aterramento, aumentando as concentrações de substâncias dificilmente biodegradáveis no lixiviado.

Parte da matéria orgânica ainda presente pode ser recalcitrante e resistente à biodegradação (RENOU et al., 2008; ABBAS et al., 2009; LI; ZHOU; HUA, 2010). É importante ressaltar que LAS estabilizados podem ser resistentes à tratamentos biológicos,

principalmente pela presença elevada de compostos recalcitrantes e pela baixa biodegradabilidade verificada.

4.2 ASPECTOS OPERACIONAIS DO SISTEMA EXPERIMENTAL

Informações sobre a operação do contactor biológico rotatório serão discutidas a seguir.

4.2.1 Operação do reator

Durante a operação da Fase 1, na primeira semana de monitoramento, devido a falhas mecânicas o reator ficou quatro dias sem rotação. O primeiro estágio apresentou paradas de rotação ainda na segunda semana de monitoramento, não atuando continuamente. Na sequência da apresentação dos resultados será verificado que nas semanas 1 e 2 as eficiências de remoção de matéria orgânica foram muito baixas.

Na semana 5, além dos mais elevados valores de entrada dos parâmetros monitorados terem sido registrados (Tabela 7), observou-se a presença de espuma branca na saída dos estágios 2 e 3 do contactor (Figura 8). No restante do período amostral não foi observada a formação de espumas no reator.

Este efeito não pode ser atribuído a uma causa específica, pois as condições de operação mantiveram-se estáveis. Ressalta-se que nesta semana (5), as mais baixas eficiências de remoção do sistema foram verificadas, durante a Fase 1.



Figura 8 - Quinta semana de monitoramento da Fase 1: espuma nas saídas dos estágios 2 e 3 do CBR.

Na nona semana de monitoramento foi possível observar o desprendimento de parte do biofilme, principalmente no primeiro estágio do reator. Nesta semana ocorreu a troca de vazão operacional para 5,1 L/h e TRH de 24 h. Parte dessa biomassa que se desprendia passou a se acumular nos tanques, gerando lodo no sistema.

Esta alteração na operação do sistema foi realizada em função da baixa eficiência de remoção de matéria orgânica observada até aquele momento de monitoramento, a qual será apresentada na sequência. Outro fator considerado foi a ausência de parâmetros para projeto deste tipo de sistema, quando objetiva-se o tratamento de LAS. Também o baixo índice de biodegradabilidade observado no LAS estudado foi decisivo para esta alteração na operação.

Conforme citado anteriormente, entre as duas fases de monitoramento do reator houve uma parada na sua operação, durante 29 dias, devido à falhas mecânicas. Devido à perda de parte do biofilme, foi necessária uma nova inoculação do sistema.

4.3 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA

Os resultados das eficiências de remoção de matéria orgânica são apresentados na sequência.

4.3.1 Temperatura ambiente

A temperatura é um parâmetro determinante para o crescimento, fixação e atuação da microbiota em sistemas de tratamento biológico com biofilme. Os valores de temperatura ambiente durante este experimento estão disponíveis nas Tabelas 8 e 9.

É importante ressaltar que as medições de temperatura ambiente ocorreram durante as coletas de amostras, às 9 horas da manhã. Entretanto, em várias oportunidades de verificação a temperatura ambiente entre 10 horas e 17 horas foram muito superiores às registradas, excedendo os 40 °C.

Tabela 8 - Temperatura ambiente na Fase 1 de operação do CBR.

Semana	Temperatura (°C)
1	31
2	19
3	21
4	26
5	19
6	23
7	22
8	26
Média	23
DP	4
CV	18%

Durante a Fase 1, a temperatura ambiente média registrada foi de 23 °C, porém foram verificadas amplas oscilações de temperatura durante as semanas de monitoramento. Nas semanas 2 e 5 as temperaturas mais baixas durante todo o acompanhamento neste modo de operação foram registradas (19 °C). Autores como Kurniawan et al. (2010), afirmam que os CBRs são afetados negativamente por temperaturas baixas, devido a uma diminuição nas taxas metabólicas microbianas em temperatura menores. Entretanto, tem-se uma maior manutenção do OD na massa líquida.

Na sequência de verificação dos resultados se observará que na semana 5 foram alcançadas as menores taxas de remoção de matéria orgânica, para a Fase 1 de operação. A queda de temperatura de 7 °C da semana 4 para a semana 5, decrescendo a temperatura para 19°C, pode ter afetado negativamente o metabolismo e o desenvolvimento da comunidade

microbiológica dentro dos tambores, colaborando para a diminuição nas taxas de remoção de DBO, DQO, COT, CI e CT, conforme destacado na seção a seguir. Um menor decréscimo na relação DBO/DQO também foi verificado nesta semana (5).

Tabela 9 - Temperatura ambiente na Fase 2 de operação do CBR.

Semana	Temperatura (°C)
12	22
13	25
14	23
15	25
16	25
17	21
18	20
Média	23
DP	2
CV	9%

A temperatura ambiente média na Fase 2 de monitoramento também foi de 23 °C. Neste modo de operação, as oscilações entre as temperaturas ambientes no decorrer do monitoramento foram menores, não superando 4 °C de diferença (da semana 13 para a semana 14). Também foram registrados valores mais constantes de remoção dos parâmetros monitorados, conforme será discutido na seção a seguir.

4.3.2 Operação na Fase 1 - vazão de 8,5 L/h e TRH de 15 h.

Durante a Fase 1, a DBO e a DBOd foram os parâmetros que apresentaram as maiores eficiências de remoção, 50% e 55%, respectivamente (Tabelas 10 e 11). Nas Figuras 9 e 10 é exibido o comportamento da DBO.

Tabela 10- Valores de DBO (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 1.

Semana	Entrada	P1	Remoção (%)	Saída	Remoção (%)
1	304	N.R.	N.R.	167	45%
2	420	420	0%	285	32%
3	312	195	38%	186	40%
4	576	224	61%	237	59%
5	545	385	29%	405	26%
6	417	195	53%	188	55%
7	430	180	58%	147	66%
8	471	174	63%	121	74%
Média	434	253	43%	217	50%
DP	97	103	0,23	91	0,17
CV	22%	41%	53%	42%	34%

N.R.: análise não realizada.

Tabela 11 - Valores de DBOd (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 1.

Semana	Entrada	P1	Remoção (%)	Saída	Remoção (%)
1	248	N.R.	N.R.	163	34%
2	470	398	15%	243	48%
3	312	182	42%	125	60%
4	571	211	63%	193	66%
5	543	441	19%	403	26%
6	390	165	58%	207	47%
7	474	145	69%	131	72%
8	493	153	69%	78	84%
Média	248	242	48%	193	55%
DP	112	123	0,23	99	0,20
CV	26%	51%	48%	52%	36%

N.R.: análise não realizada.

A DBO e a DBOd mantiveram um comportamento semelhante durante o monitoramento. Os valores médios de remoção foram 5% maiores para a análise filtrada, nos dois pontos verificados.

No entanto, realizando-se o teste ANOVA (Tabela 26 – seção Apêndices), verifica-se que não houve diferença significativa entre os valores de DBO e a DBOd (em mg/L), durante a Fase 1, ao nível de significância de 95% ($F_{\text{calc.}} < F_{\text{crít.}}$).

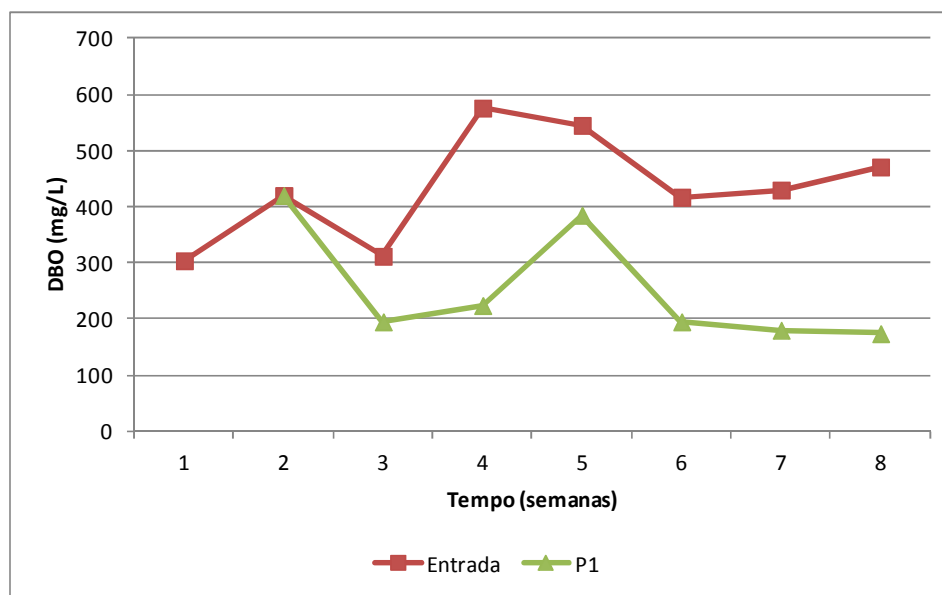


Figura 9 - Comportamento da DBO na Fase 1 – entrada e P1.

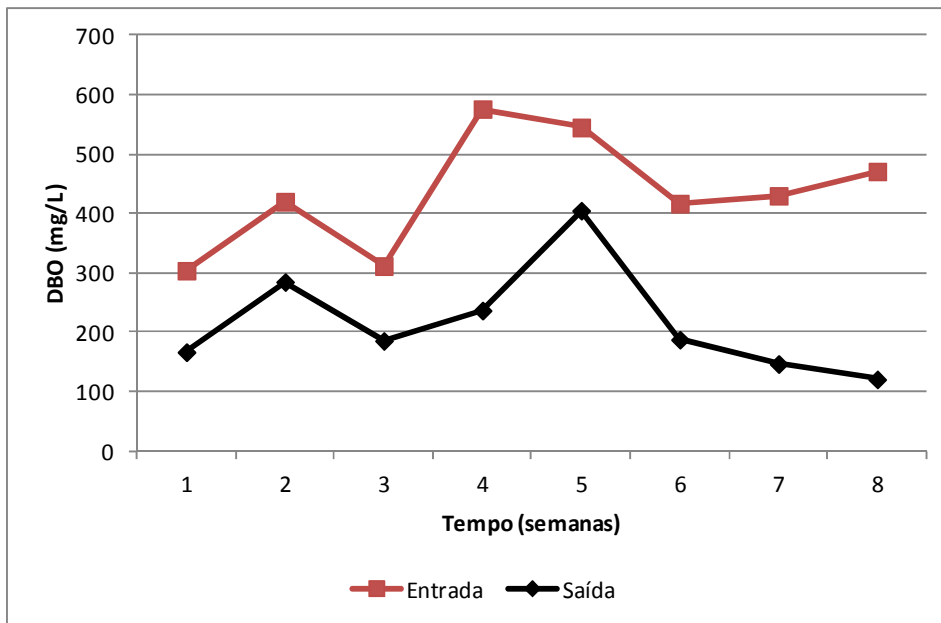


Figura 10 - Comportamento da DBO na Fase 1 – entrada e saída.

Os valores da relação DBO/DQO estão dispostos na Tabela 12 e a discussão de seu comportamento ao longo do experimento será feita na sequência da apresentação dos resultados.

Tabela 12 - Comportamento da relação DBO/DQO na Fase 1.

Semana	Entrada	P1	Saída
1	0,34	N.R.	0,19
2	0,23	0,20	0,15
3	0,15	0,10	0,11
4	0,16	0,07	0,08
5	0,16	0,11	0,12
6	0,17	0,09	0,09
7	0,16	0,08	0,06
8	0,17	0,08	0,06
Média	0,19	0,10	0,11
DP	0,07	0,04	0,05
CV	35%	41%	43%

N.R.: análise não realizada.

Nas Figuras 11, 12 e 13 o comportamento da DQO durante a primeira fase de operação pode ser verificado. A eficiência média de remoção de DQO no CBR foi de 11%, conforme apresentado na Tabela 13.

Tabela 13 - Valores de DQO (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 1.

Semana	Entrada	P1	Remoção (%)	P2	Remoção (%)	Saída	Remoção (%)
1	882	931	-6%	898	-2%	869	1%
2	1845	2140	-16%	1951	-6%	1865	-1%
3	2091	1900	9%	1764	16%	1752	16%
4	3617	3106	14%	3063	15%	3059	15%
5	3488	3555	-2%	3571	-2%	3464	1%
6	2394	2171	9%	2167	9%	2179	9%
7	2713	2193	19%	2144	21%	2291	16%
8	2845	2234	22%	2010	29%	1962	31%
Média	2484	2279	6%	2196	10%	2180	11%
DP	895	785	0,13	812	0,12	800	0,11
CV	36%	34%	214%	37%	125%	37%	98%

É possível observar que os estágios 1 e 2 foram responsáveis pela remoção da maior parte da DQO do LAS. Eficiências de remoção semelhantes, 10% e 11%, foram verificadas nos estágios 2 e 3, respectivamente.

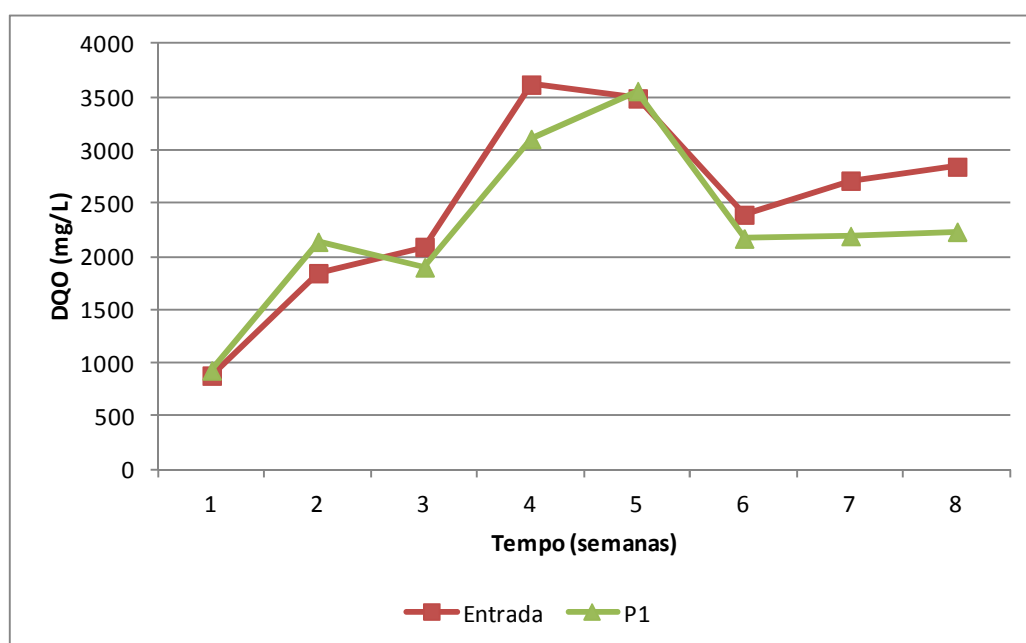


Figura 11 - Comportamento da DQO na Fase 1: entrada e P1.

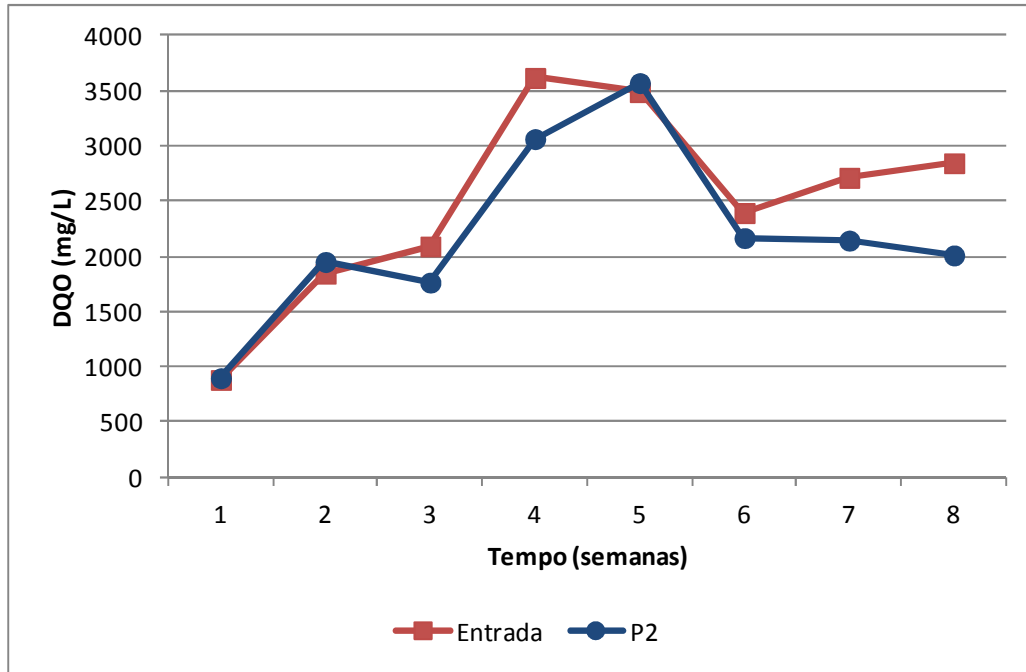


Figura 12 - Comportamento da DQO na Fase 1: entrada e P2.

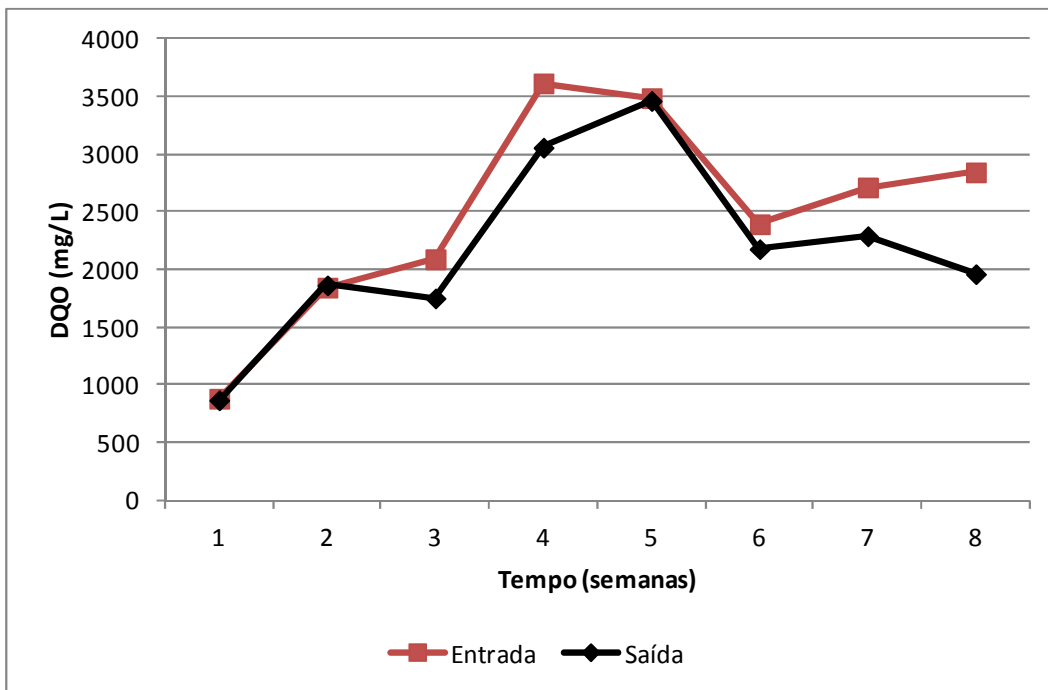


Figura 13 - Comportamento da DQO na Fase 1: entrada e saída.

O COT seguiu o mesmo comportamento da DQO durante a Fase 1 do experimento, conforme observado nas Figuras 14, 15 e 16. A Tabela 14 traz seus valores em cada um dos estágios e a eficiência de remoção verificada.

Tabela 14 - Valores de COT (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 1.

Semana	Entrada	P1	Remoção (%)	P2	Remoção (%)	Saída	Remoção (%)
1	405	350	14%	352	13%	351	13%
2	816	837	-3%	823	-1%	802	2%
3	821	753	8%	710	13%	708	14%
4	1360	1230	10%	1230	10%	1210	11%
5	1420	1410	1%	1390	2%	1340	6%
6	953	849	11%	817	14%	817	14%
7	1050	892	15%	942	10%	863	18%
8	1110	951	14%	935	16%	776	30%
Média	992	909	9%	900	10%	858	13%
DP	325	316	0,07	316	0,06	303	0,08
CV	33%	35%	76%	35%	63%	35%	62%

Conforme relatado para a DQO, os estágios 1 e 2 também removeram a maior parte do COT do LAS. Os estágios 2 e 3 obtiveram eficiências de remoção semelhantes (10% e 13%, respectivamente).

Aplicou-se o teste ANOVA para as eficiências de remoção de DQO e COT, para a Fase 1, entre os pontos 1, 2 e saída do CBR. Não foi verificada diferença significativa entre o comportamento dos dois parâmetros ($F_{\text{calc.}} < F_{\text{crít.}}$), ao nível de significância de 95% (Tabela 27 – seção Apêndices).

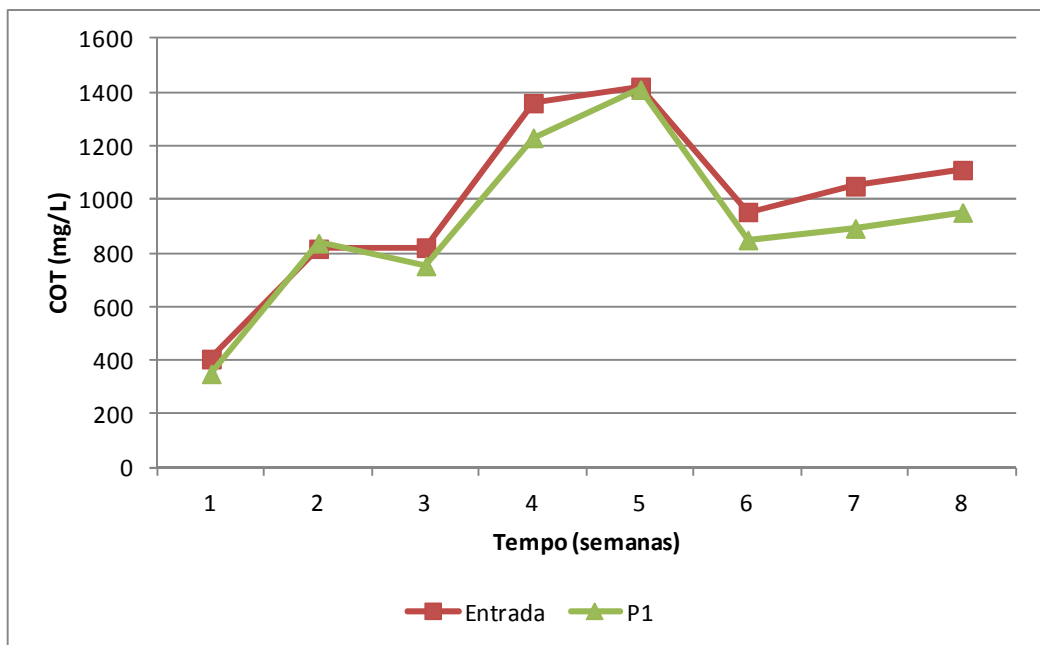


Figura 14 - Comportamento do COT na Fase 1: entrada e P1.

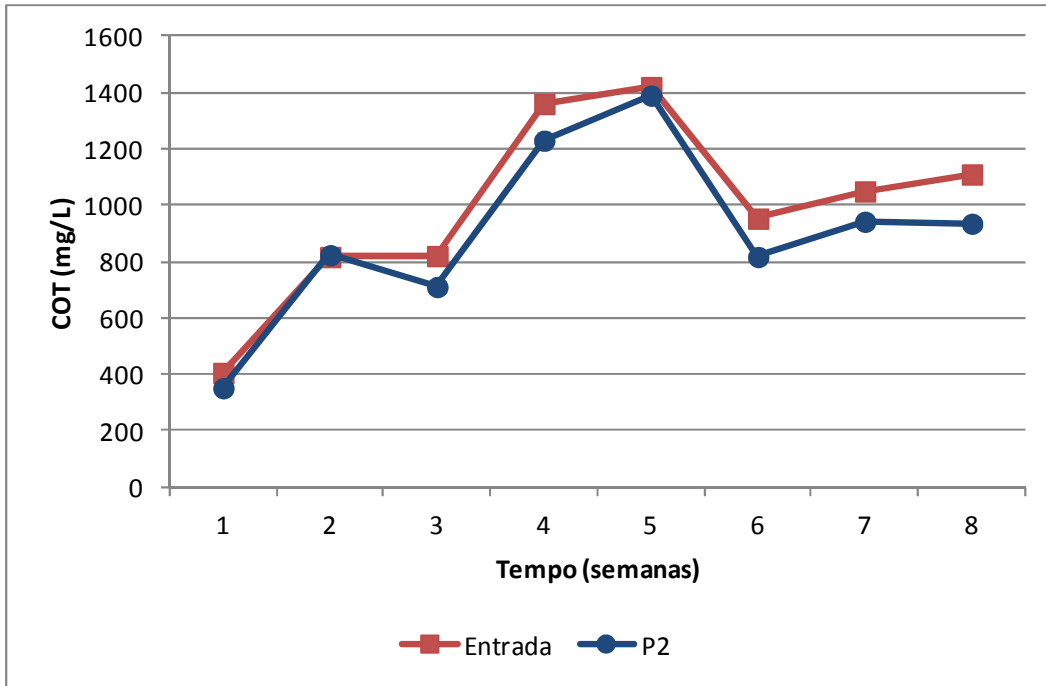


Figura 15 - Comportamento do COT na Fase 1: entrada e P2.

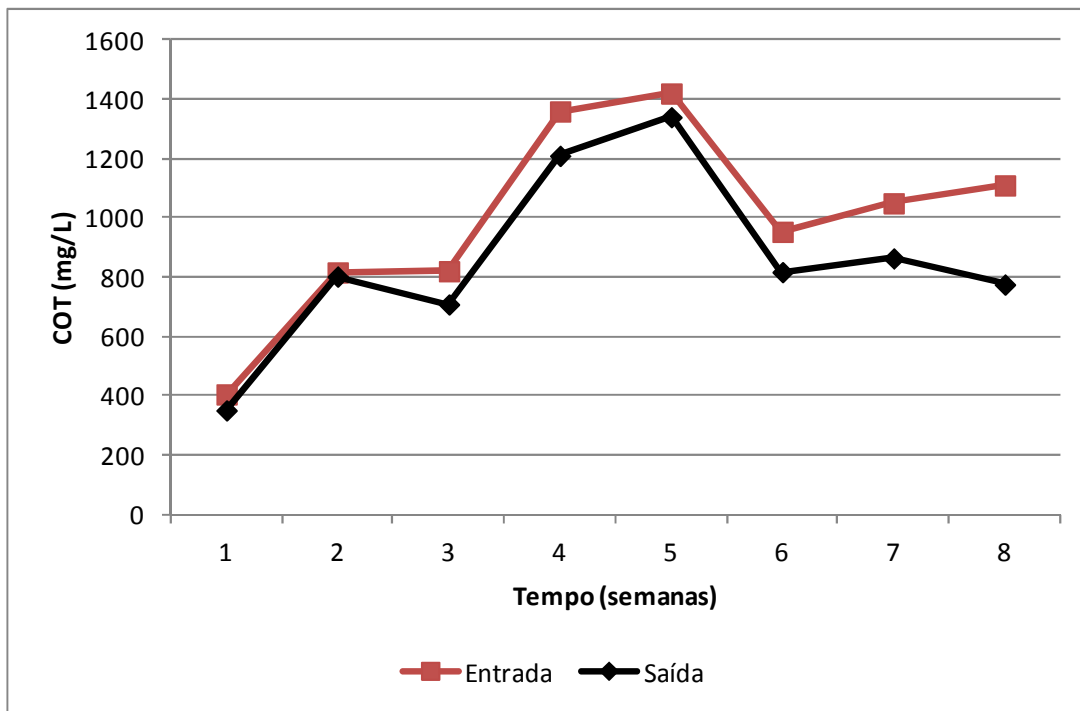


Figura 16 - Comportamento do COT na Fase 1: entrada e saída.

Os valores de CI e CT verificados estão registrados nas Tabelas 15 e 16. Conforme discutido anteriormente (seção Metodologia), para a realização da análise de COT, o equipamento analítico eleva a temperatura de um forno interno à 800 °C, onde as amostras

são inseridas, utilizando O₂ como gás de transporte e oxidação. A fração total de carbono (CT) é oxidada em formas inorgânicas, como carbonatos, hidrocarbonetos e CO₂, que são detectados e mensurados como CI. Portanto, valor de COT é definido pela diferença entre o valor de carbono total (CT) e a fração inorgânica (CI) (ANALYTIKJENA, 2010).

Tabela 15 - Valores de CI (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 1.

Semana	Entrada	P1	Remoção (%)	P2	Remoção (%)	Saída	Remoção (%)
1	513	437	15%	399	22%	357	30%
2	995	996	0%	804	19%	665	33%
3	942	769	18%	675	28%	609	35%
4	1740	1320	24%	1110	36%	936	46%
5	1670	1510	10%	1530	8%	1540	8%
6	855	756	12%	617	28%	484	43%
7	1030	793	23%	585	43%	326	68%
8	1060	794	25%	441	58%	66	94%
Média	1100	922	16%	770	30%	623	45%
DP	410	343	0,09	379	0,15	451	0,26
CV	37%	37%	54%	49%	50%	72%	58%

Tabela 16 - Valores de CT (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 1.

Semana	Entrada	P1	Remoção (%)	P2	Remoção (%)	Saída	Remoção (%)
1	919	787	14%	751	18%	708	23%
2	1810	1830	1%	1630	10%	1470	19%
3	1760	1520	14%	1390	21%	1320	25%
4	3100	2550	18%	2330	25%	2140	31%
5	3090	2920	6%	2920	6%	2880	7%
6	1810	1610	11%	1430	21%	1300	28%
7	2080	1690	19%	1530	26%	1190	43%
8	2160	1750	19%	1380	36%	842	61%
Média	2091	1832	13%	1670	20%	1481	30%
DP	723	650	0,07	663	0,09	711	0,16
CV	35%	36%	52%	40%	47%	48%	55%

Tanto para CI quanto para CT, os valores de remoções médias verificados aumentaram conforme o número de estágios pelo qual o LAS passava. Para CI estes valores foram de 16%, 30% e 45%, nos estágios 1, 2 e 3, respectivamente. Já para o CT, estes valores foram de 13%, 20% e 30%, respectivamente.

As altas taxas de remoção de CI podem estar associadas com a adsorção de formas inorgânicas de carbono pelo biofilme, assim como pode ser resultado da volatilização de CO₂ em função da rotação do CBR.

Outro aspecto importante a ressaltar é a possibilidade de que a remoção verificada para CI esteja relacionada ao consumo dos carbonatos e bicarbonatos na forma de

alcalinidade, na oxidação da amônia a nitrito e nitrato. Entretanto, estes parâmetros não foram analisados neste trabalho.

Nas Figuras 17, 18 e 19, pode-se visualizar o comportamento semelhante do CI e do CT, durante a Fase 1.

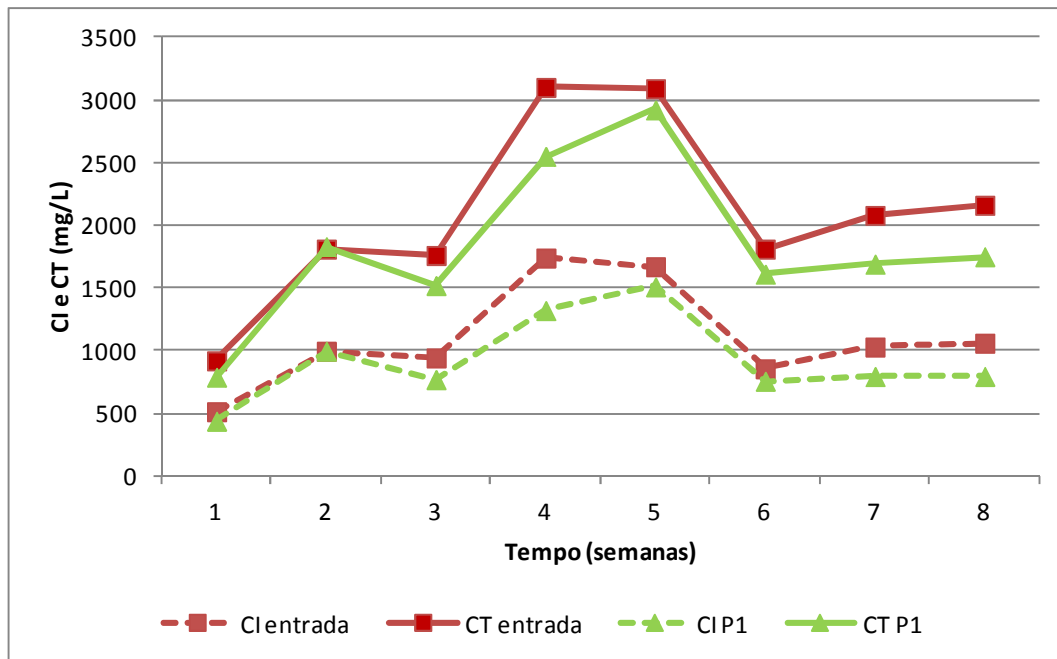


Figura 17 - Comportamento do CI e do CT na Fase 1: entrada e P1.

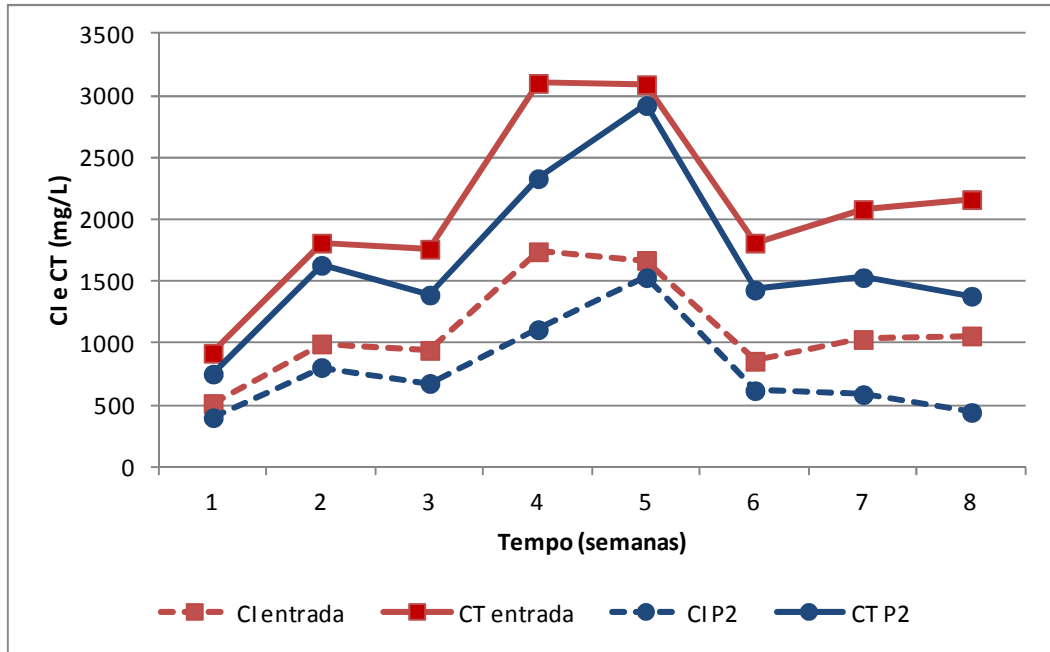


Figura 18 - Comportamento do CI e do CT na Fase 1: entrada e P2.

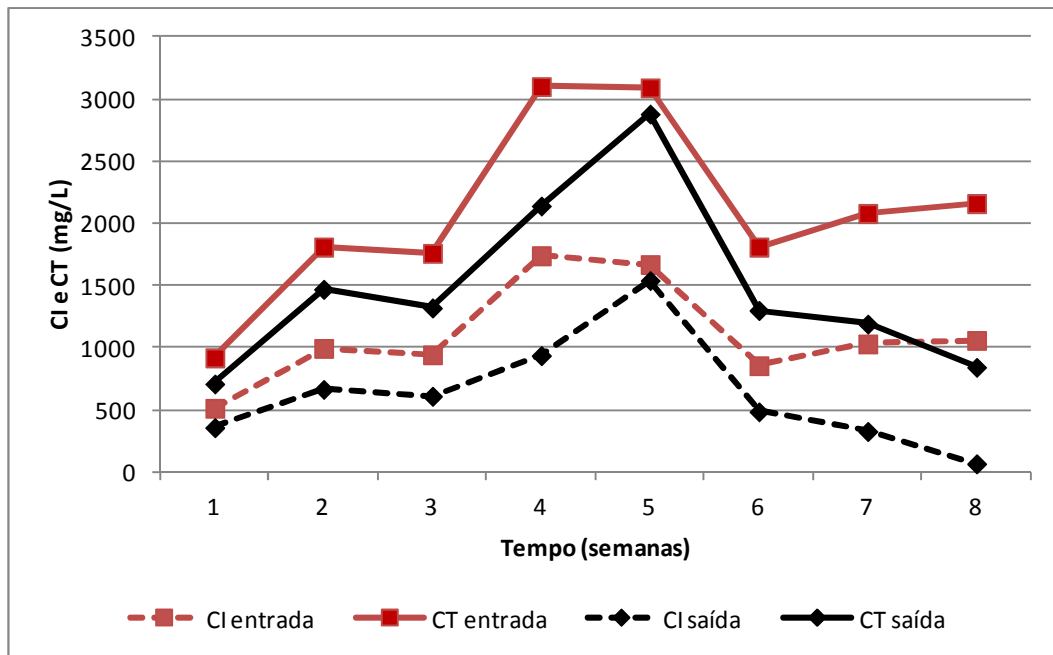


Figura 19 - Comportamento do CI e do CT na Fase 1: entrada e saída.

No acompanhamento dos valores de pH registrados na Fase 1, disponíveis na Tabela 17, percebe-se que houve um aumento neste parâmetro, de 0,2 unidades de pH entre a entrada e a saída do sistema biológico.

Tabela 17 - Comportamento do pH na Fase 1.

Semana	Entrada	P1	P2	Saída
1	8,8	8,8	8,9	8,9
2	8,5	8,5	8,9	9,0
3	8,6	8,7	9,1	9,1
4	8,4	8,9	9,1	9,2
5	8,6	8,8	8,8	8,7
6	8,4	8,9	8,8	8,7
7	8,7	9,2	9,0	8,5
8	8,8	9,2	8,8	8,1
Média	8,6	8,9	8,9	8,8
DP	0,2	0,2	0,1	0,3
CV	2%	3%	1%	4%

Gálvez et al. (2009) também verificaram um aumento de pH entre 0,5 e 1,0 unidades de pH, em um filtro biológico aeróbio, que atuava com biofilme aderido, tratando LAS. Este aumento foi atribuído à remoção de compostos ácidos, como acetato e outros ácidos graxos presentes no LAS (KALYUZHNYI et al., 2003 apud GÁLVEZ et al., 2009).

Quanto às eficiências de remoção dos parâmetros monitorados, nas duas primeiras semanas de avaliação da Fase 1 (semanas 1 e 2), resultados baixos, quanto a remoção dos parâmetros COT e DQO foram registrados. Este efeito é natural para as primeiras semanas de operação em sistemas biológicos.

A operação descontínua do CBR, devido à falhas mecânicas, seguramente afetou negativamente a adaptação e eficiência da microbiota quanto a remoção de matéria orgânica. Sem rotação, o reator não permitia o contato entre o biofilme e a atmosfera, nem a transferência de oxigênio entre eles.

Observa-se na caracterização inicial do LAS afluyente (Tabela 6), que nas semanas 1 e 2 uma ampla variação de valores nos parâmetros de DQO, COT, CI e CT ocorreu, sendo que os valores verificados na primeira semana foram aproximadamente 50% menores do que na semana 2. A relação DBO/DQO também diminuiu. O LAS da semana 1 foi coletado após um período de chuvas intensas em São Leopoldo, que provavelmente atuaram na diluição do afluyente.

Estes aspectos são relatados para salientar a dificuldade de adaptação da microbiota, e por consequente, a instabilidade na obtenção de parâmetros equilibrados no efluyente final, que levem a uma eficiência constante do sistema. Desta forma, o biofilme ainda em formação passou a ser alimentado por um LAS com concentrações orgânicas elevadas em

relação ao que foi tratado durante o período de inoculação. Esta diferenciação provavelmente influenciou nas eficiências de remoção dos parâmetros acompanhados.

Em sequência, na semana 3, destaca-se que houve um aumento contínuo nas eficiências de remoção de DBO, DQO, COT, CI e CT, em relação a semana 2. É importante notar que nestas semanas os valores de entrada do LAS foram semelhantes e provavelmente o filme microbiológico estava melhor adaptado a estas características.

As semanas 4 e 5 apresentaram os maiores valores de entrada para os parâmetros monitorados (Tabela 6). Além da presença de espuma nos estágios 2 e 3 durante a semana 5, uma queda na temperatura, de 7°C, ocorreu entre estas semanas. O LAS afluyente utilizado até então apresentava valores menores de DBO, DQO, COT, CI e CT. O acréscimo observado no LAS a partir deste momento pode ter representado um choque orgânico ao sistema, afetando o desenvolvimento da biomassa e levando a um decréscimo da eficiência de remoção dos parâmetros citados.

Morais (2005) relata que a ampla variabilidade na composição do LAS é normal principalmente em regiões com climas e pluviometria variáveis. Nestes casos a factibilidade do uso de sistemas biológicos de tratamento deve ser avaliada, em função da possível ocorrência de choques de carga, tanto orgânica quanto hidráulica. Estas observações cabem no entendimento dos resultados observados neste experimento.

Quanto à eficiência dos diferentes estágios do CBR na remoção de matéria orgânica, foi possível observar que a maior parte da remoção de DBO foi registrada no primeiro estágio do contactor (43% de uma remoção total de 50%). Para DQO, as duas primeiras unidades do CBR removeram 10%, enquanto que a unidade completa, ou seja, os três estágios, removeram em conjunto 11%. O COT também obteve uma remoção de 10% nos dois primeiros estágios e uma remoção total de 13%.

Desta forma, a fração biodegradável foi consumida principalmente nos dois primeiros estágios do CBR. Estas observações estão de acordo com autores como Metcalf e Eddy (2003) e Kawano e Handa (2008), os quais afirmam que a maior parte da remoção de matéria orgânica ocorre nas duas primeiras frações dos CBRs.

Os valores de relação DBO/DQO obtidos neste trabalho (Tabela 12) corroboram com esta discussão, já que a maior diminuição (de 0,19 para 0,10) foi encontrada já no primeiro estágio do contactor. Desta forma, o afluyente dos estágios 2 e 3 possuía uma baixa concentração de material biodegradável. O valor registrado na saída do sistema foi de 0,11 e

este leve aumento pode ser associado a parte da biomassa que deve ter se desprendido do biofilme e se acumulando no último estágio do reator.

É importante ressaltar que os valores da relação DBO/DQO do LAS afluente já eram baixos, principalmente se comparados aos valores indicados pela literatura para operação em sistemas de tratamento biológicos (MORAVIA et al., 2007; KULIKOWSKA e KLIMIUK, 2008; LANGE e AMARAL, 2009; CORTEZ et al., 2010).

4.3.2.1 Biofilme

Quanto ao biofilme aderido aos meios de suporte, semelhantemente ao descrito por Cortez et al. (2008), o primeiro estágio possuía um filme biológico espesso e de aspecto gelatinoso. Já os filmes formados nos estágios 2 e 3 eram mais compactos e mais finos.

O primeiro estágio recebe a maior fração de matéria orgânica e nutrientes presentes no efluente, permitindo um maior desenvolvimento microbiológico. À medida que estes micro-organismos consomem o material orgânico biodegradável, o efluente aumenta sua recalcitrância dificultando a assimilação do substrato pela biomassa.

Na primeira semana de operação da Fase 2, observou-se o início do desprendimento do biofilme e a geração de lodo nos tanques. Nesta semana foi alterada a vazão de entrada no sistema, o que pode ter ocasionado a perda de parte da biomassa, em função da entrada de uma vazão menor de efluente e de um maior TRH.

Outra possibilidade é de que o filme biológico tenha atingido sua “espessura ativa”, acima da qual, conforme Coello et al. (2010), a distribuição de nutrientes na película torna-se um fator limitante, gerando um biofilme inativo que se desprende dos suportes e mistura-se com o efluente.

4.3.3 Operação na Fase 2 - vazão de 5,1 L/h e TRH de 24 h.

No acompanhamento da Fase 2 os parâmetros de DBO e DBOd obtiveram altas eficiências de remoção, com uma média de 66% e 67%, respectivamente. O comportamento da DBO e da DBOd pode ser verificado nas Figuras 20 e 21 e seus valores médios e eficiências de remoção são expostos nas Tabelas 18 e 19. Os valores abaixo da média e irregulares verificados na semana 14, possivelmente correspondem a um erro analítico.

Tabela 18 - Valores de DBO (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 2.

Semana	Entrada	P1	Remoção (%)	Saída	Remoção (%)
12	559	152	73%	143	74%
13	489	258	47%	261	47%
14	325	160	51%	72	78%
15	580	338	42%	258	56%
16	557	351	37%	155	72%
17	442	337	24%	175	60%
18	551	372	32%	119	78%
Média	500	281	44%	169	66%
DP	91	92	0,16	69	0,12
CV	18%	33%	36%	41%	18%

Tabela 19 - Valores de DBOd (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 2.

Semana	Entrada	P1	Remoção (%)	Saída	Remoção (%)
12	600	146	76%	105	83%
13	577	257	56%	259	55%
14	237	227	4%	128	46%
15	485	259	47%	226	53%
16	502	245	51%	149	70%
17	526	258	51%	132	75%
18	537	238	56%	87	84%
Média	495	233	49%	155	67%
DP	120	40	0,22	63	0,15
CV	24%	17%	45%	41%	23%

Um comportamento semelhante foi verificado para a DBO e para a DBOd, durante o monitoramento da Fase 2. A DBOD, semelhante à Fase 1, apresentou valores levemente superiores (5% e 1%, para o estágio 1 e a saída do CBR, respectivamente) à análise de DBO convencional. O teste ANOVA (Tabela 28 – seção Apêndices) não revelou diferença significativa entre os valores de DBO e a DBOd (em mg/L), na Fase 2 ($F_{\text{calc.}} < F_{\text{crít.}}$), ao nível de significância de 95%.

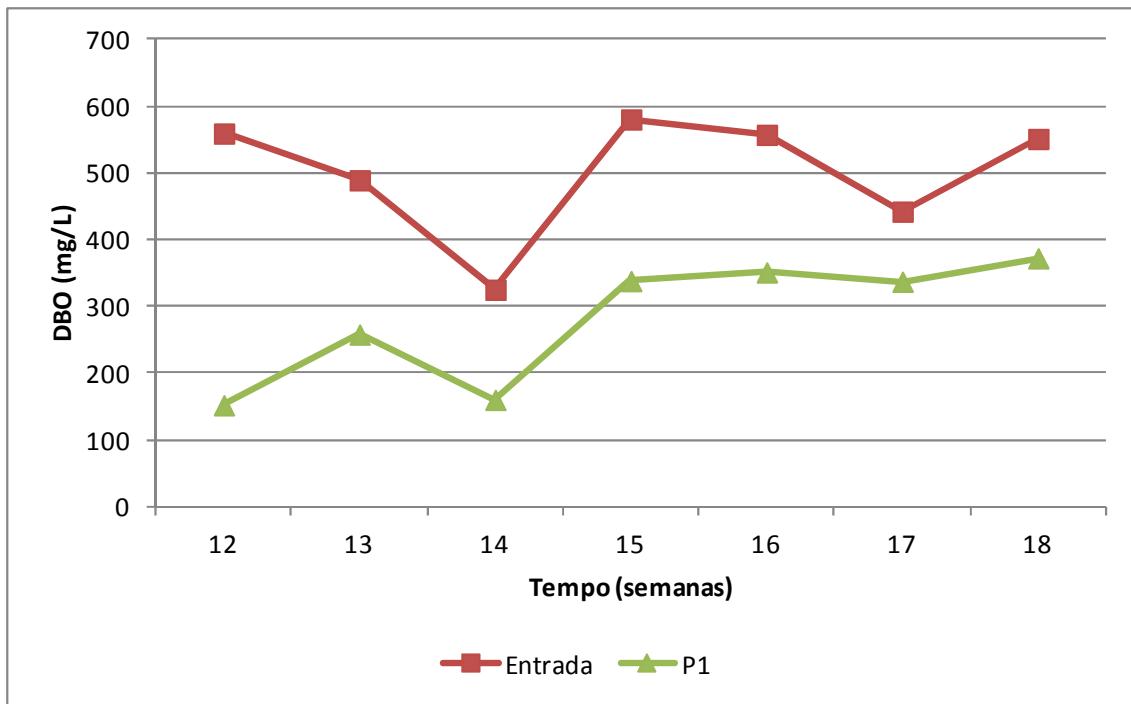


Figura 20 - Comportamento da DBO na Fase 2: entrada e P1.

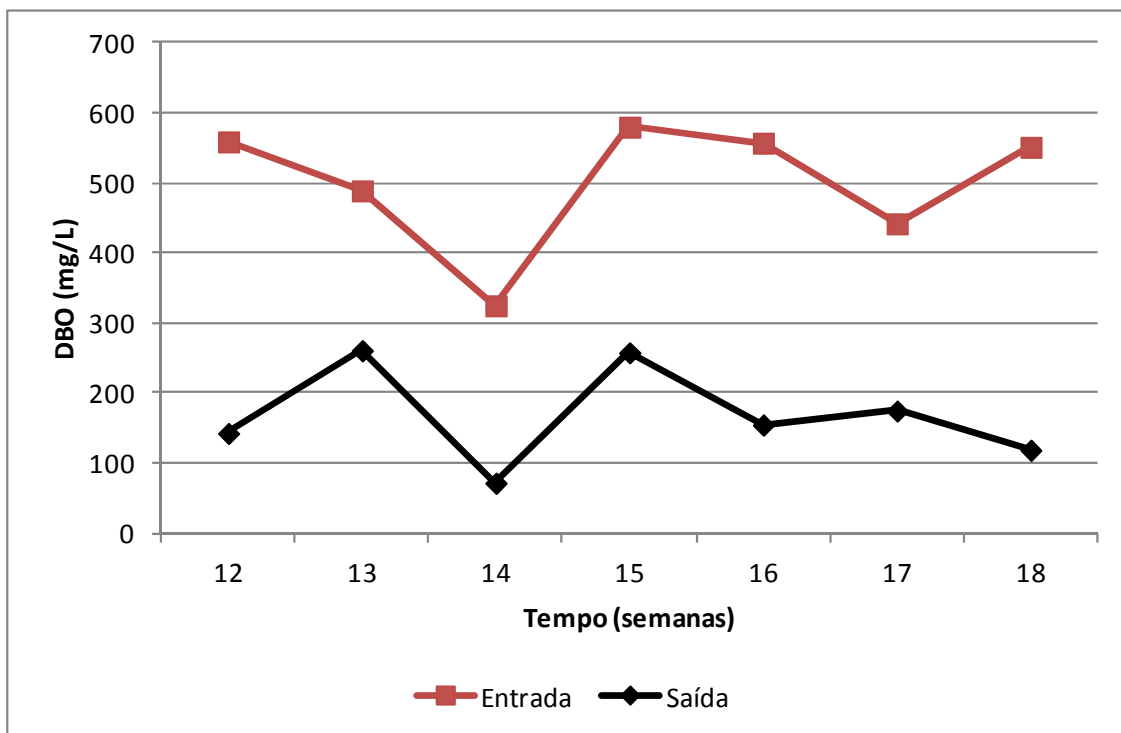


Figura 21 - Comportamento da DBO na Fase 2: entrada e saída.

Na Tabela 20 são expostos os valores da relação DBO/DQO durante a Fase 2 de operação do CBR. Uma análise dos valores observados será feita na sequência da discussão de resultados.

Tabela 20 - Comportamento da relação DBO/DQO na Fase 2.

Semana	Entrada	P1	Saída
12	0,21	0,07	0,07
13	0,14	0,09	0,09
14	0,09	0,05	0,02
15	0,14	0,09	0,07
16	0,13	0,09	0,04
17	0,12	0,10	0,05
18	0,12	0,09	0,03
Média	0,13	0,08	0,05
DP	0,04	0,02	0,02
CV	28%	19%	46%

Para a Fase 2, a remoção média de DQO foi de 15%, conforme a Tabela 21. O comportamento total da DQO é exibido nas Figuras 22, 23 e 24. Os resultados referente à semana 17, que estão destoantes do restante do monitoramento, podem ser associados à erros analíticos.

Tabela 21 - Valores de DQO (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 2.

Semana	Entrada	P1	Remoção (%)	P2	Remoção (%)	Saída	Remoção (%)
12	2647	2201	17%	2150	19%	2179	18%
13	3393	2750	19%	2741	19%	2782	18%
14	3622	2981	18%	3056	16%	3051	16%
15	4228	3937	7%	3707	12%	3563	16%
16	4446	3865	13%	3836	14%	3744	16%
17	3629	3371	7%	3272	10%	3272	10%
18	4764	4217	11%	4201	12%	4040	15%
Média	3818	3332	13%	3280	14%	3233	15%
DP	717	728	0,05	702	0,04	629	0,03
CV	19%	22%	38%	21%	25%	19%	17%

Pode-se verificar que a eficiência de remoção média nos três estágios foi semelhante: 13%, 14% e 15%, respectivamente, nos estágios 1, 2 e 3. Neste modo de operação, já no primeiro estágio do CBR foi praticamente alcançada a remoção total de DQO no reator.

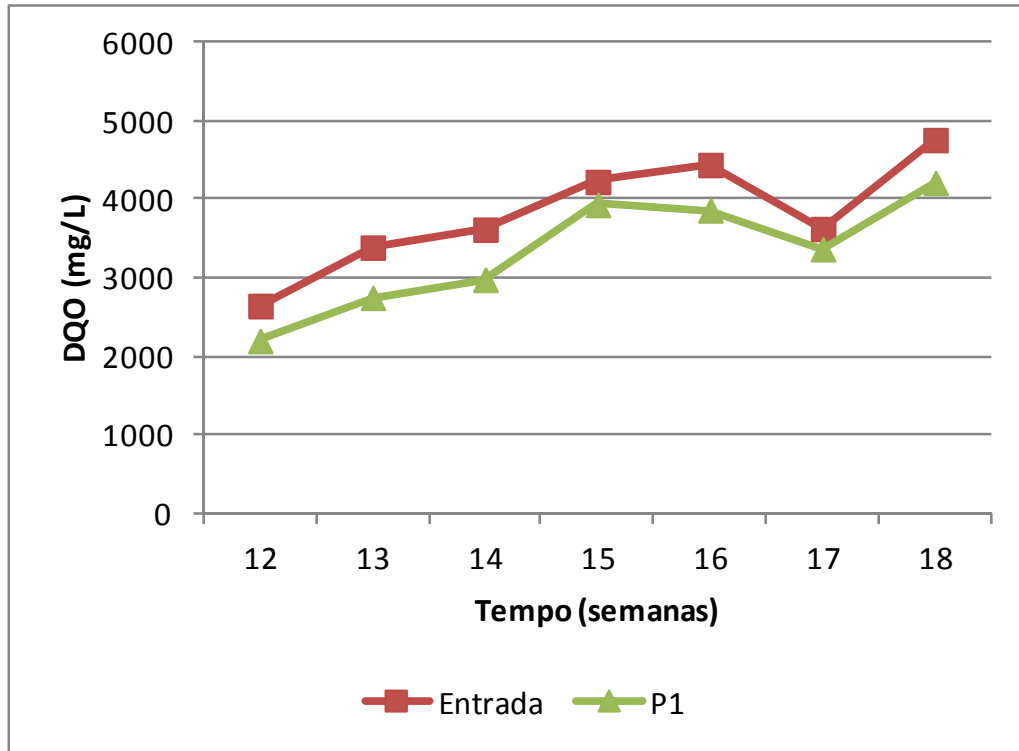


Figura 22 - Comportamento da DQO na Fase 2: entrada e P1.

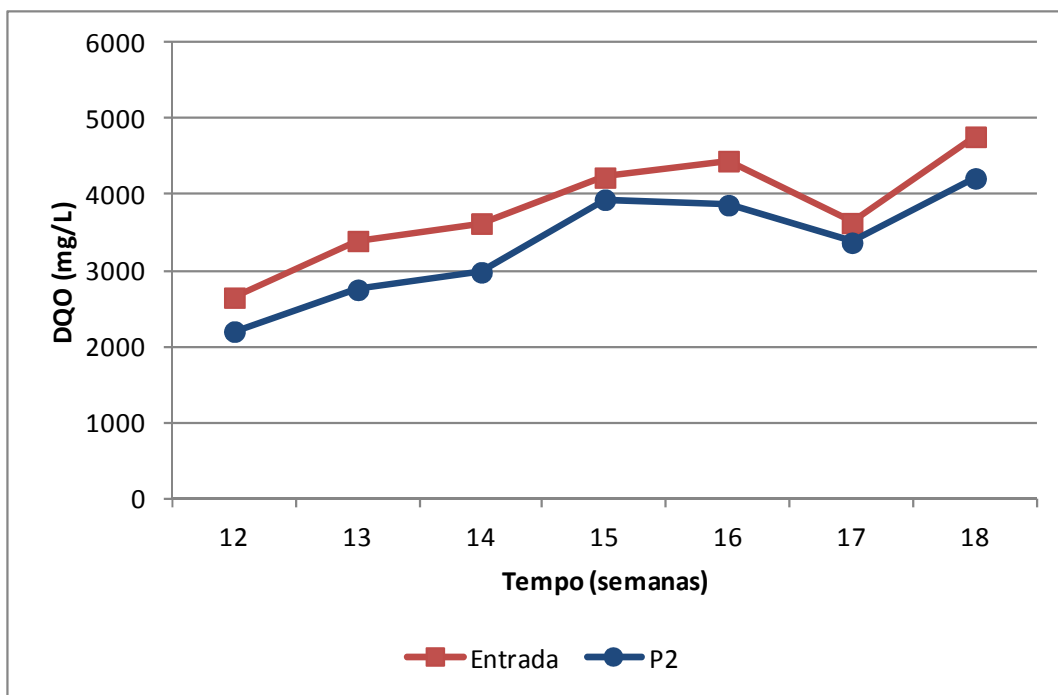


Figura 23 - Comportamento da DQO na Fase 2: entrada e P2.

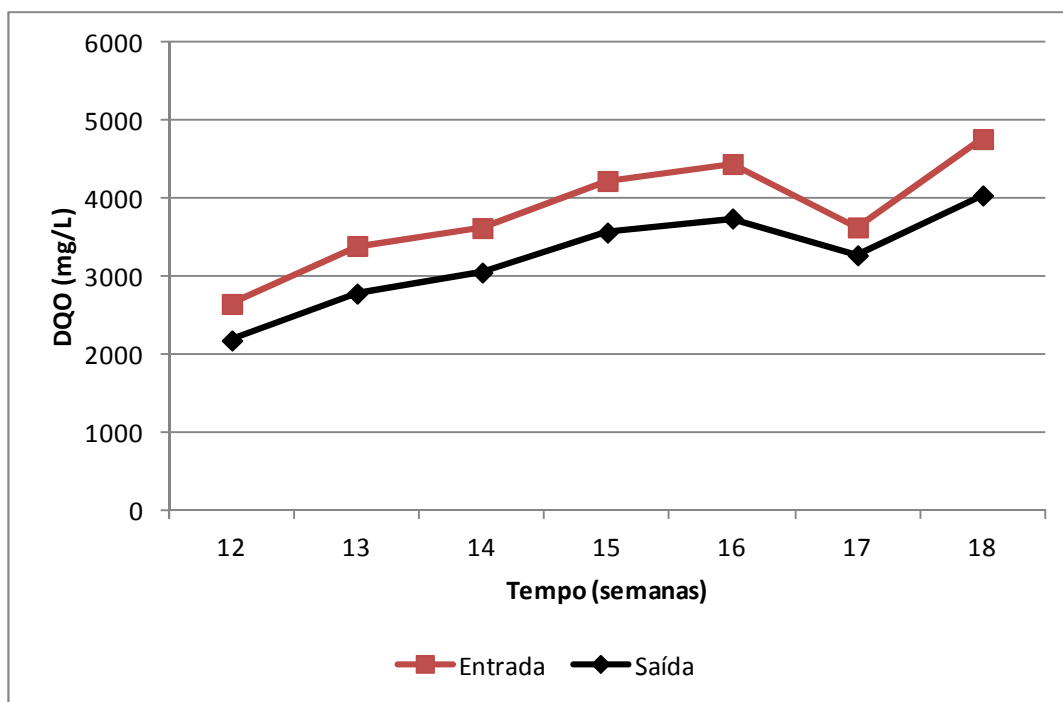


Figura 24 - Comportamento da DQO na Fase 2: entrada e saída.

As Figuras 25, 26 e 27 apresentam o perfil do COT durante o experimento na Fase 2. Na Tabela 22 seus valores e eficiências de remoção são expressos.

Tabela 22 - Valores de COT (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 2.

Semana	Entrada	P1	Remoção (%)	P2	Remoção (%)	Saída	Remoção (%)
12	940	886	6%	741	21%	728	23%
13	1220	1060	13%	1040	15%	1000	18%
14	1260	1130	10%	1090	13%	1050	17%
15	1280	1200	6%	1090	15%	1090	15%
16	1350	1200	11%	1120	17%	1080	20%
17	1340	1230	8%	1160	13%	1110	17%
18	1360	1240	9%	1130	17%	1140	16%
Média	1250	1135	9%	1053	16%	1028	18%
DP	146,21	126,72	0,03	142,83	0,03	139,72	0,03
CV	12%	11%	29%	14%	17%	14%	14%

Conforme pode ser observado na Tabela 22, para o parâmetro de COT as eficiências de remoção ao longo dos dois últimos estágios foram semelhantes: 16% e 18%, respectivamente. A maior parte do carbono orgânico foi consumida já nas duas primeiras frações do reator.

Para os parâmetros de DQO e COT na Fase 2, também foi aplicado o teste ANOVA para suas eficiências de remoção, entre os pontos 1, 2 e saída do CBR.

Semelhantemente à Fase 1, não ocorreu diferença significativa entre o comportamento da DQO e do COT na Fase 2 de monitoramento ($F_{\text{calc.}} < F_{\text{crít.}}$), em um nível de significância de 95% (Tabela 29 – seção Apêndices).

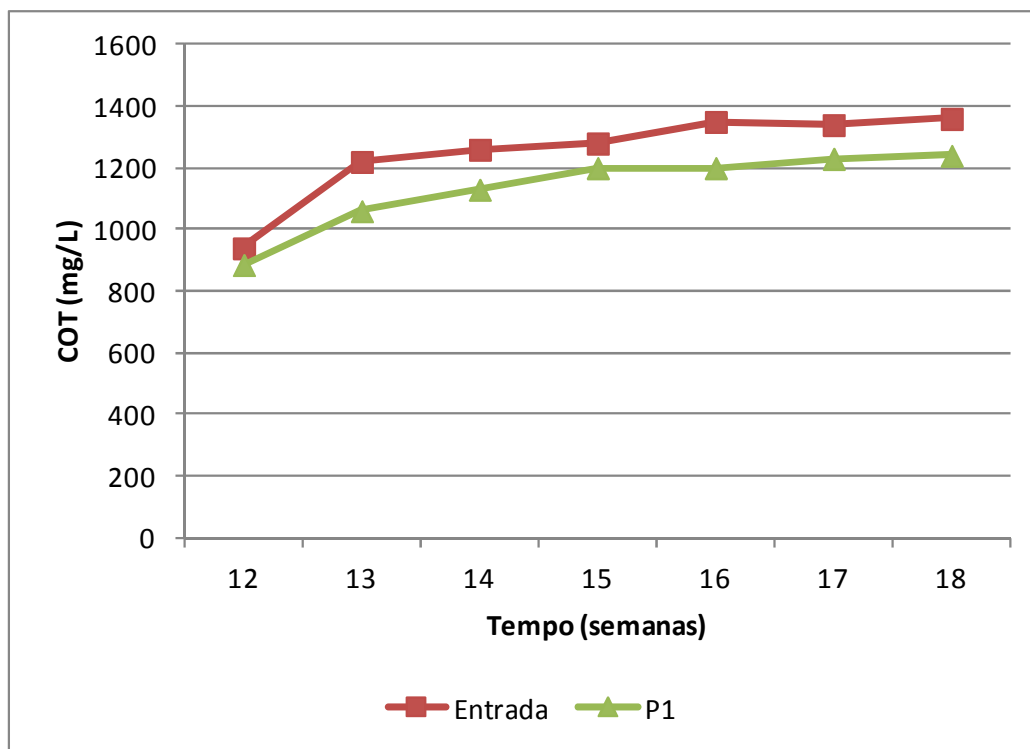


Figura 25 - Comportamento do COT na Fase 2: entrada e P1.

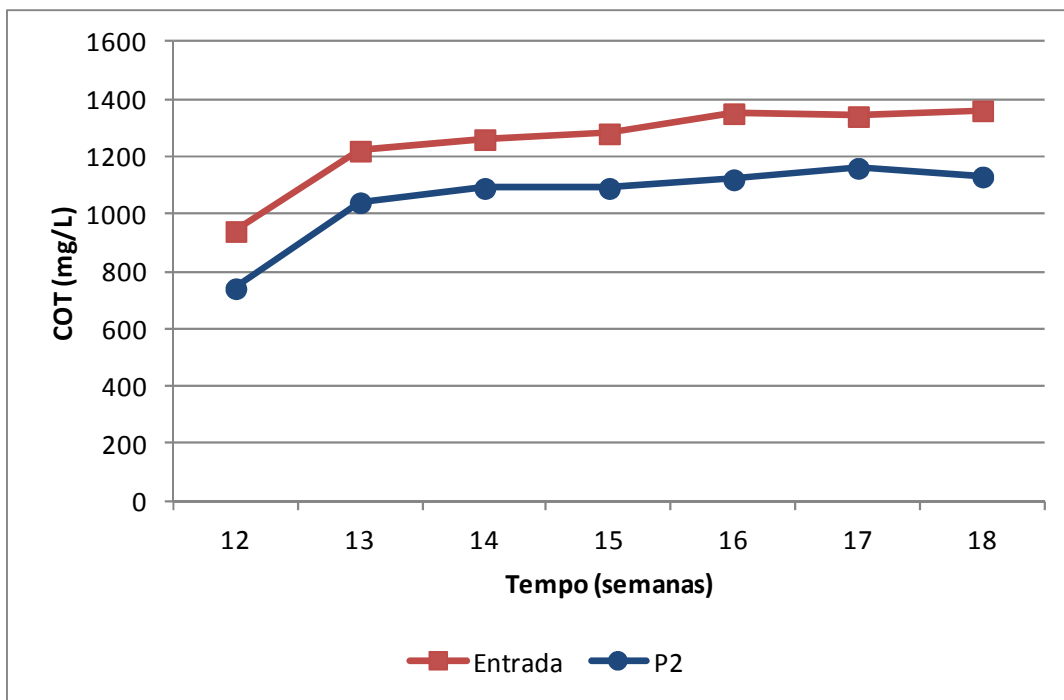


Figura 26 - Comportamento do COT na Fase 2: entrada e P2.

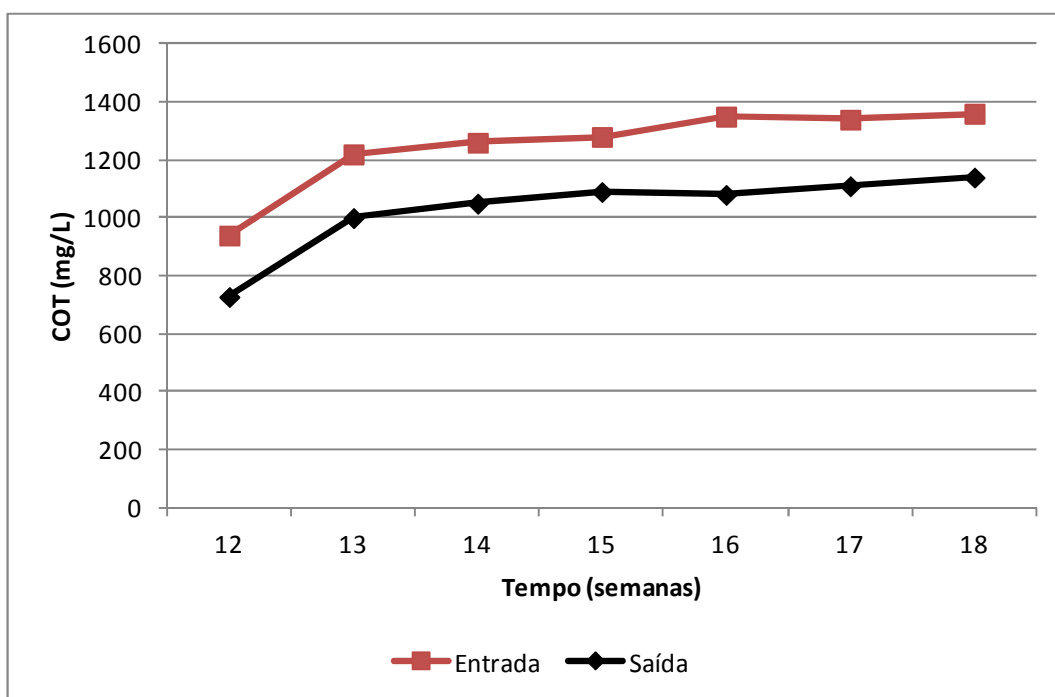


Figura 27 - Comportamento do COT na Fase 2: entrada e saída.

As Tabelas 23 e 24 apresentam os valores monitorados para CI e CT, respectivamente.

Tabela 23 - Valores de CI (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 2.

Semana	Entrada	P1	Remoção (%)	P2	Remoção (%)	Saída	Remoção (%)
12	901	615	32%	355	61%	91	90%
13	1370	921	33%	676	51%	506	63%
14	1330	942	29%	631	53%	428	68%
15	1510	1020	32%	583	61%	317	79%
16	1450	977	33%	633	56%	367	75%
17	1350	890	34%	492	64%	193	86%
18	1150	428	63%	132	89%	0,75	99,9%
Média	1294	828	37%	500	62%	272	80%
DP	206	219	0,12	195	0,13	183	0,13
CV	16%	27%	32%	39%	20%	68%	16%

Tabela 24 - Valores de CT (mg/L) e eficiência de remoção na Fase 2.

Semana	Entrada	P1	Remoção (%)	P2	Remoção (%)	Saída	Remoção (%)
12	1840	1500	18%	1100	40%	819	55%
13	2590	1980	24%	1720	34%	1510	42%
14	2590	2070	20%	1720	34%	1480	43%
15	2790	2220	20%	1670	40%	1400	50%
16	2790	2180	22%	1750	37%	1450	48%
17	2690	2120	21%	1650	39%	1300	52%
18	2510	1660	34%	1270	49%	1140	55%
Média	2543	1961	23%	1554	39%	1300	49%
DP	327	275	0,05	259	0,05	246	0,05
CV	13%	14%	23%	17%	14%	19%	11%

Os dois parâmetros seguiram o mesmo comportamento na Fase 2, conforme é evidenciado nas Figuras 28, 29 e 30. Semelhantemente ao observado na Fase 1, para CI e CT as eficiências de remoção verificadas foram aumentadas em cada estágio do CBR: 37%, 62% e 80% para CI (estágios 1, 2 e 3, respectivamente) e 23%, 39% e 49% para CT (estágios 1, 2 e 3, respectivamente).

Para os valores elevados de eficiência de remoção de CI, cabem as mesmas discussões realizadas no monitoramento da Fase 1, ou seja, esta remoção pode estar associada a volatilização de CO₂ devido à rotação do CBR. Também pode estar relacionada ao consumo de carbonatos e bicarbonatos (em forma de alcalinidade), na oxidação de amônia em nitrito e nitrato.

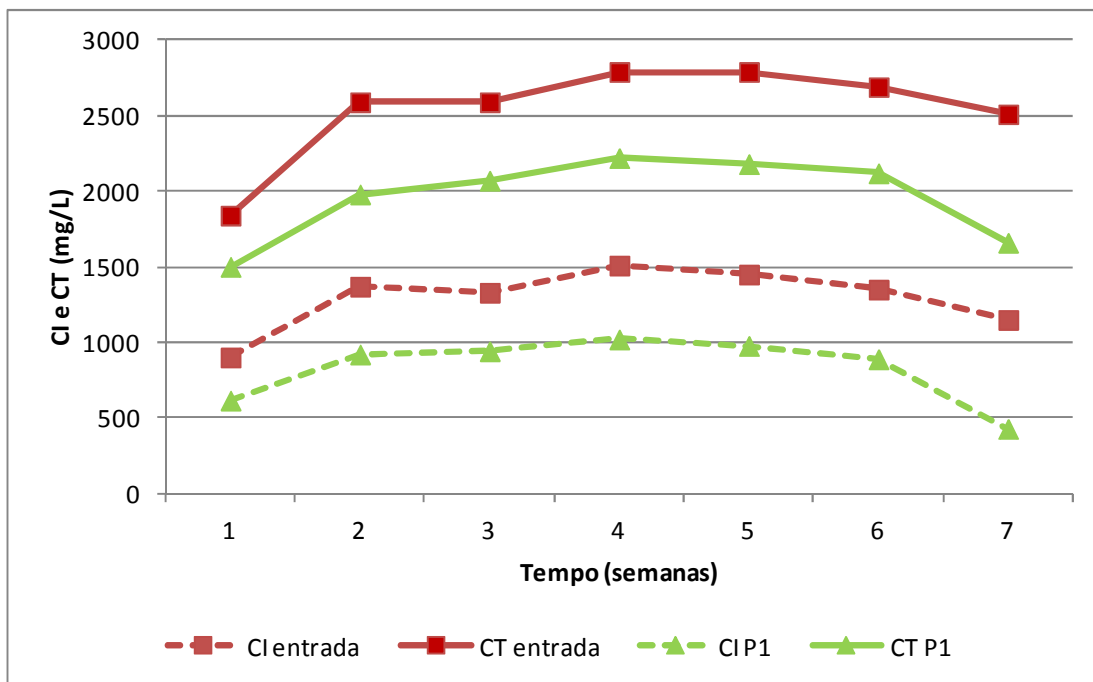


Figura 28 - Comportamento do CI e do CT na Fase 2: entrada e P1.

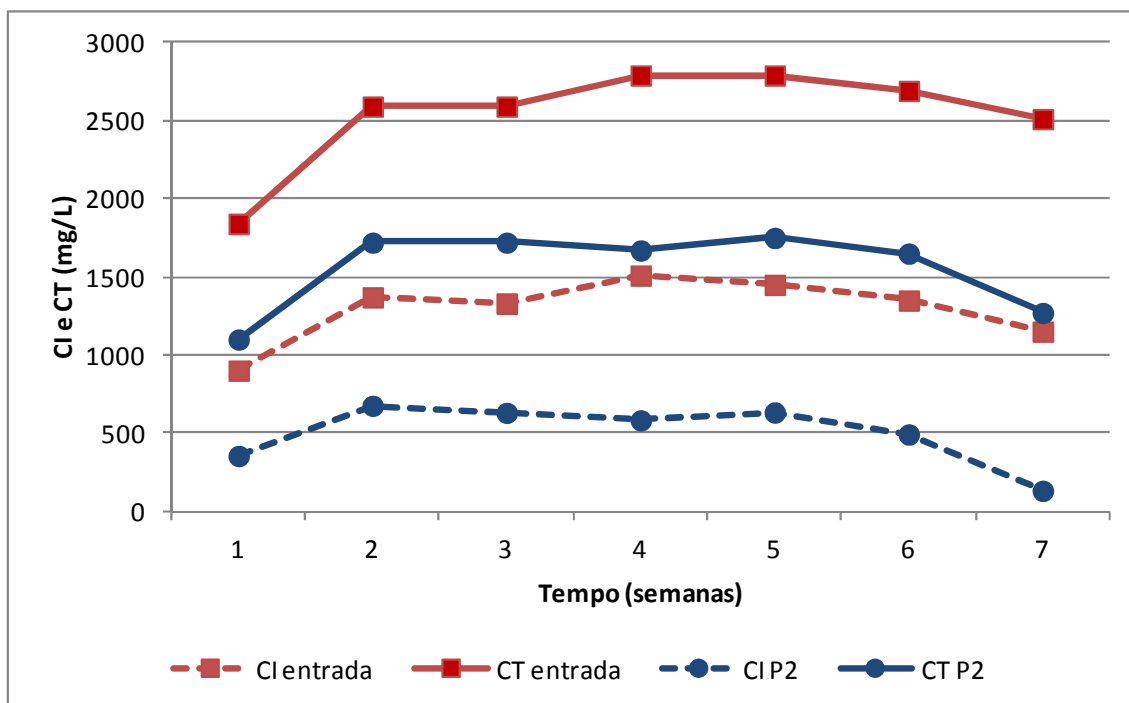


Figura 29 - Comportamento do CI e do CT na Fase 2: entrada e P2.

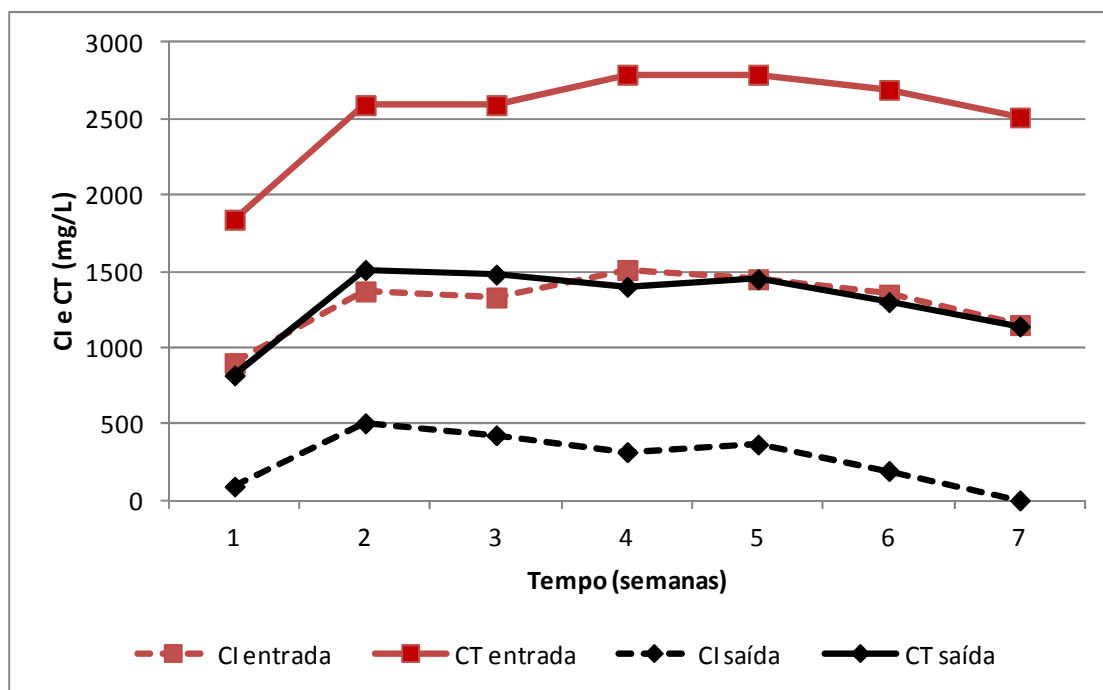


Figura 30 - Comportamento do CI e do CT na Fase 2: entrada e saída.

Durante a Fase 2, foi observada uma diminuição nos valores médios de pH do LAS tratado, de 0,2 unidades de pH (8,9 para 8,7) – Tabela 25.

Tabela 25 - Comportamento do pH na Fase 2.

Semana	Entrada	P1	P2	Saída
12	8,9	9,2	9,1	8,4
13	8,7	9,1	9,2	9,2
14	8,9	9,0	9,2	9,1
15	8,8	9,3	9,1	8,9
16	8,9	9,3	9,2	9,0
17	9,0	9,1	8,9	8,6
18	9,2	9,0	8,4	7,7
Média	8,9	9,1	9,0	8,7
DP	0,1	0,1	0,3	0,5
CV	2%	1%	3%	6%

Em uma análise geral das eficiências de remoções médias, para os parâmetros de DQO, COT, CI e CT, é possível observar que na Fase 2 seus valores foram mais constantes no decorrer do monitoramento. Esta equidade provavelmente está relacionada a uma variação menor na carga orgânica afluyente ao CBR.

Com menos variação na entrada de substrato no sistema, associada a um TRH maior e vazão de operação menor, o sistema se manteve mais estável para o desenvolvimento microbiológico. Ressalta-se também que não ocorreu nenhuma parada na rotação do CBR ao longo da Fase 2. Além disto, observando-se a Tabela 7 nota-se que os parâmetros afluentes

também se mantiveram mais constantes ao longo do experimento. Todos estes fatores contribuíram para que se alcançassem eficiências de remoção mais constantes ao final do tratamento.

O primeiro estágio do contactor foi responsável pela remoção de 44% de DBO, enquanto que a remoção global do sistema foi de 66%. A primeira fração do contactor também foi responsável pela remoção da maior parte da DQO: 13% de um total de 15%. Para o COT, a remoção nos dois primeiros estágios foi de 16%, enquanto que sua remoção global foi de 18%.

Este comportamento está de acordo com dados da literatura (Metcalf e Eddy, 2003; Kawano e Handa, 2008), que associa a entrada de maior quantidade de material orgânico nas duas primeiras etapas de CBRs à maiores eficiências de remoção orgânica.

Ao se observar a Tabela 20 e os valores da relação DBO/DQO na Fase 2, verifica-se que a mesma teve uma diminuição de 0,13 na entrada do sistema para 0,08 no primeiro estágio e para 0,05 na saída do CBR. Destaca-se novamente que a fração biodegradável que alimentava os estágios 2 e 3 era bastante pequena, o que provavelmente afetou a eficiência global do sistema para a remoção de material orgânico.

Os valores da relação DBO/DQO afluente mais uma vez se mostraram inferiores aos recomendados para os tratamentos biológicos (MORAVIA et al., 2007; KULIKOWSKA e KLIMIUK, 2008; LANGE e AMARAL, 2009; CORTEZ et al., 2010). A pequena fração biodegradável presente no LAS afluente provavelmente foi consumida já nos dois primeiros estágios do CBR.

4.3.3.1 Biofilme

A disposição do biofilme que se formou nos meios de suporte durante o segundo modo de operação do CBR seguiu o mesmo padrão da primeira fase testada. No primeiro estágio foi possível visualizar um filme mais espesso e gelatinoso do que nos estágios subsequentes. Um filme mais fino e compacto se desenvolveu nos estágios 2 e 3. Cortez et al. (2008) relataram a formação de um biofilme semelhante ao observado neste trabalho.

Um maior desenvolvimento microbiológico ocorreu no primeiro estágio do CBR, pois este recebe a maior carga orgânica a ser tratada. As concentrações afluentes de nutrientes e matéria orgânica nos estágios subsequentes foram menores, limitando o crescimento do biofilme.

Diferentemente do verificado na operação durante a Fase 1, não se observou o desprendimento de biofilme, nem acúmulo de lodo nos tanques do CBR durante a Fase 2 de operação.

4.3.4 Comparação entre as Fases 1 e 2 de operação do CBR

Quanto à relação DBO/DQO média, esta decresceu de 0,19 na entrada do CBR para 0,11 na saída do CBR durante a Fase 1 de operação (vazão de 8,5 L/h e TRH de 15 h). Este decréscimo foi de 0,13 na entrada do CBR para 0,05 na saída do CBR na Fase 2 de operação (vazão de 5,1 L/h e TRH de 24 h), correspondendo a um decréscimo médio de 0,08 nas duas fases de monitoramento.

É importante ressaltar que estes valores afluentes são baixos se comparados aos indicados para tratamento biológico de efluentes. No entanto, este decréscimo demonstra que a fração biodegradável do LAS, embora pequena, foi metabolizada pelo biofilme presente no CBR. Estes resultados nos remetem a necessidade de ampliar as pesquisas com este tipo de LAS, modificando condições operacionais do sistema CBR, buscando definir o limite de eficiência possível de ser obtida.

Semelhantemente, Gálvez et al. (2009) obtiveram diminuição desta relação de 0,44 para valores entre 0,13 e 0,20, em um biofiltro aeróbio de biofilme fixo, tratando LAS. Conforme os autores, este decréscimo foi atribuído à atividade biodegradadora.

Processos de tratamento biológico, como o CBR, são indicados para LAS jovens, com relação DBO/DQO alta, acima de 0,5 (KURNIAWAN, 2010; LI; ZHOU; HUA, 2010). De acordo com Christensen et al (2001), LAS de aterros sanitários estabilizados podem apresentar resultados negativos ou insignificantes quanto a degradação biológica de matéria orgânica, expressa, por exemplo, pela DQO e o COT, semelhantemente ao verificado neste experimento.

Os baixos resultados de remoção de DQO e COT observados corroboram como um indicativo de que o LAS testado apresentava-se estabilizado e com uma pequena fração de matéria orgânica rapidamente biodegradável, como pode ser observado na caracterização inicial do LAS (Tabelas 6 e 7). Autores como Abbas et al. (2009) afirmam que a eficiência de métodos biológicos no tratamento de LAS diminui em função da idade do efluente, principalmente em decorrência da dificuldade de remoção dos compostos recalcitrantes presentes.

Esta dificuldade de biodegradação ocorre principalmente em função da estrutura química complexa destas substâncias, desprovida de grupos funcionais reativos, associada à ação tóxica de compostos químicos sobre os micro-organismos e inativação do seu metabolismo celular, além de outras interações que ocorrem entre compostos químicos, gerando produtos não acessíveis a biodegradação (MORAIS, 2005).

Quanto às eficiências médias de remoção de DQO nas duas fases de monitoramento (11% e 15%), os valores verificados foram inferiores se comparados aos descritos pela literatura para o tratamento de efluentes por CBRs, como por exemplo, as pesquisas apresentadas no Quadro 1 (AYOUB et al., 2004; TAWFIK et al., 2006; CASTILLO, VERGARA e MORENO, 2007; AKHBARI et al., 2011; ENAYATHALI e KUMAR, 2012). Diversos aspectos estão relacionados a esta diferença nas eficiências de remoção de material orgânico.

É importante observar que o efluente tratado (Quadro 1) na maior parte dos estudos averiguados era efluente sintético (Ayoub et al., 2004; Akhbari et al., 2011), ou seja, possuía uma maior equidade quanto sua composição ao longo do tempo. Esta igualdade na composição ao longo do monitoramento não foi obtida no presente estudo, em nenhuma das fases testadas, o que torna os resultados observados importantes para o estudo de definição de processos de tratamento de LAS por CBRs, com características semelhantes ao lixiviado estudado.

TAWFIK et al., (2006) estudando a remoção de material orgânico em esgoto doméstico, verificou maiores eficiências de remoção quando comparadas com as obtidas no presente estudo, com LAS, o que do ponto de vista prático tem pouca relevância, pois tratam-se de águas residuárias completamente diferentes.

O LAS tratado no presente trabalho apresentou características diferenciadas quanto à sua composição, e variações desta ao longo do tempo, se comparado aos efluentes citados no Quadro 1. Também é possível observar que a relação DBO/DQO apresentou valores superiores às verificadas no presente estudo. As médias relatadas na literatura (Quadro 1) apresentaram valores entre 0,7 e 0,9, enquanto que nesta pesquisa estes valores médios foram de 0,19 e 0,13, nas Fases 1 e 2. Portanto, apresentando uma biodegradabilidade superior à trabalhada na presente pesquisa.

Destaca-se também que os valores de DQO afluentes nos estudos verificados encontravam-se entre 250 mg/L e 1070 mg/L, enquanto que neste trabalho estes valores

ficaram na faixa média de 2500 mg/L (Fase 1) e 3800 mg/L (Fase 2). Desta forma, torna-se difícil uma comparação direta entre as eficiências de remoção obtidas.

O trabalho de Castillo, Vergara e Moreno (2007) abordava o tratamento de LAS, com DQO afluente de 4000 mg/L. A eficiência média de remoção de DQO obtida foi de 52%, em um TRH de 24 h e velocidade de rotação de 6 rpm, para um CBR de 20 L. Ressalta-se também, que o volume do CBR utilizado neste trabalho (120 L) é bem superior aos volumes dos reatores relatados na literatura (entre 5,7 e 45 L, conforme Quadro 1). Entretanto, nesta pesquisa a eficiência de remoção foi menor, da ordem de 11% e 16% na Fase 1 e fase 2, respectivamente.

Quanto às diferentes operações do CBR (Fase 1 e Fase 2), observa-se que para todos os parâmetros monitorados (DBO, DQO, COT, CI e CT), as maiores eficiências de remoção foram obtidas na Fase 2, conforme observa-se na Figura 31. DBO, CI e CT foram os parâmetros com maior diferença nas eficiências de remoção entre as duas fases monitoradas, o que sugere que TRH superiores ao estudado devem ser testados.

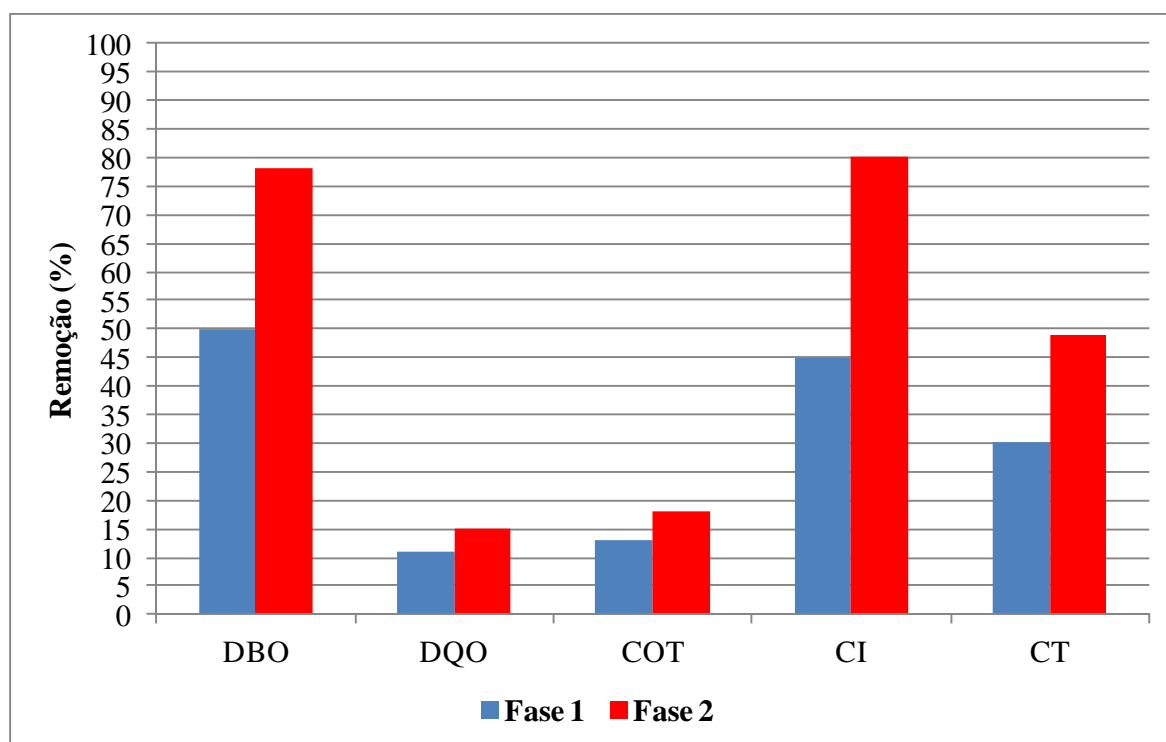


Figura 31 - Comparação de eficiências de remoção entre as Fases 1 e 2 de operação.

A Fase 2 operou com um TRH com 9 horas a mais do que a Fase 1. A vazão de operação foi de 5,1 L/h, inferior aos 8,5 L/h testados na Fase 1. O TRH maior, proporcionando uma vazão menor, possivelmente foi o fator responsável pelo aumento das

eficiências de remoção de matéria orgânica. Com maior tempo de contato entre a biomassa e o substrato disponível no LAS, uma fração maior dos compostos orgânicos deve ter sido consumida.

Conforme observado na caracterização inicial do lixiviado (Tabelas 6 e 7), a Fase 2 operou sob valores mais constantes de parâmetros afluentes ao sistema CBR. Este fator deve ter garantido maior estabilidade ao filme microbiológico, resultando em valores mais constantes de eficiências de remoção.

O Teste ANOVA foi realizado para comparar as eficiências de remoção dos parâmetros DBO, DQO, COT, CI e CT, individualmente, entre as duas fases experimentais (Tabelas 30 a 34 – seção Apêndices). A ANOVA considerou um nível de significância de 95% e não se mostrou significativa ($F_{\text{calc.}} < F_{\text{crít.}}$) para todos os parâmetros verificados, exceto para DQO, a qual teve eficiências de remoção significativamente diferentes entre as Fases 1 e 2 ($F_{\text{calc.}} > F_{\text{crít.}}$).

Uma comparação das eficiências de remoções dos parâmetros analisados entre os estágios do CBR nas duas fases é apresentada nas Figuras 32 e 33. Os valores de remoção são apresentados sempre em relação ao estágio anterior. O parâmetro de DBO teve sua eficiência de remoção aumentada de 43% para 50% e de 44% para 66 %, do primeiro estágio para a saída do reator, nas Fases 1 e 2, respectivamente.

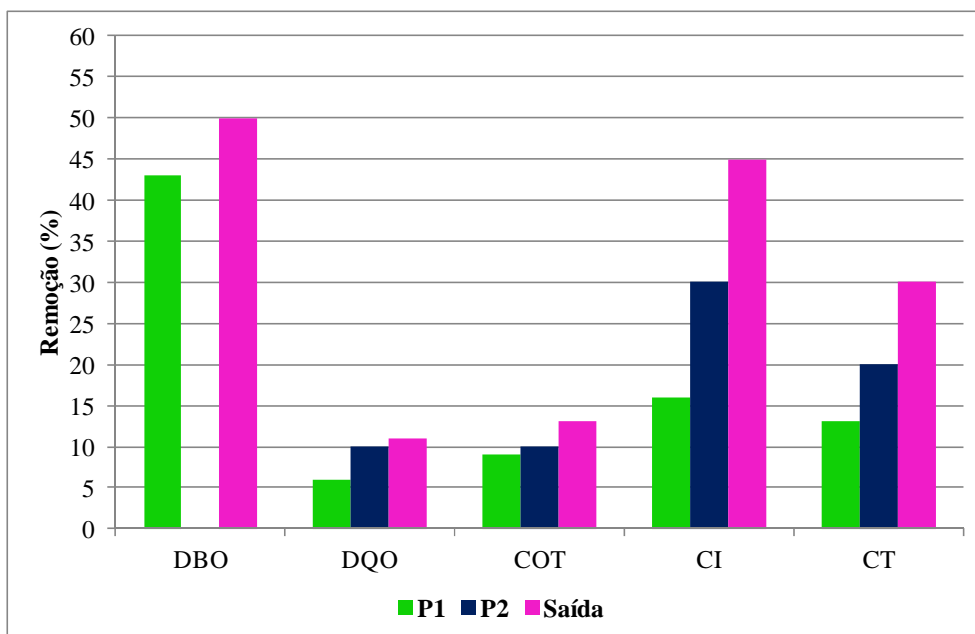


Figura 32 - Comparação de eficiências de remoção nos três estágios do CBR, durante a Fase 1.

Os parâmetros de DQO e COT, em ambas as fases, apresentaram eficiências de remoção similares entre os três estágios. Na Fase 1 o aumento da remoção do segundo para o terceiro estágio foi de 1% para DQO e de 3% para COT. Na Fase 2 este aumento também foi de 1% para DQO e de 2% para COT. Com base nestes resultados torna-se questionável a necessidade de um terceiro estágio para o sistema. Entretanto, é preciso uma avaliação detalhada no que se refere aos demais parâmetros estudados. Também é preciso considerar a particularidade do LAS estudado, principalmente no que diz respeito à relação DBO/DQO observada.

As eficiências de remoção de CI e CT aumentaram a cada estágio do reator CBR. Para CI estes valores foram de 16%, 30% e 45% na Fase 1 e de 37%, 62% e 80% na Fase 2. O CT apresentou eficiências de remoção de 13%, 20% e 30% durante a Fase 1 e de 23%, 39% e 49% na Fase 2.

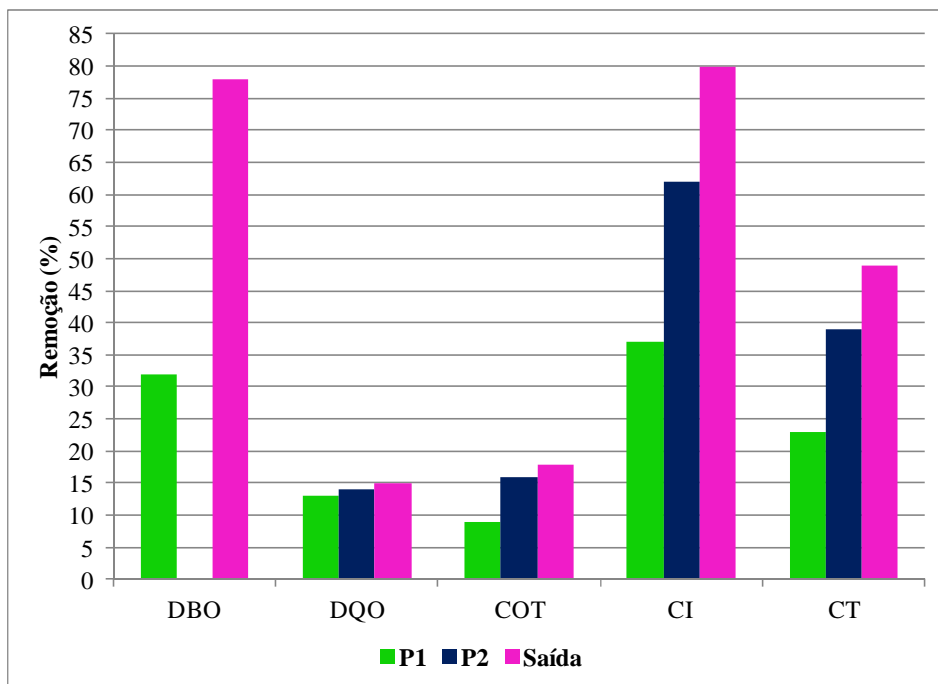


Figura 33 - Comparação de eficiências de remoção nos três estágios do CBR, durante a Fase 2.

5 CONCLUSÃO

O lixiviado de aterro sanitário tratado neste estudo apresentou características de lixiviados estabilizados, conforme pode ser observado em sua caracterização inicial. Os valores dos parâmetros de pH, DBO, DQO, relação DBO/DQO e relação COT/DQO evidenciaram esta estabilização do lixiviado, assim como a baixa biodegradabilidade verificada. O LAS afluyente apresentou também uma ampla variação em sua composição ao longo do experimento, principalmente na primeira fase de operação testada.

A variação na composição do LAS afluyente pode ter afetado as eficiências de remoção de matéria orgânica, principalmente na Fase 1, pois constituía um choque orgânico a cada nova coleta de lixiviado no aterro. Paradas na rotação do CBR também contribuíram para as baixas eficiências de remoção de matéria orgânica na Fase 1. Os valores das eficiências médias de remoção na Fase 1 foram de 50% de DBO, 11% de DQO, 13% de COT, 45% de CI e 30% de CT. O decréscimo na relação DBO/DQO média foi de 0,19 na entrada do CBR para 0,11 na saída do reator.

Para a Fase 2 de operação, os valores dos parâmetros DBO, DQO, COT, CI e CT afluentes ao CBR apresentaram menor variação na sua concentração. Este fator possivelmente contribuiu para a obtenção de taxas de remoção de matéria orgânica constantes, além de valores médios de eficiência de remoção total maiores do que os verificados na Fase 2. Nesta etapa do monitoramento as eficiências médias de remoção foram de 66% de DBO, 15% de DQO, 18% de COT, 80% de CI e 49% de CT.

Em ambas as fases do experimento, altas taxas de remoção de CI foram verificadas (30% e 80%, nas Fases 1 e 2, respectivamente). Estes valores podem estar relacionados a diversos fatores. Um deles é a adsorção de formas inorgânicas de carbono pelo biofilme. Outra possibilidade é a volatilização de CO₂ em função da rotação do reator. Ainda há a possibilidade de que a remoção esteja relacionada ao consumo de carbonatos e bicarbonatos (na forma de alcalinidade), na oxidação da amônia a nitrito e nitrato (parâmetros não analisados neste trabalho).

Quanto à eficiência de remoção de matéria orgânica expressa em DQO e COT, foi observado que sua maior parte ocorreu nos dois primeiros estágios do sistema, para ambas as fases monitoradas (Fase 1 e Fase 2). Desta forma, conclui-se que para o lixiviado e os modos de operação testados, o estágio 3 não apresentou eficiência que justifique sua presença para o tratamento do lixiviado em questão, quanto aos parâmetros de DQO e COT. Neste sentido,

trabalhos posteriores podem acompanhar de forma mais abrangente o comportamento da relação DQO/COT, para uma maior compreensão destes parâmetros.

Entre as duas formas de operação testadas observou-se que a operação na Fase 2, com TRH de 24h, apresentou maior eficiência na remoção de DBO, DQO, COT, CI e CT. É importante ressaltar que o lixiviado tratado nesta forma de operação apresentou maior equidade quanto às características afluentes, garantindo um maior equilíbrio em termos de carga orgânica ao biofilme.

Em suma, as maiores eficiências de remoção observadas podem ser atribuídas ao aumento do TRH adotado na Fase 2, e a menor variabilidade na composição do LAS utilizado nesta etapa do experimento. O TRH elevado aumentou o tempo de contato entre a biomassa e o LAS, possivelmente permitindo um maior consumo da matéria orgânica disponível.

5.1 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Para trabalhos futuros, sugere-se um acompanhamento do sistema CBR, especialmente considerando-se que o efluente tratado é LAS, por um período maior de tempo. Desta forma, pode ser melhor avaliada a estabilidade do sistema, e seu comportamento diante de choques de carga orgânica afluente, decorrente da característica variação na composição do LAS.

Outras vazões e tempos de retenção hidráulica devem ser testados, além dos verificados neste estudo, visando pesquisar se é possível uma maior eficiência de remoção de matéria orgânica utilizando LAS de baixa biodegradabilidade. Sugere-se estudar a possibilidade de recirculações entre os estágios do CBR, visando verificar a eficiência de remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada.

Um tratamento combinado ao sistema CBR pode ser verificado. Por exemplo, o uso de um Processo Oxidativo Avançado anteriormente ao CBR pode ser testado. Estes sistemas de tratamento podem aumentar a biodegradabilidade do lixiviado, facilitando a assimilação biológica posterior.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBAS, Abdulhussain A. et al. Review on Landfill Leachate Treatments. *American Journal of Applied Sciences*, v. 6, n. 4, p. 672-684, 2009.

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*, v. 168, n.1, p. 269-279, 2011.

ALBERTIN, Ricardo Massulo et al. Diagnóstico da gestão dos resíduos sólidos urbanos do município de Flórida Paraná. *Revista Agroambiente On-line*, Boa Vista, v. 4, n. 2, p. 118-125, 2010.

ANALYTIKJENA. Operating manual multi N/C 2100S TOC/TN_b Analyzer. p. 113, 2010.

APHA: AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION (Ed.). *Standard methods for examination of water and wastewater*. 21. ed. Washington: Apha, 2005.

AYOUB, G. et al. Impact of Step-Feed on COD and BOD₅ Removal in Rotating Biological Contactors. *Environmental Engineering Science*, v. 21, n. 5, p. 558-568, 2004.

BRASIL. *Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010*. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF, 2 de agosto de 2010. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm>. Acesso em: 20 abr. 2010.

CAJIBE, Angelo H.; AGAPAY, Ramelito C.; TAMPUS, May V. 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*, Cebu City, v. 4, p. 735-743, 2009.

CASTILHOS JÚNIOR, Armando Borges de et al. Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário em Sistema de Lagoas. In: GOMES, Luciana Paulo (Org.). *PROSAB – Resíduos Sólidos: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. Rio de Janeiro: ABES, 2009. cap. 5, p. 140-171.

CASTILLO, E.; VERGARA, M.; MORENO, Y. Landfill leachate treatment using a rotating biological contactor and an upward-flow anaerobic sludge bed reactor. *Waste Management*, v. 27, p. 720-726, 2007.

CHRISTENSEN, Thomas H. et al. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, v. 16, n. 7, p. 659-718, 2001.

CHRISTENSEN, Thomas H. *Solid waste technology and management*. Chichester: John Wiley & Sons, 2010. 1052 p.

COELLO, M.D. et al. Use of Microbial Activity Measurements for Monitoring RBC Biofilms. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 169, n. 1-4, p. 451-455, 2010.

CORTEZ, Suzana et al. Rotating biological contactors: a review on main factors affecting performance. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 7, n. 2, p. 155–172, 2008.

CORTEZ, Suzana et al. Ozonation as polishing treatment of mature landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, Braga, v. 182, n. 1-3, p. 730-734, 2010.

ENAYATHALI, S. Syed; KUMAR, V. Nehru. Effect of organic loading rates for treating grey water in rotating biological contactors. *International Journal of Engineering Science and Technology*, v. 4, n. 5, p. 1962-1966, 2012.

FERREIRA, João Alberto; BILA, Daniele Maia; SILVA, Rafael Gundim. Caracterização da composição química e avaliação da toxicidade de lixiviados de resíduos sólidos urbanos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26., 2011, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre: FIERGS, 2011. p. 1-7.

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

GOOGLE MAPAS. Disponível em: <<http://maps.google.com.br/maps?hl=pt-PT&tab=wl>>. Acesso em: 24 nov. 2012.

GULLICKS, Harvey et al. Biofilm Fixed Film Systems. *Water*, v. 3, p. 843-868, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Pesquisa nacional de saneamento básico 2008*. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/defaulttabpdf_man_res_sol.shtm>. Acesso em: 22 abr. 2011.

KAWANO, Mauricy; HANDA, Rosângela M. Filtros Biológicos e Biodiscos. In: VI SEMANA DE ESTUDOS DA ENGENHARIA AMBIENTAL, 2008, Irati. *Anais eletrônicos...* Irati: Campus Irati, 2008. Disponível em: <http://www.unicentro.br/graduacao/deamb/semana_estudos/pdf_08/FILTROS%20BIOL%203GICOS%20E%20BIODISCOS.pdf>. Acesso em: 29 mar. 2011.

KULIKOWSKA, Dorota; KLIMIUK, Ewa. The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*, Olsztyn, v. 99, n. 13, p. 5981-5985, 2008.

KURNIAWAN, Tonni Augostiono et al. Biological processes for treatment of landfill leachate. *Journal of Environmental Monitoring*, v. 12, p. 2032-2047, 2010.

LANGE, Lisete Celina; AMARAL, Miriam Cristina Santos do. Geração e Características do Lixiviado. In: GOMES, Luciana Paulo (Org.) *PROSAB – Resíduos Sólidos: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. Rio de Janeiro: ABES, 2009. cap. 2, p. 26-59.

LI, Wei; ZHOU, Qixing; HUA, Tao. Removal of Organic Matter from Landfill Leachate by Advanced Oxidation Processes: A Review. *International Journal of Chemical Engineering*, v. 2010, p. 1-10, 2010.

MARIA, Marina Andrada; LANGE, Liséte Celina. Caracterização físico-química e ecotoxicológica de lixiviado de aterros sanitários de diferentes idades. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26., 2011, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre: FIERGS, 2011. p. 1-7.

METCALF e EDDY INC. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. Ed. 4. New York, EUA. McGraw-Hill Companies. 2003, 1824p.

MORAIS, Josmaria Lopes de. *Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário*. 2005. 229 f. Tese (Doutorado em Química) - Setor de Ciências Exatas. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2005.

MORAVIA, Wagner Guadagnin et al. Estudo de diferentes métodos de partida de sistema de tratamento aeróbio para lixiviados de aterro sanitário estabilizado em escala de bancada. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: EXPOMINAS, 2007. p. 1-8.

MORAVIA, Wagner Guadagnin et al. Caracterização sazonal de lixiviado de aterro sanitário com ênfase em parâmetros coletivos específicos e não específicos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26., 2011, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre: FIERGS, 2011. p. 1-9.

MORGENROTH, E.; MILFERSTEDT, K. Biofilm engineering: linking biofilm development at different length and time scales. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 8, p. 203-208, 2009.

NAIME, Roberto; SANTOS, Karin Luise dos; MICHAELSEN, Jaqueline. Diagnóstico da gestão de resíduos sólidos urbanos no município de Araricá, Rio Grande do Sul. *Engenharia Ambiental*, Espírito Santo do Pinhal, v. 7, n. 4, p. 119-132, 2010.

POSSAMAI, Fernando Pagani et al. Lixões inativos na região carbonífera de Santa Catarina: análise dos riscos à saúde pública e ao meio ambiente. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 12, n. 1, p. 171-179, 2007.

PYLNİK, S. V.; DUECK, I. G. Modeling of Substrate Consumption by a Biofilm on the Surface of a Rotating Partially Submerged Disk. *Theoretical Foundations of Chemical Engineering*, v. 45, n. 1, p. 13-20, 2011.

QASIM, Syed R.; CHIANG, Walter. *Sanitary Landfill Leachate: Generation, Control and Treatment*. Lancaster: Technomic Publishing, 1994. 339 p.

RENOU, S. et al. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.

ROENS Representação Comercial de Equipamentos Industriais LTDA. Proposta de fornecimento/informações anel pall 1,5 “. Curitiba, PR, 2010.

SEGATTO, Evelise. *Tratamento de efluentes de curtume por contactores biológicos rotatórios com opção de pré-tratamento por reator acidogênico*. 2002. 104 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2002.

SL AMBIENTAL. Procedimento PTOSGI 37. 2011.

SOUTO, Gabriel D'Arrigo de Brito; POVINELLI, Jurandyr. Características do Lixiviado de Aterros Sanitários no Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: EXPOMINAS, 2007. p. 1-16.

SPERLING, Marcelo Von. *Lagoas de estabilização*. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2006. 196 p.

SPERLING, Marcelo Von. *Lodos ativados*. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2008. 428 p.

TAWFIK, A. et al. Sewage treatment in a rotating biological contactor (RBC) system. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 175, n. 1-4, p. 275-289, 2006.

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

ZANTA, Viviana Maria et al. Resíduos sólidos, saúde e meio ambiente: impactos associados aos lixiviados de aterro sanitário. In: CASTILHOS JÚNIOR, Armando Borges de; FERNANDES, Fernando; FERREIRA, João Alberto; JUCÁ, José Fernando Thomé; LANGE, Lisete Celina; GOMES, Luciana Paulo; PESSIN, Neide; SANTOS NETO, Pedro Murrieta; ZANTA, Viviana Maria (Orgs.) *Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários*. Rio de Janeiro: ABES, 2006. cap. 1, p. 1-15.

APÊNDICES

Tabela 26 - Resultado do Teste ANOVA para concentração de DBO e DBOd no P1 e saída do CBR, durante a Fase 1.

ANOVA						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	306,25	1	306,25	0,33135	0,623002	18,51282
Dentro dos grupos	1848,5	2	924,25			
Total	2154,75	3				

Tabela 27 - Resultado do Teste ANOVA para eficiência de remoção de DQO e COT na Fase 1, entre P1, P2 e saída do CBR.

ANOVA						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	4,166667	1	4,166667	0,735294	0,439512	7,708647
Dentro dos grupos	22,66667	4	5,666667			
Total	26,83333	5				

Tabela 28 - Resultado do Teste ANOVA para concentração de DBO e DBOd no P1 e saída do CBR, durante a Fase 2.

ANOVA						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	961	1	961	0,206356	0,694177	18,51282
Dentro dos grupos	9314	2	4657			
Total	10275	3				

Tabela 29 - Resultado do Teste ANOVA para eficiência de remoção de DQO e COT na Fase 2, entre P1, P2 e saída do CBR.

ANOVA						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	0,166667	1	0,166667	0,014286	0,910624	7,708647
Dentro dos grupos	46,66667	4	11,66667			
Total	46,83333	5				

Tabela 30 - Resultado do Teste ANOVA para eficiências de remoção de DBO entre as Fases 1 e 2, em todos os pontos de monitoramento.

ANOVA						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	72,25	1	72,25	0,542214	0,538173	18,51282
Dentro dos grupos	266,5	2	133,25			
Total	338,75	3				

Tabela 31 - Resultado do Teste ANOVA para eficiências de remoção de DQO entre as Fases 1 e 2, em todos os pontos de monitoramento.

ANOVA						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	37,5	1	37,5	9,375	0,03759	7,708647
Dentro dos grupos	16	4	4			
Total	53,5	5				

Tabela 32 - Resultado do Teste ANOVA para eficiências de remoção de COT entre as Fases 1 e 2, em todos os pontos de monitoramento.

ANOVA						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	20,16667	1	20,16667	1,5125	0,286146	7,708647
Dentro dos grupos	53,33333	4	13,33333			
Total	73,5	5				

Tabela 33 - Resultado do Teste ANOVA para eficiências de remoção de CI entre as Fases 1 e 2, em todos os pontos de monitoramento.

ANOVA						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	1290,667	1	1290,667	3,814778	0,122514	7,708647
Dentro dos grupos	1353,333	4	338,3333			
Total	2644	5				

Tabela 34 - Resultado do Teste ANOVA para eficiências de remoção de CT entre as Fases 1 e 2, em todos os pontos de monitoramento.

ANOVA						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	384	1	384	3,134694	0,15135	7,708647
Dentro dos grupos	490	4	122,5			
Total	874	5				

Este trabalho foi submetido e aceito para apresentação oral no 27º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – Saneamento, Ambiente e Sociedade: entre a gestão, a política e a tecnologia. Será apresentado entre os dias 15 e 19 de setembro de 2013, em Goiânia/GO. Na sequência segue o trabalho aceito para apresentação.

III-218 - ESTUDO DA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO ATRAVÉS DE CONTACTOR BIOLÓGICO ROTATÓRIO

Vanessa Schweitzer dos Santos⁽¹⁾

Licenciada em Biologia pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos. Mestre em Engenharia Civil/Gerenciamento de Resíduos pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Elisa Kerber Schoenell⁽²⁾

Gestora Ambiental pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos. Mestre em Engenharia Civil/Gerenciamento de Resíduos pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Marina Medtler Seewald⁽³⁾

Gestora Ambiental pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos. Mestre em Engenharia Civil/Gerenciamento de Resíduos pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Luciana Paulo Gomes⁽⁴⁾

Professora Doutora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos

Luis Alcides Schiavo Miranda⁽⁵⁾

Professor Doutor do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos

Endereço⁽¹⁾: Av. Unisinos, 950. Bairro Cristo Rei. São Leopoldo - RS - Brasil. CEP: 93022-000 - Tel: +55 (51) 3592-1122 – R.1699 - e-mail: lugomes@unisinos.br

RESUMO

O lixiviado de aterro sanitário (LAS) é um efluente gerado através da infiltração de águas pluviais nas camadas de cobertura do aterro e da biodegradação da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos aterrados. Caracteriza-se por um alto potencial poluidor e elevadas concentrações de matéria orgânica, portanto sua coleta e tratamento posterior são necessários. Sistemas biológicos podem ser aplicados no seu tratamento, removendo a matéria orgânica através das atividades metabólicas dos micro-organismos envolvidos no processo. Contactores biológicos rotatórios (CBRs) são reatores cilíndricos que possuem em seu interior meios de suporte, onde a biomassa atua fixada, na forma de biofilme, através de rotação mecânica. Esta pesquisa teve como objetivo principal estudar a capacidade de remoção de matéria orgânica de LAS, através da utilização de um CBR. O LAS de São Leopoldo/RS foi tratado por um CBR de três estágios, com teste de dois modos de operação: vazão de 8,5 L/h e tempo de retenção hidráulica (TRH) de 15 h (Fase 1); e vazão de 5,1 L/h e TRH de 24 h (Fase 2). O LAS pesquisado apresentou características de estabilização e baixa biodegradabilidade, além de ampla variação em sua composição ao longo do experimento, principalmente na Fase 1. Esta variação em sua composição pode ter afetado as eficiências de remoção de matéria orgânica na primeira fase de operação, que foram de 50% de DBO, 11% de DQO e 13% de COT. Na Fase 2 os valores afluentes se mantiveram mais semelhantes, e as taxas de remoção de matéria orgânica foram mais constantes, além de que os valores médios de eficiência de remoção foram maiores do que os verificados na Fase 1. As eficiências de remoção na Fase 2 foram de 66% de DBO, 15% de DQO e 18% de COT. Um TRH maior e uma vazão menor resultaram em um aumento das eficiências de remoção de matéria orgânica. Isto deve estar associado ao maior tempo de contato entre a biomassa e o substrato disponível no LAS.

PALAVRAS-CHAVE: Contactor Rotatório, Tratamento Biológico, Lixiviado de Aterro; Matéria Orgânica, Biofilme Fixo.

INTRODUÇÃO

Uma opção adequada para destinação final dos RSU são os aterros sanitários, os quais são projetados utilizando critérios técnicos que visam minimizar os impactos ambientais decorrentes da sua operação. A operação dos aterros sanitários gera um efluente proveniente da percolação de água da chuva e da biodegradação da fração orgânica dos RSU dispostos, denominado lixiviado de aterro sanitário (LAS).

Além das águas pluviais, Abbas et al. (2009) citam outros fatores que contribuem para a geração do LAS, entre eles, a água contida nos RSU, os processos bioquímicos que ocorrem dentro das células do aterro e o grau de compactação das mesmas. Suas características físicas, químicas e microbiológicas, conforme Lange e Amaral (2009) são atribuídas às características dos resíduos aterrados e sua decomposição microbiológica. Moravia et al. (2007) atribuem as características do LAS gerado à idade do aterro sanitário.

O LAS possui elevadas concentrações de matéria orgânica e outros compostos poluentes. Caso não seja devidamente coletado e tratado, o lixiviado pode atingir os lençóis freáticos e águas superficiais, contaminando-as e comprometendo a vida aquática e seu uso para consumo humano. A presença de elevada concentração de nutrientes e matéria orgânica pode ocasionar a eutrofização de corpos hídricos, caso seja disposto sem tratamento.

Ferreira, Bila e Silva (2011) afirmam que o desenvolvimento de processos de tratamento que apresentem baixo custo associado à alta eficiência ainda é um desafio para a minimização dos impactos ambientais causados pelos aterros sanitários. Atualmente existem diversas tecnologias utilizadas no tratamento de LAS, entre elas destacam-se os métodos biológicos de tratamento, que se caracterizam como uma reprodução da degradação biológica que ocorre naturalmente através da biomassa presente nos corpos hídricos.

O contactor biológico rotatório (CBR) é um reator que aerobiamente remove material orgânico e outros compostos dos efluentes, sem depender de aeração forçada ou de agentes químicos. São compostos por uma série de tambores circulares espaçados, montados em um eixo horizontal comum.

No interior destes tambores rotatórios estão presentes meios de suporte que giram lentamente através de rotação mecânica, mantendo cerca de 40% do tambor imerso no efluente em tratamento. Desta maneira ocorre o contato da biomassa com a matéria orgânica presente no efluente e também com a atmosfera, ocorrendo absorção e consumo de oxigênio (O_2), necessário para o metabolismo microbológico. Conforme Coello et al.(2010), o biofilme formado promove a remoção de matéria orgânica presente no efluente, utilizando estes compostos em seu metabolismo.

A simplicidade e facilidade de operação dos reatores, o curto tempo de início de operação, a pequena área requerida e o baixo consumo de energia e custo de operação e manutenção, estão entre os motivos de escolha por esta metodologia de tratamento, além da eficiência obtida com a sua aplicação (CORTEZ et al., 2008).

Ao percorrer cada estágio do CBR, o efluente tem seu grau de tratamento elevado, devido à ação metabólica das diferentes culturas de micro-organismos presentes. O primeiro estágio recebe a maior carga orgânica, permitindo geralmente o desenvolvimento e fixação de organismos heterotróficos. Em estágios seguintes, bactérias nitrificantes podem começar a fixar-se. Quanto ao número de estágios, 2 a 4 são requeridos para melhores taxas de remoção de DQO e 6 ou mais permitem alcançar a nitrificação (METCALF e EDDY, 2003).

Os sistemas biológicos são afetados por condições ambientais como temperatura, pH e quantidade de O_2 disponível para o metabolismo da biomassa. Cortez et al. (2008) citam outros parâmetros que afetam a eficiência dos CBRs: velocidade de rotação, tempo de retenção, tipo de meio suporte, carregamento hidráulico, características do efluente e do biofilme, além do nível de imersão dos tambores no efluente. A Tabela 1 apresenta alguns trabalhos realizados com CBRs, modos de operação dos reatores e resultados obtidos.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica (MO) de lixiviado de aterro sanitário (LAS), através da utilização de contactor biológico rotatório (CBR). Além disto, buscou-se verificar a influência de parâmetros de operação do CBR (tempo de retenção hidráulica e vazão) na remoção de MO de LAS.

Tabela 1: Resumo de Trabalhos Realizados com CBRs.

Referência	Efluente	Rotação	TRH	Estágios	Reator	Entrada	Remoção
Ayoub et al. (2004)	Efluente sintético	12 rpm	0,9 h	3	19,5 L	435 mg/L DBO 610 mg/L DQO DBO/DQO: 0,71	99 % DBO 94 % DQO
						675 mg/L DBO 875 mg/L DQO DBO/DQO: 0,77	98 % DBO 95 % DQO
						846 mg/L DBO 1200 mg/L DQO DBO/DQO: 0,70	97 % DBO 91 % DQO
Tawfik et al. (2006)	Efluente doméstico	5 rpm	5 h	1	45 L	~ 500 mg/L DQO	65 % DQO
				2			67 % DQO
Castillo, Vergara e Moreno (2007)	LAS	6 rpm	24 h	4	20 L	~ 4000 mg/L DQO	52 % DQO
Akhbari et al. (2011)	Efluente sintético	10 rpm	18,3 h	1	5,7 L	980 mg/L DBO 1070 mg/L DQO DBO/DQO: 0,91	62 % DQO

MATERIAIS E MÉTODOS

Esta pesquisa estudou o tratamento do LAS do município de São Leopoldo/RS, através de um sistema piloto, composto por um CBR. O ponto de coleta de LAS foi um tanque equalizador, localizado antes da entrada do lixiviado na Estação de Tratamento de Lixiviado do aterro. A unidade piloto utilizada foi instalada junto ao Anexo II do Laboratório de Saneamento Ambiental, na área da Estação de Tratamento de Esgotos da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (São Leopoldo/RS).

Sistema experimental

O LAS coletado no aterro sanitário foi armazenado em uma área externa, em um tanque de 10.000 L. Posteriormente foi encaminhado para um tanque interno de 1.000 L, que alimentava o reator.

O CBR utilizado foi composto por três estágios operados em série e em modo contínuo. Era alimentado por uma bomba dosadora, em seu primeiro estágio e deste para os demais, por gravidade. As dimensões dos estágios foram: 38 cm (largura) x 28 cm (altura) x 69 cm (comprimento). Como meio de suporte do CBR foi utilizado anel pall de 1,5" de diâmetro, produzido em polipropileno. A área superficial total foi de 16,42 m² e o índice de vazios foi de 93%. Na Tabela 2 são apresentadas características do CBR.

Tabela 2: Dados Operacionais do CBR.

Especificação	Descrição
Volume total	120 L
Volume de cada estágio	40 L
Material dos tambores	Chapa de aço inoxidável perfurada
Submergência	Aproximadamente 40%
Acionamento	Motor com redutor de velocidade
Velocidade de rotação	120 L

Duas formas de operação foram testadas: vazão de 8,5 L/h e TRH de 15 h (Fase 1 – semanas 1 a 8) e vazão de 5,1 L/h e TRH de 24 h (Fase 2 – semanas 9 a 15).

Como inóculo para o início da operação do reator, foi utilizado lodo do sistema de lodos ativados da ETE da Companhia Riograndense de Saneamento de Canoas/RS. Esta unidade de tratamento recebe, além de esgoto sanitário e efluente de fossas sépticas, lixiviado de aterros sanitários. Para cada estágio do CBR, 5 L de lodo foram acrescentados (12,5 % do volume de cada tambor). Após a inoculação, o reator começou a ser alimentado com o LAS. O monitoramento do sistema iniciou 23 dias após a inoculação.

Entre as duas fases de operação, ocorreu uma parada de 29 dias na operação do CBR, devido à falhas mecânicas. Uma nova inoculação, com o mesmo substrato e quantidades anteriores, foi realizada no início da operação na segunda fase. Devido ao curto período disponível para finalização da pesquisa, o CBR foi alimentado com LAS por uma semana, após a qual o monitoramento recomeçou. Durante a manutenção, o LAS que estava dentro dos estágios do CBR no momento da parada ficou retido em tambores distintos, juntamente com o lodo acumulado. Este efluente foi armazenado para preservar a biomassa presente no reator

Caracterização do lixiviado de aterro sanitário

Devido à característica variação dos LAS quanto à sua composição e a sua interferência nas etapas de tratamento biológico, foi feita uma caracterização inicial do LAS, na entrada do CBR, semanalmente. Os parâmetros desta caracterização e a frequência de amostras estão descritos na Tabela 3. A metodologia de análises adotada foi APHA (2005). Todas as análises foram realizadas em triplicata, exceto a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a DBOs, realizadas em duplicata.

Tabela 3: Parâmetros de caracterização do LAS na entrada do CBR.

Parâmetro	Método de análise
pH	Potenciométrico
DBO	Método Manométrico
DBOs	Método Manométrico
DQO	Refluxo fechado, Método Colorimétrico
COT	Método de detecção de CO ₂ , formada pelo detector de infravermelho não dispersivo de radiação focalizada - FR-NDIR

A análise de carbono orgânico total (COT) verifica, além do carbono total (CT), o carbono inorgânico (CI) das amostras. O equipamento utiliza um forno interno com temperatura de 800 °C, utilizando O₂ como gás de transporte e oxidação. Nesta temperatura, a fração total de carbono é oxidada em formas inorgânicas, como carbonatos e de hidrocarbonetos, bem como o CO₂ livre, que são detectados e mensurados como CI. Desta forma, o equipamento registra os valores de carbono total (CT) e carbono inorgânico (CI). A diminuição entre os valores de CI dos valores de CT resulta no valor de COT.

Uma fração das amostras de DBO foi filtrada em membrana filtrante de 0,47 mm, para análise de DBOs (demanda bioquímica de oxigênio solúvel). Este ensaio teve o objetivo de verificar o valor da DBO isenta de partículas de biomassa, que naturalmente são perdidas no processo de renovação do biofilme.

Monitoramento do sistema experimental

Quatro pontos de coleta foram utilizados para monitoramento do sistema experimental. Um deles foi no tanque de alimentação do CBR, onde as amostras para caracterização inicial do LAS era feita. O P1 localizava-se na saída do primeiro estágio do CBR. O P2 localizava-se na saída do segundo estágio. A saída do CBR era o último ponto de coleta.

Os parâmetros de monitoramento são expostos na Tabela 4. Os métodos de análises foram os mesmos citados anteriormente (Tabela 3). Foi verificada também a temperatura ambiente, a cada coleta semanal, visto que a temperatura é um parâmetro que pode influenciar a eficiência de sistemas biológicos.

Tabela 4: Parâmetros de caracterização do LAS na entrada do CBR

Parâmetro	P1	P2	Saída
pH	Semanal	Semanal	Semanal
DBO	Semanal	N.R.	Semanal
DBOs	Semanal	N.R.	Semanal
DQO	Semanal	Semanal	Semanal
COT	Semanal	Semanal	Semanal

N.R.: análise não realizada.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A seguir são apresentados e discutidos os resultados da operação do CBR.

Caracterização do lixiviado de aterro sanitário

A caracterização inicial do LAS foi dividida de acordo com o modo de operação aplicado (Fase 1 e Fase 2). Os resultados médios para a Fase 1 são expostos na Tabela 5:

Tabela 5: Caracterização do LAS Afluente Durante a Fase 1.

	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO/DQO	COT (mg/L)	CI (mg/L)	CT (mg/L)	COT/DQO	pH
Média	434	2484	0,19	992	1100	2091	0,41	8,6

Inicialmente, na primeira semana de análises da Fase 1 foram registrados os menores valores para todos os parâmetros analisados no decorrer do experimento, exceto para pH. Isto pode estar relacionado à ocorrência de um período de chuvas intensas que antecedeu a coleta de LAS no aterro sanitário, levando a sua diluição.

Diversos autores associam a pluviosidade com a geração de LAS (RENOU et al., 2008; LANGE; AMARAL, 2009; LI; ZHOU; HUA, 2010), e conforme Abbas et al. (2009), as águas pluviais atuam infiltrando-se através dos resíduos aterrados, dissolvendo e suspendendo componentes da biodegradação, através de reações físicas e químicas.

Um aumento brusco na concentração de carga orgânica afluente (DBO, DQO, COT, CI e CT) foi observado durante o monitoramento da Fase 1. Este fato pode ter causado um choque de carga orgânica no sistema.

A Tabela 6 disponibiliza os valores afluentes médios durante a Fase 2.

Tabela 6: Caracterização do LAS Afluente Durante a Fase 2.

	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO/DQO	COT (mg/L)	CI (mg/L)	CT (mg/L)	COT/DQO	pH
Média	500	3818	0,13	1250	1294	2543	0,33	8,9

A Fase 2 de operação apresentou maior equidade nas características do LAS afluente. Estas variações observadas foram menos acentuadas do que o ocorrido na Fase 1, onde as diferenças nos parâmetros entre semanas em sequência chegavam ao dobro de valor. Os valores de carga orgânica afluente durante a Fase 2, desta forma, mantiveram-se mais estáveis e devem ter permitido uma atividade metabólica do biofilme mais constante.

Para as duas fases de monitoramento, observa-se uma ampla variação nas características do lixiviado afluente ao longo do período experimental. Esta variação da composição ao longo do tempo é uma característica dos LAS (Castillo, Vergara e Moreno, 2007; Souto e Povinelli, 2007), o que dificulta o tratamento por sistemas biológicos, pois a biomassa biodegradadora precisa ter flexibilidade metabólica para processar em tempo real o líquido que está recebendo.

O LAS pesquisado apresentou características de estabilização, principalmente quanto aos parâmetros de DBO, DQO, pH e relação DBO/DQO. Para esta relação, valores entre 0,4 e 0,8 são identificados como LAS de fácil degradação biológica (MORAVIA et al., 2007; LANGE e AMARAL, 2009). No entanto, os valores afluentes médios observados neste trabalho (0,19 na Fase 1 e 0,13 na Fase 2) foram inferiores, indicando uma baixa biodegradabilidade do lixiviado.

Desta forma, o perfil do LAS estudado já deve ter se tornado recalcitrante, com a maior parte da matéria orgânica consumida pelos micro-organismos dentro das células de aterramento, aumentando as concentrações de substâncias dificilmente biodegradáveis no lixiviado. Parte da matéria orgânica ainda presente pode ser recalcitrante e resistente à biodegradação (RENOU et al., 2008; ABBAS et al., 2009; LI; ZHOU; HUA, 2010).

Aspectos operacionais do sistema experimental

Durante a operação da Fase 1 (semana 1), devido a falhas mecânicas o reator ficou quatro dias sem rotação. O primeiro estágio apresentou paradas ainda na semana 2. Na sequência da apresentação dos resultados será verificado que nas semanas 1 e 2 as eficiências de remoção de matéria orgânica foram muito baixas.

A alteração na operação do sistema (Fases 1 e 2) foi realizada em função da baixa eficiência de remoção de matéria orgânica observada até a primeira fase monitoramento. Outro fator considerado foi a ausência de parâmetros para

projeto deste tipo de sistema, quando objetiva-se o tratamento de LAS. Também o baixo índice de biodegradabilidade observado no LAS estudado foi decisivo para esta alteração.

Nas duas fases avaliadas a temperatura ambiente média foi de 23 °C. Foram verificadas amplas oscilações de temperatura durante o monitoramento da Fase 1. Nas semanas 2 e 5 as temperaturas mais baixas durante este modo de operação foram registradas (19 °C). Kurniawan et al. (2010) afirmam que os CBRs são afetados negativamente por temperaturas baixas, devido a uma diminuição nas taxas metabólicas microbianas. A queda de temperatura em 7 °C da semana 4 para a semana 5, pode ter afetado negativamente o metabolismo e o desenvolvimento da comunidade microbiológica, colaborando para a diminuição nas taxas de remoção de DBO, DQO, COT, CI e CT, conforme destacado na seção a seguir. Durante o segundo modo de operação as oscilações de temperatura foram menores, não superando 4 °C de diferença.

Fase 1 - vazão de 8,5 L/h e TRH de 15 h

Durante a Fase 1, a DBO e a DBOs foram os parâmetros que apresentaram as maiores eficiências de remoção média, 50% e 55%, respectivamente. Mantiveram um comportamento semelhante durante o monitoramento. As eficiências de remoção para estes parâmetros são apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7: Eficiências de Remoção de DBO e DBOs no P1 e na Saída do CBR, na Fase 1

	DBO - P1	DBO - Saída	DBOs - P1	DBOs - Saída
Média	43%	50%	48%	55%

A Tabela 8 disponibiliza as eficiências de remoção de DQO e COT para a Fase 1. Os dois parâmetros seguiram um mesmo padrão de comportamento. Observa-se que os estágios 1 e 2 foram responsáveis pela remoção da maior parte da DQO e do COT. Eficiências de remoção semelhantes, 10% e 11% para DQO e 10% e 13% para COT, foram verificadas nos estágios 2 e 3, respectivamente.

Tabela 8: Eficiências de Remoção de DQO e COT no P1, P2 e na Saída do CBR, na Fase 1

	DQO - P1	DQO - P2	DQO - Saída	COT - P1	COT - P2	COT - Saída
Média	6%	10%	11%	9%	10%	13%

Os valores das remoções de CI e CT estão registrados na Tabela 9. Tanto para CI quanto para CT, as remoções verificadas aumentaram conforme o número de estágios pelo qual o LAS passava. Para CI estes valores foram de 16%, 30% e 45%, nos estágios 1, 2 e 3, respectivamente. Já para o CT, estes valores foram de 13%, 20% e 30%, respectivamente.

Tabela 9: Eficiências de Remoção de CI e CT no P1, P2 e na Saída do CBR, na Fase 1

	CI - P1	CI - P2	CI - Saída	CT - P1	CT - P2	CT - Saída
Média	16%	30%	45%	13%	20%	30%

No acompanhamento do pH, disponível na Tabela 10, percebe-se que houve um aumento neste parâmetro, de 0,2 unidades de pH entre a entrada e a saída do CBR.

Tabela 10: Comportamento do pH na Fase 1

	Entrada	P1	P2	Saída
Média	8,6	8,9	8,9	8,8

O comportamento da relação DBO/DQO na Fase 1 é apresentado na Tabela 11.

Tabela 11: Comportamento da Relação DBO/DQO na Fase 1

	Entrada	P1	Saída
Média	0,19	0,10	0,11

Em uma análise geral das eficiências de remoção dos parâmetros monitorados, é necessário ressaltar que ocorreu uma ampla variação no LAS afluente durante a Fase 1. Saliencia-se, portanto, a dificuldade de adaptação da microbiota, e consequente instabilidade na obtenção de parâmetros equilibrados no efluente final, que levam a uma eficiência constante e alta do sistema.

Nas semanas 4 e 5 os maiores valores de entrada para os parâmetros monitorados foram registrados. Neste momento também ocorreu uma queda na temperatura, de 7°C. O acréscimo observado no LAS a partir deste

momento pode ter representado um choque orgânico ao sistema, afetando o desenvolvimento da biomassa e levando a um decréscimo da eficiência de remoção dos parâmetros citados.

Morais (2005) relata que a ampla variabilidade na composição do LAS é normal principalmente em regiões com climas e pluviometria variáveis. Nestes casos a factibilidade do uso de sistemas biológicos de tratamento deve ser avaliada, em função da possível ocorrência de choques de carga, tanto orgânica quanto hidráulica. Estas observações cabem no entendimento dos resultados observados neste experimento.

Os valores de relação DBO/DQO observados (Tabela 11) corroboram com esta discussão, já que a maior diminuição (de 0,19 para 0,10) foi encontrada já no primeiro estágio do CBR. Desta forma, o afluente dos estágios 2 e 3 possuía uma baixa concentração de material biodegradável.

Fase 2 - vazão de 5,1 L/h e TRH de 24 h

Os parâmetros de DBO e DBOs obtiveram altas eficiências de remoção na Fase 2, com uma média de 66% e 67%, respectivamente. Seu comportamento pode ser verificado na Tabela 12, e foi semelhante para os dois parâmetros.

Tabela 12: Eficiências de Remoção de DBO e DBOs no P1 e na Saída do CBR, na Fase 2

	DBO - P1	DBO - Saída	DBOs - P1	DBOs - Saída
Média	44%	66%	49%	67%

As eficiências de remoção de DQO e COT são apresentadas na Tabela 13. Verifica-se que para DQO, a eficiência de remoção média nos três estágios foi semelhante: 13%, 14% e 15%, respectivamente, nos estágios 1, 2 e 3. Para o parâmetro de COT as eficiências de remoção ao longo dos dois últimos estágios foram semelhantes: 16% e 18%, respectivamente.

Tabela 13: Eficiências de Remoção de DQO e COT no P1, P2 e na Saída do CBR, na Fase 2

	DQO - P1	DQO - P2	DQO - Saída	COT - P1	COT - P2	COT - Saída
Média	13%	14%	15%	9%	16%	18%

Quanto às eficiências de remoção de CI e CT, seus valores estão disponíveis na Tabela 14. Os dois parâmetros seguiram comportamento semelhante na Fase 2. As eficiências de remoção foram aumentadas em cada estágio do CBR: 37%, 62% e 80% para CI e 23%, 39% e 49% para CT (estágios 1, 2 e 3, respectivamente).

Tabela 14: Eficiências de Remoção de CI e CT no P1, P2 e na Saída do CBR, na Fase 2

	CI - P1	CI - P2	CI - Saída	CT - P1	CT - P2	CT - Saída
Média	37%	62%	80%	23%	39%	49%

Durante a Fase 2, foi observada uma diminuição nos valores médios de pH do LAS tratado, de 0,2 unidades de pH (8,9 para 8,7). Estes valores são evidenciados na Tabela 15.

Tabela 15: Comportamento do pH na Fase 2

	Entrada	P1	P2	Saída
Média	8,9	9,1	9,0	8,7

A relação DBO/DQO tem seu comportamento disponibilizado na Tabela 16.

Tabela 16: Comportamento da Relação DBO/DQO na Fase 2

	Entrada	P1	Saída
Média	0,13	0,08	0,05

Quanto às eficiências de remoções médias, para os parâmetros de DQO, COT, CI e CT, na Fase 2 seus valores foram mais constantes no decorrer do monitoramento. Esta equidade provavelmente está relacionada a uma variação menor na carga orgânica afluente ao CBR.

Com menos variação na entrada de substrato no sistema, associada a um TRH maior e vazão de operação menor, o sistema se manteve mais estável para o desenvolvimento microbiológico. Ressalta-se que não ocorreu

nenhuma parada na rotação do CBR na Fase 2. Estes fatores contribuíram para que se alcançassem eficiências de remoção mais constantes.

Ao se observar a Tabela 16 e os valores da relação DBO/DQO na Fase 2, verifica-se que a ela teve uma diminuição de 0,13 na entrada do sistema para 0,08 no primeiro estágio e para 0,05 na saída do CBR. Destaca-se novamente que a fração biodegradável que alimentava os estágios 2 e 3 era pequena, o que provavelmente afetou a eficiência global do sistema.

Comparação entre as Fases 1 e 2

Para as duas fases monitoradas a relação DBO/DQO apresentou um decréscimo médio de 0,08 nas duas fases de monitoramento. Ressalta-se que os valores afluentes deste parâmetro (Tabelas 5 e 6) eram baixos, se comparados aos indicados para tratamento biológico de efluentes. Estes processos de tratamento são indicados para LAS jovens, com relação DBO/DQO alta, acima de 0,5 (KURNIAWAN, 2010; LI; ZHOU; HUA, 2010).

De acordo com Christensen et al (2001), LAS de aterros sanitários estabilizados podem apresentar resultados negativos ou insignificantes quanto a degradação biológica de matéria orgânica, expressa, por exemplo, pela DQO e o COT, semelhantemente ao verificado neste experimento. A dificuldade de biodegradação completa do LAS ocorre principalmente em função da estrutura química complexa de substâncias recalcitrantes. Estes compostos são desprovidos de grupos funcionais reativos, e alguns deles podem ter ação tóxica de seus compostos químicos sobre os micro-organismos, causando inativação do seu metabolismo celular. Além disto, outras interações ocorrem entre os compostos químicos, gerando produtos não acessíveis a biodegradação (MORAIS, 2005).

Quanto às eficiências médias de remoção de DQO nas duas fases de monitoramento (11% e 15%), os valores verificados foram inferiores se comparados aos descritos pela literatura para o tratamento de efluentes por CBRs, como por exemplo, as pesquisas apresentadas na Tabela 1 (AYOUB et al., 2004; TAWFIK et al., 2006; CASTILLO, VERGARA e MORENO, 2007; AKHBARI et al., 2011). Diversos aspectos estão relacionados a esta diferença nas eficiências de remoção de material orgânico.

É importante observar que o efluente tratado em alguns dos estudos averiguados era efluente sintético (Ayoub et al., 2004; Akhbari et al., 2011), possuindo maior equidade quanto sua composição ao longo do tempo. Esta igualdade na composição não foi obtida no presente estudo, em nenhuma das fases testadas, tornando os resultados observados importantes para o estudo de definição de processos de tratamento de LAS por CBRs.

TAWFIK et al., (2006) estudando a remoção de material orgânico em esgoto doméstico, verificaram maiores eficiências de remoção quando comparadas com as obtidas no presente estudo, com LAS, o que do ponto de vista prático tem pouca relevância, pois tratam-se de águas residuárias completamente diferentes.

Também é possível observar que a relação DBO/DQO do presente estudo apresentou valores inferiores aos verificadas na Tabela 1. As médias relatadas na literatura apresentaram valores entre 0,7 e 0,9, enquanto que nesta pesquisa estes valores médios foram de 0,19 e 0,13, nas Fases 1 e 2.

Destaca-se também que os valores de DQO afluentes nos estudos verificados encontravam-se entre 500 mg/L e 1200 mg/L, enquanto que neste trabalho estes valores ficaram na faixa média de 2500 mg/L (Fase 1) e 3800 mg/L (Fase 2). Desta forma, torna-se difícil uma comparação direta entre as eficiências de remoção obtidas.

O trabalho de Castillo, Vergara e Moreno (2007) abordava o tratamento de LAS, com DQO afluente de 4000 mg/L. A eficiência média de remoção obtida foi de 52%, em um TRH de 24 h e velocidade de rotação de 6 rpm, para um CBR com volume de 20 L. Ressalta-se também, que o volume do CBR utilizado neste trabalho (120 L) é superior aos volumes dos reatores relatados na literatura (entre 5,7 e 45 L, conforme Tabela 1).

Quanto às diferentes operações do CBR (Fase 1 e Fase 2), observa-se que para todos os parâmetros monitorados (DBO, DQO, COT, CI e CT), as maiores eficiências de remoção foram obtidas na Fase 2, conforme disposto na Figura 1. As eficiências de remoção na Fase 1 foram: 50% de DBO, 11% de DQO e 13% de COT. Na Fase 2 estas eficiências foram as seguintes: 66% de DBO, 15% de DQO e 18% de COT..

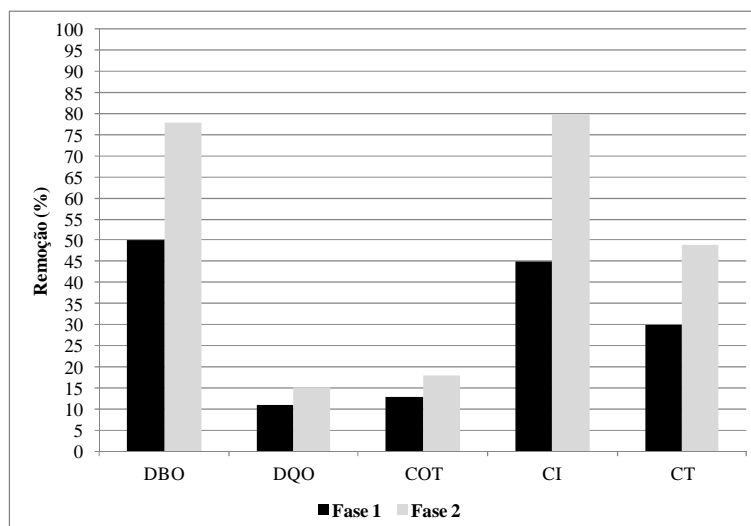


Figura 1 - Comparação de eficiências de remoção entre as Fases 1 e 2 de operação.

A Fase 2 operou com um TRH com 9 horas a mais do que a Fase 1. A vazão de operação foi de 5,1 L/h, inferior aos 8,5 L/h testados na Fase 1. O TRH maior, proporcionando uma vazão menor, possivelmente foi o fator responsável pelo aumento das eficiências de remoção de matéria orgânica. Com maior tempo de contato entre a biomassa e o LAS, uma fração maior dos compostos orgânicos deve ter sido consumida. Ressalta-se novamente que a Fase 2 operou sob valores mais constantes de parâmetros afluentes. Este fator provavelmente garantiu maior estabilidade aos micro-organismos, resultando em valores mais constantes e mais elevados de eficiências de remoção.

CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, foram obtidas as seguintes conclusões:

O LAS tratado neste estudo apresentou uma composição de lixiviados estabilizados, conforme pode ser observado em sua caracterização inicial. Os valores dos parâmetros de pH, DBO, DQO e relação DBO/DQO evidenciaram esta estabilização, assim como sua baixa biodegradabilidade. Apresentou também uma ampla variação em sua composição, principalmente na primeira fase de operação.

Esta variação pode ter afetado as eficiências de remoção de matéria orgânica, principalmente na Fase 1 (oito vazão de 8,5 L/h e TRH de 15 h), pois constituía um choque orgânico a cada nova coleta de LAS no aterro. Paradas na rotação do CBR também contribuíram para as baixas eficiências da Fase 1. Os valores das eficiências médias de remoção na Fase 1 foram de 50% de DBO, 11% de DQO, 13% de COT, 45% de CI e 30% de CT.

Para a Fase 2 (vazão de 5,1 L/h e TRH de 24 h), os valores dos parâmetros DBO, DQO, COT, CI e CT afluentes apresentaram menor variabilidade. Este fator possivelmente contribuiu para taxas de remoção de matéria orgânica constantes, além de valores médios de eficiência de remoção maiores do que os da Fase 2. Nesta etapa as eficiências médias de remoção foram de 66% de DBO, 15% de DQO, 18% de COT, 80% de CI e 49% de CT.

Entre as duas formas de operação observou-se que a Fase 2 apresentou maior eficiência na remoção de DBO, DQO, COT, CI e CT. Ressalta-se que o LAS tratado nesta fase apresentou maior equidade quanto às características afluentes.

As maiores eficiências de remoção observadas podem ser atribuídas ao aumento do TRH adotado na Fase 2, e a menor variabilidade na composição do LAS utilizado nesta etapa do experimento. O TRH elevado aumentou o tempo de contato entre a biomassa e o LAS, possivelmente permitindo um maior consumo da matéria orgânica disponível.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABBAS, A. A. et al. Review on Landfill Leachate Treatments. American Journal of Applied Sciences, v. 6, n. 4, p. 672-684, 2009.
2. 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, v. 168, n.1, p. 269-279, 2011.

3. APHA: AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION (Ed.). Standard methods for examination of water and wastewater. 21. ed. Washington: Apha, 2005.
4. AYOUB, G. et al. Impact of Step-Feed on COD and BOD5 Removal in Rotating Biological Contactors. *Environmental Engineering Science*, v. 21, n. 5, p. 558-568, 2004.
5. CASTILLO, E.; VERGARA, M.; MORENO, Y. Landfill leachate treatment using a rotating biological contactor and an upward-flow anaerobic sludge bed reactor. *Waste Management*, v. 27, p. 720-726, 2007.
6. CHRISTENSEN, Thomas H. et al. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, v. 16, n. 7, p. 659-718, 2001.
7. COELLO, M.D. et al. Use of Microbial Activity Measurements for Monitoring RBC Biofilms. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 169, n. 1-4, p. 451-455, 2010.
8. CORTEZ, S. et al. Rotating biological contactors: a review on main factors affecting performance. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 7, n. 2, p. 155-172, 2008.
9. FERREIRA, J. A.; BILA, D. M.; SILVA, R. G. Caracterização da composição química e avaliação da toxicidade de lixiviados de resíduos sólidos urbanos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26. Anais. Porto Alegre, RS, 2011.
10. KURNIAWAN, T. A. et al. Biological processes for treatment of landfill leachate. *Journal of Environmental Monitoring*, v. 12, p. 2032-2047, 2010.
11. LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Geração e Características do Lixiviado. In: GOMES, Luciana Paulo (Org.) PROSAB – Resíduos Sólidos: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009. cap. 2, p. 26-59.
12. LI, W.; ZHOU, Q.; HUA, T. Removal of Organic Matter from Landfill Leachate by Advanced Oxidation Processes: A Review. *International Journal of Chemical Engineering*, v. 2010, p. 1-10, 2010.
13. METCALF e EDDY INC. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. Ed. 4. New York, EUA. McGraw-Hill Companies. 2003, 1824p.
14. MORAIS, J. L. Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário. 2005. Doutorado em Química - Setor de Ciências Exatas. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2005.
15. MORAVIA, W. G. et al. Estudo de diferentes métodos de partida de sistema de tratamento aeróbio para lixiviados de aterro sanitário estabilizado em escala de bancada. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24. Anais. Belo Horizonte, MG, 2007.
16. RENO, S. et al. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.
17. SOUTO, G. A. B.; POVINELLI, J.. Características do Lixiviado de Aterros Sanitários no Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24. Anais. Belo Horizonte, MG, 2007.
18. TAWFIK, A. et al. Sewage treatment in a rotating biological contactor (RBC) system. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 175, n. 1-4, p. 275-289, 2006.