



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

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO  
UTILIZANDO CONTACTOR BIOLÓGICO ROTATÓRIO  
VISANDO A REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL**

**CARINE HELENA MOLZ**

São Leopoldo, Dezembro de 2013.

M731t

Molz, Carine Helena.

Tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando contactor biológico rotatório visando a remoção de nitrogênio amoniacal / Carine Helena Molz– 2013.

116 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2013.

"Orientador: Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda."

1. Aterro sanitário – Lixiviação. 2. Nitrificação. 3. Contactor biológico rotatório. 4. Fonte externa de carbono. 5. Acúmulo de nitritos. I. Título.

CDU 624

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
(Bibliotecário: Flávio Nunes – CRB 10/1298)

CARINE HELENA MOLZ

**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO  
UTILIZANDO CONTACTOR BIOLÓGICO ROTATÓRIO  
VISANDO A REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL**

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

**Orientador:** Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda

**Banca examinadora:** Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz – UFBA

Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Luciana Paulo Gomes – UNISINOS

São Leopoldo, Dezembro de 2013.



**CARINE HELENA MOLZ**

**“TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO  
UTILIZANDO CONTACTOR BIOLÓGICO ROTATÓRIO  
VISANDO A REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL”**

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

Aprovada em 20 de dezembro de 2013.



Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda  
Orientador - UNISINOS

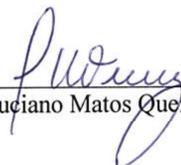


Profa. Dra. Luciana Paulo Gomes  
Coordenadora do PPGEC - UNISINOS

BANCA EXAMINADORA



Profa. Dra. Luciana Paulo Gomes - UNISINOS



Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz - UFBA



## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao apoio incondicional de meus queridos pais Nilza e Carlos que durante toda a minha caminhada na vida sempre estiveram ao meu lado, me apoiando e acreditando no meu potencial.

Agradeço ao companheirismo do meu marido Maicon.

Às minhas sobrinhas Luiza, Laura, Victória e Eduarda pelos seus simples sorrisos e abraços quando eu mais precisava!

Ao meu orientador professor Luis Miranda pela tranquilidade e aos professores Luciana Gomes e LuisMonteggia pelas dicas na qualificação e ao professor Luciano Matos Queiroz.

A minha amiga Ândrea que me ajudou e inspirou a trilhar o caminho do mestrado. Aos meus colegas da CORSAN, Andréia, Francine, Amanda, Luis André, Mateus e ao meu chefe Joelson Pescador meu agradecimento pelo apoio e suporte na parte experimental.

Aos meus colegas de mestrado Arlete, Daniel, Fernanda e Monica pelos muitos momentos que passamos juntos durante os trabalhos de aula.

Aos colegas do laboratório que muito me ajudaram Carol, Neuri, Alisson e Bruna no apoio às análises. À Cláudia que muitas vezes foi minha companheira na jornada noturna do laboratório.

Aos funcionários da Unisinos, principalmente à Simone e Jalir.

E finalmente a força exterior que chamamos de Deus, por não me deixar fraquejar.

Aos órgãos de fomento à pesquisa, CAPES – Pró-Engenharias pelo financiamento da pesquisa.



## FONTES DE FINANCIAMENTO DA PESQUISA

Instituição Financiadora:



CAPES  
Edital Pró-Engenharias

Instituição Executora:



UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS  
SINOS - Unisinos  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia  
Civil - PPGEC



## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>29</b>
1.1	OBJETIVOS .....	31
1.1.1	<i>Objetivo geral</i> .....	31
1.1.2	<i>Objetivos específicos</i> .....	31
1.2	ESTRUTURA DA PESQUISA .....	31
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>33</b>
2.1	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E ATERRO SANITÁRIO .....	33
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>55</b>
3.2	FUNCIONAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL.....	56
3.3	CARACTERIZAÇÃO DO LAS E AMOSTRAGEM .....	59
<b>4</b>	<b>APRESENTAÇÃO, ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS .....</b>	<b>61</b>
4.1	CARACTERIZAÇÃO DO LAS .....	61
4.2	ETAPA 1.....	63
4.3	ETAPA 2.....	76
4.4	ETAPA 3.....	89
4.5	COMPARATIVO ENTRE AS ETAPAS .....	105
<b>5</b>	<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>108</b>
5.1	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	108
5.2	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	108
<b>6</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>110</b>



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Composição em % dos RSU em diferentes países. ....	33
Tabela 2: Destino final dos RSU por unidade de destino (em %). ....	34
Tabela 3: Fontes de Metais no LAS de acordo com os RSU no AS .....	37
Tabela 4: Características mais prováveis do LAS de Aterros Brasileiros. ....	38
Tabela 5: Valores mais prováveis de LAS em relação a idade do AS. ....	39
Tabela 6: Comparativo das vantagens dos processos anaeróbios e aeróbios. ....	42
Tabela 7: Comparativo das limitações dos processos anaeróbios e aeróbios. ....	42
Tabela 8: Tipos de tratamento de acordo com o tipo de crescimento da biomassa. ....	43
Tabela 9: Tipos de tratamentos físicos e/ou químicos. ....	44
Tabela 10: Alguns valores de relação C:N ou DQO:N encontrados na literatura, utilizados como fonte externa de carbono para a desnitrificação. ....	51
Tabela 11: Composição química da glicerina. ....	52
Tabela 12: Especificações e operação do CBR. ....	58
Tabela 13: Especificação do material suporte (anel PALL 1,5"). ....	59
Tabela 14: Metodologia analítica utilizada. ....	60
Tabela 15: Concentração apresentada pela glicerina adicionada no E1 do CBR. ....	95
Tabela 16: Teste Anova comparando os resultados de DQO em todos os estágios. ....	99
Tabela 17: Teste Anova comparando eficiência de remoção de DQO entre as etapas. ....	99
Tabela 18: Relação DBO:DQO apresentada na entrada (LAS+ER) nas Etapas do monitoramento. ....	106



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Tipos de CBR (a) discos e (b) tambores. ....	46
Figura 2: Aterro sanitário de São Leopoldo. ....	55
Figura 3: CBR do sistema operacional utilizado no experimento. ....	57
Figura 4: Material suporte utilizado como recheio no CBR (A) e tambor do CBR (B). ....	58
Figura 5: CBR com seus estágios, decantador, recirculação e adição de glicerina. ....	60
Figura 6: Comportamento da temperatura ambiente durante o monitoramento. ....	63
Figura 7: Médias dos sólidos totais, suspensos, fixos e voláteis durante a Etapa 1. ....	64
Figura 8: Concentrações de alcalinidade total apresentadas pelo LAS e estágios do CBR na Etapa 1. ....	65
Figura 9: Concentrações de alcalinidade parcial apresentadas pelo LAS e estágios do CBR na Etapa 1. ....	66
Figura 10: Comportamento do pH apresentado pelo LAS e estágios do CBR na Etapa 1. ....	67
Figura 11: Comportamento do OD e da temperatura no LAS e estágios do CBR durante a Etapa 1. ....	68
Figura 12: Concentrações de $DBO_5$ durante o monitoramento da Etapa 1. ....	69
Figura 13: Concentrações de COT durante a Etapa 1. ....	70
Figura 14: Concentrações de CI X % remoção na Etapa 1. ....	71
Figura 15: Concentrações de CT durante a Etapa 1. ....	71
Figura 16: Concentrações de DQO durante a Etapa 1. ....	72
Figura 17: Concentrações de $N-NH_3$ X % remoção durante a Etapa 1. ....	73
Figura 18: Concentrações de $N-NO_2$ formados durante a Etapa 1. ....	74
Figura 19: Concentrações de $N-NO_3$ formados durante a Etapa 1. ....	75
Figura 20: Relação da média obtida das concentrações de alcalinidade total com a produção de nitritos e nitratos durante a Etapa 1. ....	76
Figura 21: Médias dos sólidos totais, suspensos, fixos e voláteis durante a Etapa 2. ....	77
Figura 22: Concentrações de alcalinidade total apresentadas pelo LAS e estágios do CBR na Etapa 2. ....	78
Figura 23: Concentrações de alcalinidade parcial apresentadas pelo LAS e estágios do CBR na Etapa 2. ....	79
Figura 24: Comportamento do pH no LAS e estágios do CBR durante a Etapa 2. ....	80
Figura 25: Concentrações do OD e comportamento da temperatura no LAS e estágios do CBR durante a Etapa 2. ....	81
Figura 26: Concentrações de $DBO_5$ X Remoção durante a Etapa 2. ....	82
Figura 27: Concentrações de COT durante a Etapa 2. ....	83
Figura 28: Concentrações de CI X % remoção durante a Etapa 2. ....	83
Figura 29: Concentrações de CT X % remoção durante a Etapa 2. ....	84
Figura 30: Concentrações de DQO durante a Etapa 2. ....	85
Figura 31: Concentrações de $N-NH_3$ X % remoção durante a Etapa 2. ....	86
Figura 32: Concentrações de $N-NO_2$ formados durante a Etapa 2. ....	87
Figura 33: Concentrações de $N-NO_3$ formados durante a Etapa 2. ....	88
Figura 34: Relação da média obtida das concentrações de alcalinidade total com a produção de nitritos e nitratos da Etapa 2. ....	89
Figura 35: Médias dos sólidos totais, suspensos, fixos e voláteis durante a Etapa 3. ....	90
Figura 36: Concentrações de alcalinidade total apresentadas pelo LAS e estágios do CBR durante a Etapa 3. ....	91
Figura 37: Concentrações de alcalinidade parcial apresentadas pelo LAS e estágios do CBR durante a Etapa 3. ....	92
Figura 38: Comportamento do pH no LAS e estágios do CBR na Etapa 3. ....	93



Figura 39: Concentrações de OD e comportamento da temperatura no LAS e estágios do CBR na Etapa3. ....	94
Figura 40: Concentrações de $DBO_5$ X % remoção durante a Etapa 3.....	95
Figura 41: Concentrações de COT durante a Etapa 3. ....	96
Figura 42: Concentrações de CI X % remoção na Etapa 3. ....	97
Figura 43: Concentrações de CT X % remoção durante a Etapa 3. ....	97
Figura 44: Concentrações de DQO durante a Etapa 3.....	98
Figura 45: Comparação DQO X DQO da glicerina adicionada. ....	99
Figura 46: Concentrações $N-NH_3$ X % Remoção durante a Etapa 3.....	100
Figura 47: Concentrações de $N-NO_2$ formados durante a Etapa 3.....	101
Figura 48: Concentrações de $N-NO_3$ formados durante a Etapa 3.....	102
Figura 49: Relação da média obtida das concentrações de alcalinidade total com a produção de nitritos e nitratos da Etapa 2. ....	103
Figura 50: Concentrações de $NO_2$ e $NO_3$ do E1 X DQO da Glicerina adicionada. ....	104
Figura 51: Concentrações de $NO_2$ e $NO_3$ do E3 X DQO da Glicerina adicionada no E1.....	105



## LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Caracterização do LAS nas Etapas do experimento.....	61
Quadro 2: Relação $DBO_5$ , DQO, COT e CT do LAS durante o monitoramento.....	62
Quadro 3: Valores médios de carga aplicada (A/M), carga removida (U), carga volumétrica aplicada (CVA) e a carga volumétrica removida (CVR) durante o monitoramento.....	106
Quadro 4: Concentrações em mol dos $NH_3$ , $N-NO_2$ e $N-NO_3$ determinados durante o monitoramento.....	107



## LISTA DE ABREVIATURASE SÍMBOLOS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

AS – Aterro Sanitário

CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior

CBR – Contactor Rotatório Biológico

CORSAN – Companhia Riograndense de Saneamento

$C_{10}H_{19}O_3N$  – Modelo Celular, Molécula Produção Biológica

C:N – Relação Carbono Nitrogênio

D – Decantador

$DBO_5$ : COT – Relação Demanda Bioquímica de Oxigênio e Carbono Orgânico Total

$DBO_5$ : CT – Relação Demanda Bioquímica de Oxigênio e Carbono Total

$DBO_5$ : DQO – Relação Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio

$DQO_F$  – Demanda Química de Oxigênio da amostra filtrada

$DQO:N$  – Relação Demanda Química de Oxigênio e Nitrogênio

$DQO:COT$  – Relação Demanda Química de Oxigênio e Carbono Orgânico Total

ES – Esgoto Sanitário

ETE – Estação de Tratamento de Efluentes

E1 – Estágio 1

E2 – Estágio 2

E3 – Estágio 3

ER – Estágio de Recirculação

ETLix - Estação de Tratamento de Lixiviado

IBAM – Instituto Brasileiro de Administração Municipal

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

LAS – Lixiviado de Aterro Sanitário



PPGEC – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil

PNSB – Plano Nacional de Saneamento Básico

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

TH – Tempo Hidráulico

TDH – Tempo de Detenção Hidráulico



## RESUMO

MOLZ, C.H. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando contactor biológico rotatório visando a remoção de nitrogênio amoniacal.** São Leopoldo, 2013. 115 folhas. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Unisinos, São Leopoldo. 2013.

A presente pesquisa propõe a utilização de um contactor biológico rotatório (CBR) com 4 estágios, no tratamento de lixiviado de aterro sanitário visando à remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal. Para auxiliar na nitrificação do nitrogênio amoniacal foi utilizado glicerina como fonte externa de carbono. O monitoramento da unidade experimental foi dividido em três etapas: Etapa 1 consistiu no uso de três estágios do CBR, com alimentação de 5,1 L/h, TDH de 24 hs e 12 RPM, Etapa 2 com as mesmas condições hidráulicas e a introdução da recirculação de 1,32 L/h do efluente para um estágio localizado antes do Estágio 1, e Etapa 3 que operou com as mesmas condições da Etapa 2, mais a adição de glicerina na razão 4,2 DQO:N no estágio 1 (entrada). O monitoramento dos seguintes parâmetros ocorreu semanalmente: alcalinidade, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, oxigênio dissolvido, pH, carbono inorgânico, carbono orgânico e carbono orgânico total, nitrogênio amoniacal, nitritos, nitratos, sólidos totais, sólidos suspensos totais, fixos e voláteis e fosfato. Esta abordagem buscou avaliar o desempenho do CBR no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com baixa relação  $DBO_5:DQO$ , visando a nitrificação do nitrogênio amoniacal e redução da matéria orgânica carbonácea. Durante o monitoramento da Etapa 1 foi observado acúmulo de nitritos e baixa produção de nitratos. O consumo de nitrogênio amoniacal foi de  $682 \pm 274$  mg N/L, DQO  $335 \pm 925$  mg  $O_2/L$  e  $DBO_5$   $68 \pm 106$  mg  $O_2/L$ . Na Etapa 2 o consumo de alcalinidade aumentou, porém ainda observou-se acúmulo de nitritos. A produção de nitratos aumentou em relação à Etapa 1, o consumo de nitrogênio amoniacal foi de  $1.182 \pm 367$  mg N/L, DQO  $2.365 \pm 2.273$  mg  $O_2/L$  e  $DBO_5$   $510 \pm 90$  mg  $O_2/L$ . No monitoramento da Etapa 3, a adição de glicerina possibilitou um aumento na produção de nitratos, observando-se aumento significativo de sua concentração. O consumo de nitrogênio amoniacal foi de  $742 \pm 139$  mg N/L, DQO  $1.558 \pm 558$  mg  $O_2/L$  e  $DBO_5$   $421 \pm 162$  mg  $O_2/L$ . No decorrer do monitoramento das Etapas pode-se observar que a glicerina e a recirculação auxiliaram na produção das bactérias oxidadoras de nitritos, porém ainda não o suficiente para a nitrificação completa do nitrogênio amoniacal afluente.

Palavras-chave: lixiviado de aterro sanitário, contactor biológico rotatório, fonte externa de carbono, acúmulo de nitritos, nitrificação.



## ABSTRACT

MOLZ, C.H. **Treatment of landfill leachate using rotating biological contactors aiming removal of ammonia nitrogen.** São Leopoldo, 2013. 119 pages. Dissertation (Master Degree in Civil Engineering) – Postgraduate Civil Engineering Program, Unisinos, São Leopoldo.

This research proposes the use of a rotating biological contactor (CBR) with 4 stages in the treatment of landfill leachate seeking the removal of organic matter and ammonia nitrogen. To help nitrification of ammonium nitrogen was used as external carbon source glycerol. The monitoring of the experimental unit was divided into three steps: Step 1 consisted of three stages with power of 5.1 L/h, TDH 24 hours and 12 RPM, Step 2 with the same hydraulic conditions and the introduction of recirculation of 1.32 L/h the effluent to a stage located before the stage 1, Step 3 and which was operated with the same conditions as Step 2 plus the addition of glycerin in the ratio 4.2 COD:N in the first stage (input). The monitoring of the following parameters occurred weekly: alkalinity, biochemical oxygen demand, total suspended chemical oxygen demand, dissolved oxygen, pH, inorganic carbon, organic carbon and total organic carbon, ammonia, nitrites, nitrates, total solids, solid, fixed and volatile and phosphate. This approach sought to evaluate the performance of RBC for the treatment of landfill leachate with a low BOD:COD, aiming nitrification of ammonia nitrogen and reduction of residual carbonaceous organic matter. During monitoring of Step 1 accumulation of nitrite and low nitrate production was observed, the consumption of ammonia nitrogen was  $682 \pm 274$  mg N/L, COD  $335 \pm 925$  mg O<sub>2</sub>/L and BOD  $68 \pm 106$  mg O<sub>2</sub>/L. In Step 2 the consumption of alkalinity increased, but still there was accumulation of nitrite, nitrate production increased compared to Step 1, the consumption of ammonia nitrogen was  $1.182 \pm 367$  mg N/L, COD  $2.365 \pm 2.273$  mg O<sub>2</sub>/L and BOD  $90 \pm 510$  mg O<sub>2</sub>/L. Already, in the monitoring of Step 3, the addition of glycerin assisted produce nitrates occurring significant increase in their concentrations, the presence of significant concentrations of nitrites, ammonia nitrogen consumption was  $742 \pm 139$  mg N/L, COD  $1,558 \pm 558$  mg O<sub>2</sub>/L and BOD<sub>5</sub>  $421 \pm 162$  mg O<sub>2</sub>/L. In the course of monitoring steps may be noted that the recirculation glycerin supported in the production of nitrite-oxidizing bacteria, but still not enough for complete nitrification.

Key-words: Landfill Leachate, Rotating biological contactors, External source of carbon, Accumulation of Nitrite, Nitrification.



# 1 INTRODUÇÃO

O aumento na geração de resíduos sólidos urbanos decorrentes do crescimento populacional e do uso intensivo de recursos naturais tem conduzido a um acúmulo de resíduos sólidos urbanos nos aterros sanitários, e conseqüentemente, no aumento da geração de lixiviados de aterros sanitários (LAS). Devido às características físico-químicas do LAS que possui elevado potencial poluidor, este panorama exige a busca de alternativas para seu tratamento.

A principal preocupação ambiental associada a aterros sanitários está relacionada ao controle de suas emissões, em particular, o lançamento de LAS no meio ambiente (LUZIA, et al., 2005). Dessa forma, faz-se cada vez mais necessário, a busca de tecnologias adequadas e economicamente viáveis cujos processos de tratamento permitam o lançamento de LAS tratado conforme legislação atual.

Para minimizar os gastos com investimentos em implantação e operação desses aterros, vem sendo utilizado o tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em Estações de Tratamento de Efluentes (ETE). Conforme Facchin et al. (2000) são requisitos para tal escolha, a viabilidade de transporte de lixiviado à ETE, a capacidade da estação em assimilar esse tipo de água residuária, a compatibilidade do processo com as características físico-químicas do LAS e a possibilidade de manejo do provável aumento da produção do lodo.

Dessa forma, em busca de novas alternativas para o cumprimento da legislação, propõe-se a utilização de contactor biológico rotatório (CBR) para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Este sistema caracteriza-se, também, por apresentar além de baixo consumo energético, a facilidade operacional, podendo tornar-se uma alternativa viável para o tratamento de LAS com baixa relação  $DBO_5:DQO$  e elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal. Essas características apresentadas pelo LAS dificultam o cumprimento de parâmetros exigidos pela Legislação Ambiental. Esta característica intrínseca torna necessária a utilização de uma fonte externa de carbono, que tem por objetivo, fornecer matéria orgânica extra para melhorar a relação carbono/nitrogênio (C:N) no sistema de tratamento, visando a desnitrificação.

Conforme Bidone (1996), o CBR apresenta um bom desempenho na remoção de demanda química de oxigênio (DQO) e nitrogênio amoniacal ( $N-NH_3$ ) de LAS, em unidades utilizadas em escala real no Reino Unido, tratando lixiviados provenientes de aterros antigos.

Complementando, conforme Renou (2007), o tratamento biológico com biomassa de crescimento aderido, caso do CBR, vem sendo utilizado para remover, predominantemente, a  $DBO_5$  de LAS concentrados. Este tipo de reator tem se mostrado econômico quando relacionado à demanda energética utilizada para seu funcionamento e apresenta-se confiável quanto a obtenção de parâmetros de lançamento. Combinando desta forma, eficiência e baixo custo operacional.

Dessa forma, torna-se necessário ampliar as pesquisas visando estudar o tratamento de lixiviados de aterro sanitário com baixas relações  $DBO_5:DQO$ , principalmente no que se refere a remoção de nutrientes, especificamente as formas nitrogenadas. Nestes casos, para viabilizar a etapa de desnitrificação, é imperativo a utilização de uma fonte externa de carbono. Com o objetivo de suprir esta necessidade propõe-se o uso da glicerina, pois além de esta apresentar características necessárias para a desnitrificação trata-se de um produto que é resíduo da produção de biodiesel.

Este trabalho justifica-se também pela possibilidade de dar um destino adequado a um resíduo produzido em grande quantidade, cuja produção vem aumentando consideravelmente, com o avanço do biodiesel na matriz energética do Brasil. Os estudos sobre a tratabilidade de LAS necessitam de um número maior de pesquisas, as quais poderão auxiliar no desenvolvimento de processos e modos operacionais que permitam a utilização de sistemas de tratamento já existentes.

O presente trabalho apresenta uma proposta de pesquisa sobre o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, com a introdução da glicerina, como fonte externa de carbono na busca de uma melhor efetividade na desnitrificação, utilizando um CBR. É importante ressaltar que, a escolha do tipo de reator deve-se ao caráter construtivo modular que este sistema possui, permitindo que a estrutura do processo possa ser ampliada com o acréscimo de mais estágios (tambores), ao mesmo tempo em que permite a sua remoção, e relocação à medida que o LAS deixar de ser produzido em determinado aterro.

## **1.1 OBJETIVOS**

### **1.1.1 Objetivo geral**

Avaliar o desempenho de contactor biológico rotatório (CBR) no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, visando a remoção de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica carbonácea residual.

### **1.1.2 Objetivos específicos**

Os objetivos específicos são:

- Avaliar o desempenho do CBR, com ênfase na remoção de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica, no tratamento de lixiviado de aterro sanitário;
- Estudar a eficiência do CBR como alternativa para tratamento de LAS com baixa relação DBO<sub>5</sub>:DQO;
- Avaliar a recirculação interna como alternativa operacional, visando melhorar a eficiência na desnitrificação;
- Avaliar a eficiência da adição da glicerina como fonte externa de carbono na desnitrificação do sistema;

## **1.2 ESTRUTURA DA PESQUISA**

A pesquisa está dividida em seis capítulos, onde:

Capítulo 1 - Composto da introdução e a justificativa da escolha do tema, além dos objetivos propostos;

Capítulo 2 - Composto pela revisão bibliográfica, que se apresenta dividido nos seguintes subcapítulos: resíduos sólidos urbanos e aterros sanitários, lixiviados de aterros sanitários, principais tipos de tratamento de lixiviados de aterros sanitários (divididos em biológicos e físicos e/ou químicos), contactores biológicos rotatórios, nitrificação e desnitrificação e a utilização de fonte externa de carbono;

Capítulo 3 – Apresenta os materiais e métodos utilizados para o desenvolvimento da pesquisa: localização do experimento e do local da amostragem, funcionamento do sistema experimental, metodologia para a caracterização do LAS e amostragem do sistema utilizado;

Capítulo 4 – Apresenta a análise e discussão dos resultados, primeiramente será apresentada uma breve caracterização do LAS utilizado durante o monitoramento. A

discussão dos resultados está dividida pelas três etapas que ocorreram durante este experimento mais um subcapítulo que faz um comparativo geral das três etapas;

Capítulo 5 – Finaliza com as conclusões da pesquisa. Neste capítulo há também as considerações finais e sugestões para trabalhos futuros;

Capítulo 6 – Compõe as referências bibliográficas utilizadas durante a pesquisa.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E ATERRO SANITÁRIO

O resíduo sólido urbano (RSU) pode ser definido como material, substância, objeto ou bem descartado que é resultante das atividades humanas, onde sua destinação ocorre nos estados sólidos e semissólidos, bem como a de gases contidos em recipientes ou na forma delíquidos em que, de acordo com suas características, tornem inviável seu lançamento em rede pública de esgotos ou corpos d'água, ou quando exijam para este fim uma solução técnica e economicamente inviável em face da melhor tecnologia disponível. (Lei 12.305/2010).

As características dos RSU variam de acordo com os aspectos econômicos, sociais, geográficos e climáticos de cada região. A Tabela 1 apresenta em porcentagem as diferentes composições mais comuns dos RSU encontradas em alguns países.

**Tabela 1: Composição em % dos RSU em diferentes países.**

<b>Categoria</b>	<b>Brasil</b>	<b>Alemanha</b>	<b>Holanda</b>	<b>EUA</b>
Matéria Orgânica (%)	57,41	51,2	59,4	23,8
Vidro (%)	2,34	11,5	3,8	5,3
Metal (%)	2,07	3,9	0,8	8,0
Plástico (%)	16,49	6,1	4,9	11,3
Papel (%)	13,16	19,9	11,2	35,2

Fonte: Cabral, s/a.

Conforme a Tabela 1, conclui-se que os países desenvolvidos possuem um percentual baixo de matéria orgânica e um alto percentual de materiais que podem ser reciclados. Atribui-se esta característica ao maior poder aquisitivo em relação a população dos países em desenvolvimento. Essa característica principal deve-se ao consumo em massa de alimentos industrializados pelos países mais desenvolvidos, elevando a utilização de embalagens plásticas e papel. Esse fato traz à tona a necessidade de que as cidades devem considerar a disposição final dos resíduos como um grande problema a ser equacionado.

Segundo o PNSB de 2000, o Brasil conta com 5.564 municípios, incluindo o Distrito Federal. Destes municípios 63,6% dispõem seus RSU em lixões, 32,3% em aterros controlados e apenas 13,8% em aterros sanitários. No mesmo relatório é informado ainda, que são coletadas diariamente 125.281 toneladas de lixo domiciliar em todos esses municípios. O PNSB avaliou que, apesar da baixa porcentagem de municípios que apresentam aterros controlados e sanitários, garante a ocorrência de um aumento considerável no número de municípios que dispõem seus RSU de forma correta, demonstrando um aumento na conscientização da importância da disposição destes dentro da legislação atual.

A Tabela 2 apresenta a evolução do destino final do RSU no Brasil, nos anos de 1989, 2000 e 2008, mostrando as modificações dos tipos de disposição dos RSU. Observa-se que ocorreu uma modificação ao longo dos anos, demonstrando um aumento dos municípios que adequem-se ao sistema indicado pela legislação vigente, em contrapartida, mais da metade ainda se encontram em situação irregular.

**Tabela 2: Destino final dos RSU por unidade de destino (em %).**

Ano	Vazadouro a céu aberto (%)	Aterro controlado (%)	Aterro sanitário (%)
1989	88,2	9,6	4,1
2000	72,3	22,3	17,3
2008	50,8	22,5	27,7

Fonte: PNSB, 2008.

O crescimento desordenado e acelerado das cidades, assim como a quantidade cada vez maior de resíduos gerados, está impactando o meio ambiente, dificultando a capacidade de autodepuração ambiental. Segundo Renou (2007) vários estudos comparativos realizados para mensurar os custos na disposição dos RSU apresentaram como melhor opção a adoção de aterros sanitários (AS). Os AS apresentam além das vantagens econômicas, a capacidade de minimizar os impactos ambientais e outros inconvenientes, permitindo decompor os RSU em condições controladas, até sua estabilização final. Os AS são os processos mais utilizados devido a simplicidade operacional e relativo baixo custo, porém tem como maior agravante a ocupação de grandes áreas territoriais que não poderão ser reutilizadas, e a geração de uma fase líquida. Essa fase líquida é proveniente da biodegradação da fração orgânica dos RSU aterrados, juntamente com a percolação da água da chuva sobre a célula do aterro, constituindo assim, o lixiviado de aterro sanitário (LAS).

O aterro sanitário pode ser definido como um método controlado de disposição de resíduos sólidos no solo, sem provocar prejuízos ou ameaças à saúde e à segurança, utilizando-se princípios de engenharia, de tal modo, a confinar o resíduo no menor volume possível, cobrindo-o com uma camada de terra ao fim do trabalho de cada dia, ou mais frequentemente, conforme o necessário (ABNT NBR 8419/1984).

Segundo Leite (2006) o aterro sanitário deve ser executado de tal forma que não comprometa a qualidade das águas subsuperficiais ou subterrâneas e do solo, contendo os seguintes elementos: (1) conjunto de células, normalmente recobertas diariamente por uma camada de solo, que tem por objetivo evitar a proliferação de vetores e espalhamento de papéis e poeira pelo vento; (2) sistema de drenagem de gás e de lixiviados; (3) sistema de tratamento dos líquidos percolados; (4) sistema de drenagem de águas superficiais e nascentes

e; (5) liner de fundo, que funciona como uma barreira impermeável constituída de elementos com baixa condutividade hidráulica, etc.

Conforme Oliveira e Pasqual (2004), vários estudos de poluição das águas subterrâneas demonstram que todo lixão provoca algum tipo de poluição nas mesmas, desta forma, é de se presumir que também muitos aterros sanitários, mal construídos, poderão alterar a qualidade dos aquíferos. Um aterro considerado efetivo é aquele que apresenta coleta e disposição correta do LAS, e para isso deve ser devidamente controlado. Para que se cumpra corretamente o controle dos AS deve-se cumprir o que está estabelecido nas Normas NBR 10157/1987 e 15113/2004. Essas normas apresentam a forma correta para a construção, destino e manejo dos resíduos e dos aterros sanitários. O projeto de fechamento do AS, também deve ser contemplado quando se escolhe uma área para AS, pois é necessário após seu fechamento, definir a recuperação paisagística e o controle periódico que deverá ser realizado, pois ainda haverá a geração de LAS e gases.

Os processos de decomposição dos RSU nos aterros sanitários são mediados por reações bioquímicas que podem ser anaeróbias e/ou aeróbias. Quando os RSU são dispostos e cobertos nas células dos aterros, inicia-se o processo de biodegradação que ocorre por meio de processos aeróbios, que podem durar de um dia a várias semanas. Esta duração está diretamente relacionada ao consumo de oxigênio livre contido no interior da célula aterrada, assim que o oxigênio é totalmente consumido, há o início da biodegradação anaeróbia. Essa etapa se divide em: fermentação ácida, onde os organismos anaeróbios decompõem as substâncias orgânicas iniciais como proteínas, óleos e hidratos de carbono em gás carbônico, gás hidrogênio e ácidos graxos voláteis, e a fermentação metanogênica, onde os organismos anaeróbios decompõem os produtos da fermentação ácida e os transformam em gás metano, substâncias húmicas, sendo que estas são responsáveis pela coloração escura do LAS, nitrogênio amoniacal ( $N-NH_3$ ) e água (SEGATO e SILVA, 2000).

Os AS passam por fases distintas conforme as seguintes reações predominantes (FRANCO, 2009):

Na fase I (aerobiose) que tem duração de alguns dias não há reposição de oxigênio após o recobrimento dos resíduos. A maior parte dos LAS produzidos nesta fase resulta da umidade liberada pela compactação dos resíduos ou pela ocorrência das chuvas.

Na fase II (acidogênese) à medida que o oxigênio livre é consumido dos resíduos depositados no aterro, os compostos orgânicos biodegradáveis, sobretudo as

macromoléculas, são degradadas por via anaeróbia. As bactérias acidogênicas predominam nesta fase conduzindo a um acúmulo de ácidos carboxílicos e acidificação do meio.

Na fase III (metanogênese) são produzidas quantidades mensuráveis de biogás, há o predomínio de bactérias metanogênicas, estas convertem os acetatos e/ou hidrogênio acumulados em biogás. As concentrações de demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>) e de demanda química de oxigênio (DQO) começam a diminuir, o pH aumenta na medida em que os ácidos são consumidos. A razão DBO:DQO começa a crescer.

Na Fase IV a produção de biogás atinge seu valor máximo e decresce na medida em que os acetatos são consumidos. O pH atinge valores próximos à neutralidade, porém ainda ligeiramente alcalinos. As concentrações de DQO são baixas e decorrem da presença de ácidos húmicos e fúlvicos. A relação DBO:DQO pode decrescer para valores da ordem de 0,1.

Nas Fases Posteriores ocorre a oxidação do metano, intrusão de ar e formação de gás carbônico (CO<sub>2</sub>), criando uma “atmosfera” de solo. Esta fase é uma hipótese teórica, pois ainda não existem no Brasil aterros que tenham ultrapassado a Fase IV.

Segundo Bidone *et al.* (1997), a prática da disposição de RSU em aterros sanitários é viável economicamente, sendo uma boa solução para os países em desenvolvimento. O aterro sanitário deve ser bem executado e cumprir com a legislação ambiental em vigor. No entanto, traz contra si, o problema da geração do LAS.

## **2.2 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

O LAS é o resultado da percolação proveniente da umidade natural e da água da chuva, que atravessa a massa de resíduos de um aterro sanitário. Muitas vezes esta percolação está acompanhada da extração de materiais dissolvidos ou em suspensão, que apresentam valores elevados de DQO, DBO<sub>5</sub> e formas nitrogenadas.

A geração de LAS está relacionada, principalmente, ao tipo e características dos RSU contidos no aterro e são influenciados pela chuva, temperatura, tipo de infiltração e solo existente no aterro, camada de cobertura utilizada, compactação e permeabilidade (GOMES, 2009). Conforme Renou (2007), muitos fatores influenciam na qualidade dos LAS, como a idade do aterro, precipitação pluvial, variação climática, tipo de resíduo sólido aterrado e composição deste, a qual depende diretamente dos hábitos da população e estrutura da célula do aterro. A Tabela 3 apresenta os principais tipos de RSU e os metais que estes RSU

predominantemente geram dentro das células do AS e acabam carregados pela percolação e constituindo o LAS gerado.

**Tabela 3: Fontes de Metais no LAS de acordo com os RSU no AS**

Tipos de RSU	Metais
Material Orgânico	Chumbo, níquel e zinco
Papel	Chumbo
Material Metálico	Cádmio, chumbo, níquel e zinco
Plásticos	Cádmio e zinco
Vidros	Cromo
Baterias	Cádmio, chumbo, níquel e zinco
Borrachas	Zinco
Tecidos	Cromo

Fonte: adaptada de OLIVEIRA e PASQUAL (2004)

Os LAS podem ser caracterizados, de acordo com a idade do aterro, por parâmetros como DQO, DBO<sub>5</sub>, razão DBO<sub>5</sub>:DQO, pH, sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>3</sub>), alcalinidade, metais pesados, entre outros. O pH normalmente encontra-se na faixa de 5,8 a 8,5, e está relacionado com a atividade biológica que ocorre dentro da célula, o N-NH<sub>3</sub> é encontrado na faixa de 0,2 a 13000 mg/L e a relação DBO<sub>5</sub>:DQO pode variar entre 0,7 e 0,04. Esta relação decai rapidamente com o envelhecimento do aterro em função principalmente da geração de moléculas orgânicas recalcitrantes geradas na degradação dos RSU. Desta forma, LAS provenientes de aterros antigos apresentam baixa relação DBO<sub>5</sub>:DQO e alta concentração de N-NH<sub>3</sub>. Em contrapartida, LAS jovens apresentam grande quantidade de matéria orgânica biodegradável, com uma relação DBO<sub>5</sub>:DQO mais próxima de um, que são caracterizados pela rápida fermentação anaeróbia dos substratos orgânicos gerando ácidos graxos voláteis (RENOU, 2007).

Segundo Lema *et al.* (1998), a ocorrência de variações na composição do LAS dentro da célula do AS pode ser devido às diferentes condições ambientais que ocorrem durante as amostragens de um monitoramento, como, por exemplo: a diluição do LAS pela chuva ou água subterrânea, reação com o solo ou pela degradação parcial dos componentes orgânicos e devido à exposição ao ar. Nos aterros sanitários ocorrem diferentes processos biológicos, físicos e químicos que afetam diretamente a composição dos LAS (GOMES *et al.*, 2009). A Tabela 4 apresenta um estudo realizado por Souto e Povinelli (2007), mostrando um levantamento de determinados parâmetros, de uma caracterização dos LAS no Brasil. Nesta pesquisa foram reunidos dados disponíveis na literatura de vinte e cinco aterros, localizados em nove estados brasileiros.

**Tabela 4: Características mais prováveis do LAS de Aterros Brasileiros.**

<b>Parâmetro</b>	<b>Faixa Máxima</b>	<b>Faixa mais Provável</b>	<b>FVMP</b>
pH	5,7 – 8,6	7,2 – 8,6	78%
Alcalinidade Total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	750 – 11400	750 – 7100	69%
Dureza (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	95 – 3100	95 – 2100	81%
Condutividade (µS/cm)	2950 – 25000	2950 – 17660	77%
DBO (mgO <sub>2</sub> /L)	<20 – 30000	<20 – 8600	75%
DQO (mgO <sub>2</sub> /L)	190 – 80000	190 – 22300	83%
Óleos e Graxas (mg/L)	10 – 480	10 – 170	63%
Fenóis (mg C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH /L)	0,9 – 9,9	0,9 – 4,0	58%
Nitrogênio Total (mg N/L)	80 – 3100	Não há	-
Nitrogênio Amoniacal (mg N/L)	0,4 – 3000	0,4 – 1800	72%
Nitrogênio Orgânico (mg N/L)	5 – 1200	400 – 1200	80%
Nitritos (mg N/L)	0 – 50	0 – 15	69%
Nitratos (mg N/L)	0 – 11	0 – 3,5	69%
Fósforo Total (mg N/L)	0,1 – 40	0,1 – 15	63%
Sulfeto (mg S <sup>-2</sup> /L)	0 – 3,5	0 – 10	78%
Sulfato (mg S <sup>-2</sup> /L)	0 – 5400	0 – 1800	77%
Cloretos (mg Cl <sup>-1</sup> /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	62%
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	5 – 530	5 – 200	62%
Ferro (mg Fe/L)	0,01 – 260	0,01 – 65	67%
Manganês (mg Mn/L)	0,04 – 2,6	0,04 – 2,0	79%
Cobre (mg Cu/L)	0,005 – 0,6	0,05 – 0,15	61%
Níquel (mgNi/L)	0,03 – 1,1	0,03 – 0,5	71%
Cromo (mg Cr/L)	0,003 – 0,8	0,003 – 0,5	89%
Cádmio (mgCd/L)	0 – 0,26	0 – 0,065	67%
Chumbo (mgPb/L)	0,01 – 2,8	0,01 – 0,5	64%
Zinco (mg Zn/L)	0,01 – 8,0	0,01 – 1,5	70%

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

Lema *et al.* (1998) realizaram estudo apresentando um levantamento das características dos LAS de acordo com a idade do aterro: jovem, meia idade e velho, e, concluíram que mesmo com as diferenças de resultados dos parâmetros pesquisados, seria possível, baseados nos valores apresentados, relacionar os seguintes fatores:

1. O pH dos LAS apresentaram-se em sua maioria dentro da faixa de 5,5 a 8,0. Este pH elevado é caracterizado pela alta atividade biológica existente no interior da célula do AS;
2. A maior porção dos sólidos suspensos totais é normalmente representada em maior concentração de sólidos suspensos voláteis ao invés de sólidos suspensos fixos (embora este valor seja severamente influenciado pela metodologia de amostragem);
3. A maior porção de nitrogênio total é a de nitrogênio amoniacal;
4. As concentrações de fosfato geralmente apresentaram-se baixas;
5. Presença de elevadas concentrações de Manganês e Zinco.

A Tabela 5 apresenta uma relação de parâmetros físico-químicos onde há a comparação destas concentrações encontradas com a idade dos aterros divididos em aterros novos e antigos. A baixa biodegradabilidade do LAS pode ser diretamente relacionada à idade dos aterros, pois sua biodegradabilidade tende a decair com o aumento da idade dos aterros (Gomes *et.al*, 2009)

**Tabela 5: Valores mais prováveis de LAS em relação a idade do AS.**

Parâmetros	Aterros < 2 anos	Aterros > 10 anos
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg O <sub>2</sub> /L)	2000 – 30000	100 – 200
Carbono Orgânico Total (mg O <sub>2</sub> /L)	1500 – 20000	80 – 160
Demanda Química de Oxigênio (mg O <sub>2</sub> /L)	3000 – 60000	100 – 500
SST (mg/L)	200 – 2000	100 – 400
Nitrogênio Orgânico (mg N/L)	10 – 800	80 – 120
Nitrogênio Amoniacal (mg N/L)	10 – 800	80 – 120
Nitratos (mg N/L)	5 – 40	5 – 10
Fósforo (mg P/L)	4 – 100	5 – 10
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	1000 – 10000	200 – 1000
pH	4,5 – 7,5	6,6 – 7,5
Dureza (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	300 – 10000	200 – 500

Fonte: Tchobanoglou *et. al*, 1993 apud Hamada, 1997.

Conforme Souto (2009), os LAS de aterros jovens apresentam maior facilidade para o tratamento biológico, comprovado pela presença de uma carga orgânica mais elevada e facilmente degradável, já nos lixiviados de aterros velhos o tratamento biológico torna-se mais difícil devido a presença de materiais recalcitrantes.

Nas substâncias degradáveis a estrutura química pode ser quebrada, seja através de mecanismos físicos, químicos e/ou biológicos. Quando há a ocorrência de quebra por mecanismo biológico as substâncias geradas apresentam pequena estrutura molecular, que são

facilmente metabolizáveis na célula bacteriana. Por outro lado, as substâncias recalcitrantes são aqueles compostos que apresentam resistência à ação microbiana, ou seja, são compostos com estruturas moleculares maiores e formulação mais complexa, necessitando sofrer modificações fora da célula para que sejam transformados em matéria biosolúvel. Essa dificuldade de transformação pode ocorrer porque esta substância apresenta uma estrutura química complexa que não possui grupos funcionais reativos, ou porque possui ação tóxica aos microrganismos responsáveis pela degradação e/ou formem complexos ou interações com outros elementos ou substâncias químicas, tornando o tratamento do LAS pouco acessível ao processo enzimático e à metabolização (VON SPERLING, 1996; SOUTO, 2009).

## **2.3 PRINCIPAIS TIPOS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO**

Existem diferentes metodologias para o tratamento de águas residuárias, sejam esgotos domésticos, industriais, lixiviados ou outros. A melhor opção de tratamento a ser escolhida deve levar em conta diversos fatores, tais como: volume gerado, tipos de contaminantes presentes, disponibilidade de recursos para implantação, construção, operação e manutenção, a topografia, hidrologia e climatologia do local, e o atendimento à legislação. Os processos de tratamento, geralmente, requerem técnicas combinadas, principalmente no caso de tratamento dos LAS, pois apresentam uma variabilidade grande de contaminantes e diferentes concentrações. A grande variabilidade apresentada pelos LAS está relacionando às diferentes épocas do ano e do tempo de disposição do aterro, dificultando sua caracterização e tratamento (WISZNIOWSKI et al., 2006).

A seguir serão apresentados, de forma resumida, os tratamentos comumente utilizados para LAS, os quais podem ser divididos em dois grandes grupos: (1) processos biológicos: processos anaeróbios e aeróbios; (2) métodos físicos e/ou químicos: oxidação química, adsorção, precipitação química, coagulação/floculação e “airstripping”.

### **2.3.1 Processos Biológicos**

São processos que ocorrem por meio dos mecanismos biológicos, utilizando processos semelhantes aos processos que naturalmente ocorrem em um corpo d'água após o lançamento de despejos: o que os diferencia é a introdução de recursos tecnológicos, onde os processos de depuração se desenvolvem em condições controladas e taxas mais elevadas (VON SPERLING, 1996).

Os principais organismos envolvidos nos processos biológicos são as bactérias, protozoários, fungos, algas e vermes. As bactérias são as que apresentam a principal função, pois são responsáveis pela biodegradação da matéria orgânica. Este processo ocorre com a formação de aglomerados de biomassa (flocos, biofilmes ou grânulos).

Segundo Metcalf&Eddy (2004), os principais objetivos do tratamento biológico são: (1) transformar os compostos biodegradáveis dissolvidos em produtos finais aceitáveis (seja em detrimento à legislação ou qualquer outro reuso); (2) capturar e incorporar sólidos coloidais suspensos e não sedimentáveis nos flocos ou biofilmes; (3) transformar ou remover nutrientes como nitrogênio e fósforo; e (4) em alguns casos, remover compostos que contenham vestígios de constituintes orgânicos ou compostos específicos.

Ainda segundo Metcalf&Eddy (2004), os principais tratamentos biológicos podem ser classificados com relação à sua função metabólica:

- Processos anaeróbios: onde não há a presença de oxigênio no meio, ou seja, o oxigênio livre é nulo. Nestes processos o sistema não tem contato com o oxigênio atmosférico;

- Processos aeróbios: onde há a presença de oxigênio no meio, ou seja, há oxigênio livre. Neste processo o sistema tem contato com o oxigênio atmosférico, seja por injeção de oxigênio dentro do reator ou aeração mecânica;

- Processos anóxicos: onde o nitrato é convertido biologicamente em nitrogênio gasoso (desnitrificação) em um ambiente com ausência de oxigênio, onde a concentração máxima de oxigênio livre é 2,0mg/L. Normalmente em um sistema de tratamento, o processo anóxico encontra-se após o processo aeróbio;

- Processos facultativos: onde os organismos presentes no meio podem ter função na presença ou ausência de oxigênio molecular;

- Processos combinados: onde há a presença de todos os processos anteriormente citados ou uma combinação destes é utilizado no sistema.

Dentre estes processos ocorrem dois tipos de crescimento e sustentação da biomassa: crescimento disperso, onde a biomassa cresce livre no meio líquido, sem precisar estar aderida as estruturas de sustentação (material suporte) e crescimento aderido onde a biomassa cresce aderida a um meio suporte, formando um biofilme. O material suporte pode estar imerso no meio líquido, ou receber descargas contínuas ou intermitentes de líquido.

Conforme Von Sperling (1996), o meio suporte pode ser um material sólido natural (pedras, areia, solo) ou artificial (plástico) ou constituído pela própria biomassa aglomerada (grânulos). Os processos biológicos mais comumente utilizados nestes sistemas são os anaeróbios e aeróbios, dessa forma, a Tabela 6 apresenta um comparativo entre as vantagens e a Tabela 7 compara as limitações destes dois processos.

**Tabela 6: Comparativo das vantagens dos processos anaeróbios e aeróbios.**

<b>Processos Anaeróbios</b>	<b>Processos Aeróbios</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Baixa produção de sólidos;</li> <li>- Baixo ou nenhum consumo energético;</li> <li>- Utilização de pequenas áreas;</li> <li>- Menor custo na implantação;</li> <li>- Produção de Biogás (metano);</li> <li>- Remoção de 70% da DBO;</li> <li>- Doses baixas de fósforo necessárias para o crescimento das bactérias anaeróbias.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Baixo potencial de inibição e toxidez;</li> <li>- Partida rápida do sistema;</li> <li>- Remoção de patogênicos;</li> <li>- Sem geração de odores;</li> <li>- Eficiência na remoção de matéria orgânica;</li> <li>- Possibilita a remoção de amônia através da nitrificação e desnitrificação;</li> <li>- Utilização simultânea de des-fosfatização;</li> </ul>

Adaptado de: Fleck, 2003 e Wisznioswski, 2006.

**Tabela 7: Comparativo das limitações dos processos anaeróbios e aeróbios.**

<b>Processos Anaeróbios</b>	<b>Processos Aeróbios</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Potencial superior a inibição e toxidez (bactérias metanogênicas);</li> <li>- Partida lenta do sistema;</li> <li>- Baixa remoção de patogênicos;</li> <li>- Geração de odores;</li> <li>- Remoção na eficiente dos nutrientes;</li> <li>- Concentração alta de metais inibe as bactérias;</li> <li>- Toxicidade à amônia;</li> <li>- Susceptível a mudanças bruscas de pH e temperaturas.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Custo de implantação mais elevado;</li> <li>- Alta produção de sólidos;</li> <li>- Necessidade de energia para a introdução de oxigênio no meio;</li> <li>- Elevado custo operacional;</li> <li>- Utilização de áreas variadas;</li> <li>- Custo de implantação elevado;</li> <li>- Perda de energia do sistema na forma de calor;</li> </ul>

Adaptado de: Fleck, 2003 e Wisznioswski, 2006.

A escolha entre o processo anaeróbio e aeróbio depende inicialmente das características do efluente a ser tratado, requerendo uma avaliação em relação aos aspectos legais, do uso da água e tecnologias juntamente com a questão econômica (JORDÃO e PESSOA, 2011). A Tabela 8 apresenta os principais processos de tratamento anaeróbio e aeróbio relacionando-os com o tipo de crescimento de biomassa, que pode ser aderida ou suspensa. O tipo de substrato a ser tratado é um fator importante para a escolha do processo de tratamento a ser escolhido, pois cada processo possui características e eficiências diferentes, ou seja, alguns são mais eficientes para tratar altas concentrações de nitrogênio amoniacal, enquanto, outros não possuem eficiência favorável na remoção de fósforo, entre outros fatores.

**Tabela 8: Tipos de tratamento de acordo com o tipo de crescimento da biomassa.**

<b>Tipos de Processo</b>	<b>Tipos de Tratamento</b>	<b>Características</b>
Processo Aeróbio de Biomassa Aderida	Contactores Biológicos Rotatórios	Série de discos circulares mantidos em um eixo horizontal em rotação, que estão parcialmente imersos em um tanque ou mais tanques.
	Filtros Biológicos	Tanques preenchidos com material suporte (plásticos, pedregulhos, etc.), onde o esgoto é distribuído de forma contínua.
Processos Anaeróbios de Biomassa Aderida	Reator Biomassa Aderida	Tanque com material suporte poroso suspenso (carvão ativado), com movimento contínuo através da aeração.
	Filtro Anaeróbio	Tanques preenchidos com meio suporte (brita 4 ou 5, ou material inerte) onde o afluente percola, entrando em contato com os microrganismos anaeróbios que se encontram aderidos ao meio.
Processo Aeróbio com Crescimento de Biomassa Suspensa	Lagoas Aeradas	Lagos com profundidade de 3-5 metros com insuflamento de ar ou agitação mecânica.
	Lodo Ativado	Reator com a presença de lodo ativado (flocos), onde na presença de oxigênio dissolvido é misturado ao afluente através de agitação e aeração.
Processo Anaeróbio com Crescimento de Biomassa Suspensa	Reatores Sequenciais por Bateladas	Tanque com ou sem misturador que opera com o afluente misturado diretamente com o lodo anaeróbio.
	UASB	Reator onde as bactérias formam flocos ou grânulos, formando um manto de lodo em seu interior.

Adaptado de: Renouet al., 2007, Wiszniowski et al., 2005 e Fleck, 2003.

Nos próximos subcapítulos serão abordados de forma mais aprofundada os contactores biológicos rotatórios (CBR) e adição de fonte externa de carbono.

### 2.3.2 Processos Físicos e/ou Químicos

As técnicas de tratamento físicos e/ou químicos são comumente utilizadas para a remoção de compostos não biodegradáveis, ou seja, aqueles que não são facilmente removidos pelo tratamento biológico. Segundo Metcalf&Eddy (2004), os processos químicos juntamente com algumas operações físicas tem sido largamente utilizados na etapa de tratamento secundário de águas residuárias, inclusive para a remoção de nitrogênio e/ou fósforo, assim como para remoção de metais pesados e compostos orgânicos específicos, como ácidos húmicos e fúlvicos. Atualmente, a maior aplicação destes processos visa à desinfecção, precipitação do fósforo e a coagulação de partículas em suspensão em qualquer fase do processo de tratamento. A Tabela 9 apresenta resumidamente os principais processos físicos e/ou químicos utilizados no tratamento de efluentes.

**Tabela 9: Tipos de tratamentos físicos e/ou químicos.**

Processos de Tratamentos	Aplicações/Características
Flotação	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Redução de colóides, íons, macromoléculas, microrganismos e fibras;</li> <li>- Utilizado como pós-tratamento na remoção de compostos não biodegradáveis;</li> </ul>
Coagulação - Floculação	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Amplamente utilizado no pré-tratamento a fim de remover a matéria orgânica não biodegradável;</li> <li>- Utiliza como coagulantes: sulfato de alumínio, sulfato ferroso, cloreto férrico ou sulfato férrico clorado;</li> <li>- Tem como desvantagens o aumento do volume do lodo e aumento da concentração de alumínio e ferro no efluente;</li> <li>- Custos elevados.</li> </ul>
Precipitação Química	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Usualmente utilizado no pré-tratamento para a remoção de metais e fósforo.</li> </ul>
Adsorção	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ocorre quando o afluente passa por uma coluna preenchida com carvão ativado;</li> <li>- Tem boa eficiência na remoção da DQO;</li> <li>- Necessita de regeneração da coluna e consumo alto de carvão ativado ou outro material adsorvente.</li> </ul>
Oxidação Química	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ozônio ou combinação de ozônio e água oxigenada, irradiação, luz ultravioleta, ultrassom ou metais de transição são utilizados para a oxidação;</li> <li>- Trata poluentes orgânicos recalcitrantes, sendo muito utilizado no pré-tratamento, trazendo economia quando conjugado ao tratamento biológico;</li> <li>- Produção elevada de lodo.</li> </ul>
“Air Stripping”	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Consiste na remoção de amônia por aeração mecânica;</li> <li>- Este método é o mais eficiente para altos valores de pH e a presença de gás contaminante nesta fase pode ser tratado com ácido sulfúrico ou ácido clorídrico;</li> <li>- Necessita de um alto tempo de retenção.</li> </ul>
Processos por Membranas	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Diferenciam-se por três processos básicos: Filtração, osmose direta e osmose reversa;</li> <li>- A osmose reversa é a mais eficaz no tratamento de LAS.</li> </ul>

- Adaptado de: Renouet et al., 2007, Wiszniowski et al., 2005 e Fleck, 2003.

## 2.4 CONTACTORES BIOLÓGICOS ROTATÓRIOS

Os contactores biológicos rotatórios (CBR) começaram a ser largamente utilizados no oeste da Alemanha durante a década de 1960, estendendo-se, posteriormente aos Estados Unidos. No Brasil existem muitas ETEs de pequena capacidade operando com os CBR, conhecidos comercialmente como “bio-disc” (JORDÃO E PESSOA, 2011). O CBR é um biorreator de crescimento aderido, utilizado como alternativa tecnológica em relação ao processo convencional de lodo ativado, sendo muito empregado no tratamento secundário, ou nas formas combinadas de oxidação da matéria carbonácea e nitrificação, ou em estágios separados de nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo (CORTEZ, 2010).

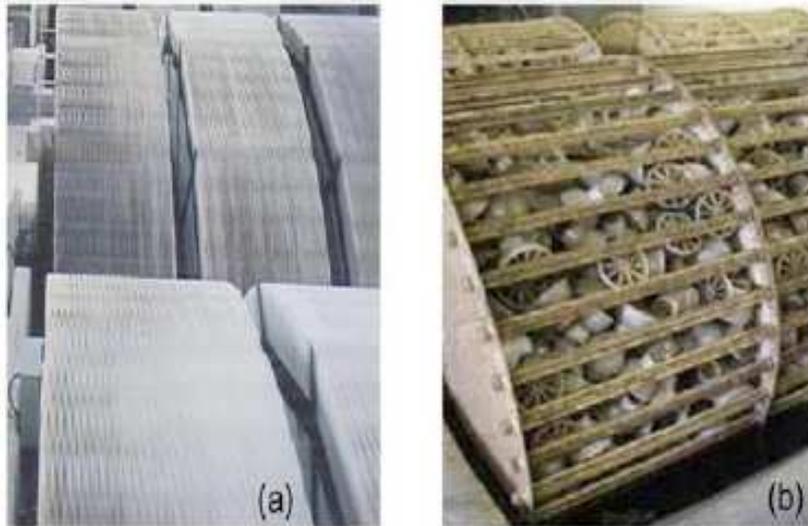
Como principais vantagens pode-se citar: o consumo baixo de energia, sua fácil manutenção, o desenvolvimento de diferentes culturas biológicas em cada estágio, a boa sedimentação da biomassa. Em contrapartida, apresenta desvantagens como alto investimento inicial para a compra do material suporte, dificuldades no controle da biomassa e do tempo de

retenção celular e, conseqüentemente, no controle das espécies de microrganismos no biofilme (SEGATTO, 2002).

Os CBR consistem em uma série de discos circulares, corrugados ou lisos, ou em substituição aos discos convencionais, o uso de tambores preenchidos com material suporte, que podem ser montados em série ou estágios, por onde o líquido a ser tratado passará. Os discos ou tambores são sustentados em um eixo horizontal que gira continuamente, que se encontram, normalmente, imersos parcialmente em um tanque. Podem apresentar de dois a quatro estágios com o objetivo principal de remoção da  $DBO_5$ , e de seis ou mais para a nitrificação. Os poluentes são removidos pelo biofilme que fica aderido no material suporte contido nos discos ou tambores, os quais são submergidos, aproximadamente, 40% do seu diâmetro no afluente e mantidos em rotação contínua.

De acordo com Segatto (2002) a velocidade de rotação dos discos e a profundidade em que estes se encontram em contato com o afluente são desprezíveis em relação à eficiência do tratamento, desde que a concentração de OD no sistema mantenha-se alta devido à baixa velocidade rotacional e a imersão do disco mantida no valor máximo. Quando um ou mais estágios são fechados podem operar como reator anóxico, permitindo a desnitrificação (METCALF & EDDY, 2004 e CORTEZ, 2010).

A rotação dos discos ou tambores alterna o contato da biomassa com a matéria orgânica contida no efluente e com a atmosfera, permitindo a absorção de oxigênio, a rotação além de auxiliar na transferência de oxigênio, também serve de mecanismo para a remoção do excesso de sólidos existentes nos discos ou material suporte através de forças de cisalhamento (SEGATTTO, 2002). A Figura 1 exemplifica visualmente a apresentação de RBC que utilizam discos ou tambores para o crescimento da biomassa.



**Figura 1: Tipos de CBR (a) discos e (b) tambores.**

Conforme Cortez (2010), a velocidade de rotação é um parâmetro que influi principalmente na transferência de oxigênio para o biofilme. Usualmente, o aumento da velocidade de rotação aumenta a concentração de oxigênio dissolvido disponível para os microrganismos e como resultado promove a biodegradação do substrato em grandes proporções, no entanto, o aumento da velocidade de rotação pode baixar a razão de biodegradabilidade do sistema. A formação do biofilme em um CBR está relacionada ao oxigênio dissolvido existente no sistema, ou seja, na medida em que o oxigênio é consumido e penetra no biofilme, vai atingindo camadas que definem as condições anóxicas ou anaeróbias. Assim, em um biofilme pode-se ter uma camada externa com oxigênio e outra interna sem oxigênio (VON SPERLING, 1996).

Segundo Segatto (2002), o biofilme deste tipo de reator auxilia na remoção de substratos que são lentamente degradáveis, provavelmente pela baixa taxa de crescimento dos biofilmes. Outro fator é a relação entre a espessura da camada efetiva e a espessura total do biofilme, pois quanto maior a profundidade alcançada num filme microbiano, maior a camada efetiva, ou seja, mesmo que a taxa de ingestão de substrato encontre-se pequena, maior quantidade de sólidos biológicos irão contribuir para a remoção do substrato, compensando, assim, a natureza deste.

Complementando, Von Sperling (1996) relata que a biomassa aderida no material suporte possui uma densidade diferente daquelas dispersas no líquido do reator, fazendo com que as células fiquem continuamente expostas a novos substratos, aumentando assim sua atividade metabólica. Entretanto, caso a espessura do biofilme esteja elevada, suas camadas internas ficam deficientes de novos substratos, diminuindo sua atividade. Quando há essa

ocorrência, a biomassa pode se soltar do material suporte, aumentando conseqüentemente a concentração dos sólidos no efluente do sistema.

Quanto maior a superfície específica disponibilizada pelo meio suporte ( $m^2/m^3$ ) para a adesão dos organismos, mais efetivo será o tratamento proporcionado pelo sistema. Na prática, essa afirmativa terá validade até um diâmetro crítico mínimo de unidade constituinte de leito, abaixo do qual haverá problemas de colmatação e entupimento do filtro (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994 apud GOMES *et al.*, 2009). Meios suportes de diâmetros pequenos elevam a área total do biofilme, incrementando a demanda de oxigênio e estabilizando os substratos aderidos, entretanto, dificultam a oxigenação. Diâmetros maiores favorecem a aeração, porém diminuem a área total de biofilme, necessitando um balanceamento desse efeito para a otimização do processo (PASTANHA *et al.*, 1973 apud FLECK, 2003). Segatto (2002) cita alguns parâmetros que afetam o desempenho dos biofilmes nitrificantes como: (1) concentração de nutrientes dissolvidos no efluente e no biofilme: DQO, N-NH<sub>3</sub>, N-NO<sub>2</sub>, N-NO<sub>3</sub>; (2) concentração de substâncias particuladas: SST, DQO, bactérias heterotróficas; (3) concentração de alcalinidade e pH; (4) concentração de substâncias tóxicas às bactérias nitrificantes; (5) densidade da biomassa e (6) espessura do biofilme.

De acordo com Cortez (2010), quando o efluente é recirculado do último para o primeiro estágio, a desnitrificação pode ser atingida, pois haverá alta concentração de matéria orgânica e baixa de oxigênio dissolvido, a taxa de recirculação recomendada é de 25% do fluxo de entrada. Quando a taxa de matéria orgânica não é suficiente para que a reação de nitrificação ocorra, a autora indica acrescentar uma fonte de carbono externa. Em estudos realizados com CBR em nível de bancada observou-se eficiência na remoção de nitratos por via anóxica. Diversas modificações podem ocorrer, tanto na recirculação, quanto aeração suplementar ou realimentação buscando, sempre, melhorar o desempenho do CBR.

Young (1991) apud Fleck (2003) reuniu dados operacionais de diversos filtros aeróbios, e, relacionando-os estatisticamente determinou os principais parâmetros que influenciam o desempenho desses sistemas, os quais são: tempo de detenção hidráulica (TDH), concentração do afluente, área superficial do meio suporte, declividade dos sistemas e carga orgânica.

O TDH refere-se ao tempo médio de permanência do líquido no interior do filtro, expresso da seguinte forma:

$$\text{TDH} = V/Q$$

Equação 1

Onde: TDH = tempodetenção hidráulico (TH)

V = volume do filtro ( $L^3$ )

Q = razão média afluyente ao filtro ( $L^3 \cdot TH^{-1}$ )

A determinação do TDH considera a configuração do reator e as concentrações de esgoto. Uma alternativa é o ajuste do tempo de detenção hidráulico (TDH), considerando que o acréscimo da taxa de remoção não é diretamente proporcional ao aumento do tempo da TDH. O volume do filtro é obtido multiplicando-se a vazão média diária pelo TDH arbitrado (GONÇALVES, 2001). Conforme Segatto (2002), o TDH é um dos principais parâmetros do projeto de um CBR.

Em um reator aeróbio como o CBR, o oxigênio é transferido das bolhas de ar para o biofilme, sendo consumido pelas reações biológicas em três etapas principais: (1) transferência do oxigênio das bolhas para os sólidos; (2) transferência do oxigênio para a superfície do biofilme; (3) difusão e reação no interior do biofilme, até atingir valores que definem uma camada externa com oxigênio e outra interna, desprovida de oxigênio (DELLA GIUSTINA, 2009).

## 2.5 NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO E A UTILIZAÇÃO DE FONTE EXTERNA DE CARBONO

A nitrificação tem como organismos envolvidos bactérias estritamente aeróbias, quimiotróficas obrigatórias, que não necessitam de substâncias orgânicas para seu crescimento. As bactérias do gênero *Nitrossomassp.* são citadas como as principais responsáveis pela oxidação do íon amônio, já as *Nitrobacteragilissão* as mais efetivas para oxidar nitrito a nitrato (MORAVIA, 2007). Como apresentado pelas reações que compõem a reação total de nitrificação, a massa de oxigênio necessária para completá-la é de 4,57 g de oxigênio por nitrogênio oxidado (Reação Total), sendo 3,43 g provenientes da oxidação de  $N-NH_4^+$  (Reação 1) e 1,14 g para a oxidação do nitrito (Reação 2), e a quantidade de alcalinidade necessária de 7,14 g de  $CaCO_3$  (Reação 3) (METCALF & EDDY, 2004).



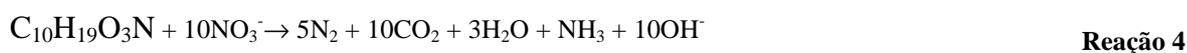
De acordo com Metcalf&Eddy (2004) sistemas como os dos RBC, onde a biomassa tem crescimento aderido e é utilizada para a nitrificação, necessitam, para ocorrer a nitrificação, primeiramente remover a DBO<sub>5</sub> em sua maior parte, para que os organismos nitrificantes possam se desenvolver. Caso o DBO<sub>5</sub> não seja consumida, as bactérias heterotróficas terão um rendimento mais elevado de crescimento e, por consequência sua biomassa preencherá a área superficial do biofilme no lugar das bactérias nitrificantes, muitas vezes aconselha-se que a nitrificação seja realizada num reator anexo, após a remoção da DBO<sub>5</sub>.

Conforme Brown e Koch (2005) não é comum a presença de altas concentrações de nitritos em sistemas de tratamento biológico, porque a taxa de crescimento das *Nitrobacter* é significativamente superior à das *Nitrosomonas*, consequentemente esta última é responsável por controlar a taxa global da nitrificação no sistema. Entretanto, em alguns sistemas pode acontecer que o crescimento da *Nitrobacter* não seja capaz de manter-se superior às das *Nitrosomonas*, ocorrendo, assim um aumento da concentração de nitritos no efluente, esta situação é caracterizada por um aumento na concentração de cloretos (5,1 mg Cl<sup>-</sup> / mg N-NO<sub>2</sub>). O OD também pode ter um efeito significativo sobre o crescimento da biomassa nitrificante, a concentração de OD que pode reduzir esse crescimento varia dependendo diretamente da temperatura, carga orgânica, tempo de retenção sólida e das limitações de difusão do meio. Geralmente concentrações superiores a 2,0 mg/L de oxigênio não são consideradas fator limitante para a nitrificação, no entanto, em reatores com altas concentrações de biomassa, ou sistemas de massa aderida ou cíclicos, concentrações inferiores a 2,0 mg/L de OD podem afetar a nitrificação. A presença de amônia livre ou não ionizada pode inibir o crescimento das *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, principalmente se relacionadas com a temperatura e pH presentes no reator. A presença de um pH de 7,0 e temperatura de 20°C, pode inibir o crescimento das bactérias nitrificantes, principalmente, se juntamente com estas características, o substrato apresentar concentrações de 1000 e 20 mg/L de N-NH<sub>3</sub> e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, respectivamente.

A redução biológica do nitrato para o óxido nítrico, o óxido nitroso, e gás nitrogênio é denominado desnitrificação, sendo uma parte integrante da remoção biológica nitrogenada, que envolve tanto a nitrificação quanto a desnitrificação. Duas formas de remoção de nitrato podem ocorrer nos processos biológicos, estas podem ser chamadas de redução de nitratos por assimilação ou desassimilação. A redução de nitrato por assimilação envolve a redução do nitrato de amônia na síntese celular, ocorrendo quando  $\text{N-NH}_4^+$  não está disponível e independe da concentração de OD. Por outro lado, a redução de nitrato por desassimilação ou desnitrificação biológica está relacionada à geração de energia das células do biofilme, onde o nitrato ou nitrito são utilizados como aceptores de elétrons, esta condição recebe a designação de anóxica, onde há a presença de nitratos e a ausência de OD (VON SPERLING, 1996 e METCALF & EDDY, 2004).

Diferentemente da nitrificação, na desnitrificação ocorre em sua reação (Reações 4 e 5) uma produção de alcalinidade, havendo uma recuperação de 50% da alcalinidade que foi consumida durante a nitrificação (reação total), em outras palavras, cada mg  $\text{N-NO}_3$  que é reduzido a  $\text{N}_2$  produz 3,57 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  (EPA, 1993 apud MOURA, 2011).

De acordo com Metcalf&Eddy (2004) o processo de remoção biológica do nitrogênio, o doador de elétrons é tipicamente uma das três fontes: da DQO presente no afluente, da DQO produzida durante o decaimento endógeno ou de uma fonte exógena, tal como metanol ou acetato. A Reação 4 apresenta a reação de desnitrificação utilizando a matéria orgânica biodegradável existente no substrato de afluente e a reação 5 a fonte doadora de elétrons utilizada para a desnitrificação é o acetato.



Conforme Callado e Foresti (2002) a baixa disponibilidade de elétrons muitas vezes torna-se um fator limitante, devido a pouca presença de material orgânico facilmente degradável, assim quando a relação C:N é baixa utiliza-se uma fonte externa de carbono para incrementar a carga orgânica e equilibrar a relação C:N. Complementado com Cortez *et al.* (2010), uma relação baixa de C:N pode levar a uma desnitrificação incompleta, resultando em altas concentrações de  $\text{N-NO}_3$ , acúmulo de  $\text{N-NO}_2$  ou de óxido nitroso no efluente final, em contrapartida uma relação alta pode “produzir”  $\text{N-NH}_3$ , além de um custo adicional

referente ao consumo da fonte exógena. A Tabela 10 apresenta um estudo realizado por Callado e Foresti (2002) onde estes autores listaram alguns valores de relação DQO:N e C:N encontrados em bibliografias que utilizaram algumas fontes externas de carbono para auxiliar na desnitrificação.

**Tabela 10: Alguns valores de relação C:N ou DQO:N encontrados na literatura, utilizados como fonte externa de carbono para a desnitrificação.**

Autor	Relação	Valor	Fonte Externa de Carbono
Isaacs e Henze, 1994	DQO:N	4,2	Glicose
Isaacs e Henze, 1994	DQO:N	7,0	Acetato
Her e Huang, 1995	C:N	0,9*	Metanol
Her e Huang, 1995	C:N	1,9*	Acetato
Her e Huang, 1995	C:N	2,0*	Glicose
Her e Huang, 1995	C:N	3,0 a 3,6	Ácido Benzóico
Nyberget al., 1996	DQO:N	4,4	Etanol
Nyberget al., 1996	DQO:N	3,9	Metanol
Barlindhaug & Degaard, 1996	DQO <sub>F</sub> :N	6,9	Efluente hidrolisado a 180 °C
Choiet al., 1996	DQO:N	2,2	Efluente de tratamento de resíduo suíno
Choiet al., 1996	DQO:N	9,0	Efluente acidificado
Baeet al., 1997	DQO:N	2,2 e 1,76	Efluente de tratamento de percolado
Pastorelliet al., 1997	DQO:N	5	Acetato
Bandpi e Elliot, 1998	C:N	1,1*	Metanol
Bandpi e Elliot, 1998	C:N	1,25*	Etanol
Bandpi e Elliot, 1998	C:N	1,7*	Acetato
Chie-Cjien Tseng et al., 1998	DQO:N	5,3	EsgotoSanitário

Onde: DQO<sub>F</sub> = DQO filtrada / \*Valores ótimos. Fonte: Callado e Foresti, 2002

A desnitrificação tem demonstrado ser um meio mais econômico e de abordagem mais versátil entre os métodos atualmente utilizados para a remoção de nitratos, as fontes externas de carbono mais utilizadas são metanol, acetato, citrato, etanol e glicose sendo que existem poucos estudos de CBR com zona anóxica (CORTEZ, 2010). Segundo Della Giustina (2009) a principal dificuldade na nitrificação e desnitrificação simultânea em um biofilme, ocorre devido a grande diferença que existe entre as velocidades de crescimento dos microrganismos envolvidos em cada etapa. A remoção biológica do nitrogênio inclui a combinação de processos aeróbios e anóxicos, como a oxidação bacteriana – nitrificação – do nitrogênio amoniacal a nitrato e a redução microbiológica – desnitrificação – de nitrito/nitrato a nitrogênio gasoso.

Conforme Elefsiniotis (2004) na desnitrificação heterotrófica é essencial a presença de um doador de elétrons na redução dos nitratos, esse doador de elétrons pode ser obtido por meio da adição de uma fonte externa de carbono. As utilizações de fontes externas

de carbono como metanol, acetato ou etanol podem dificultar o processo, já que sua aquisição para o tratamento aumentará o custo do processo. Uma alternativa para minimizar estes custos é a utilização da glicerina, já que esta é um subproduto da produção do biodiesel.

No processo de produção do biodiesel são misturados 45,4 kg de matéria-prima com 4,5 kg de metanol e outros componentes. Para cada litro de biodiesel são produzidos 0,12 kg de glicerina. Em 2008, nos Estados Unidos foram produzidos  $2,6 \times 10^6$  m<sup>3</sup> de biodiesel e  $286 \times 10^6$  kg de glicerina. (STOERMER *et al.*, 2009).

Estudos recentes confirmaram que a glicerina é uma fonte de carbono viável para a desnitrificação (STOERMER *et al.*, 2009). O *Departamentof Civil and Environmental Engineering da NortheasternUniversity(Boston)* realizou testes em algumas amostras de glicerina originadas do Biodiesel, nas quais analisou alguns parâmetros para comprovar a sua estabilidade. A Tabela 11 apresenta algumas destas principais características.

**Tabela 11: Composição química da glicerina.**

Parâmetros/ Datas	Fábrica 1	Fábrica 2	Fábrica 3	Fábrica 4	Mínima	Máxima	Mediana	Média	Desvio Padrão
Data Amostra	22/05/08	30/04/08	06/11/08	13/08/08					
DQO (mg/L)	1.050.160	1.026.051	1.063.360	1.023.086	995.974	1.076.791	1.038.100	1.034.676	22.951
Metanol (% massa)	0,02	0,02	0,00	0,09	0,00	0,09	0,02	0,02	0,02
Ácidos Graxos (% massa)	0,31	0,19	0,50	0,09	0,02	0,55	0,16	0,09	0,16
Cloreto de Sódio (% massa)	5,00	3,39	4,29	5,23	0,02	0,55	4,6	4,7	0,42
pH	6,28	6,24	6,17	6,70	5,10	6,90	6,03	5,92	0,48
Alcalinidade (mg/L)	302	172	431	302	65	431	253	272	94
Nitrito (mg/L)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nitrato (mg/L)	0,08	0,00	0,01	0,00	0,00	1,42	0,13	0,00	0,33
N Amoniacal (mg/L)	11,02	0,00	0,00	0,24	0,00	11,02	0,80	0,00	2,55
N Total (mg/L)	10,31	0,00	0,00	0,23	0,00	10,31	0,81	0,12	2,37
Orto-fosfato (mg/L)	10,4	8,1	12,30	0,80	0,00	35,02	13,09	10,44	9,65
Fósforo Total(mg/L)	15,8	14,0	20,4	8,90	6,76	40,56	19,37	16,96	9,13

Onde: N – Nitrogênio. Fonte: Adaptado de STOERMER *et al.* (2009)

Observando a Tabela 11, pode-se concluir que a escolha para o uso da glicerina como fonte externa de carbono para a desnitrificação, é devido às suas características químicas estáveis, apresentando valores pouco variáveis de DQO, concentrações insignificantes de metano e ácidos graxos, baixas concentrações de fósforo e nitrogênio, ausência de substâncias inibidoras e outros contaminantes do processo, e principalmente, por apresentar características físicas conhecidas e estáveis, independentemente do biodiesel produzido. Outro fator importante é a fácil obtenção e disponibilidade deste substrato no mercado atual.

Um acúmulo de nitritos tem sido frequentemente encontrado em processos de desnitrificação biológica, podendo levar à inibição do sistema bacteriano. Uma baixa concentração de fosfato também pode causar acúmulo de nitrito. Uma concentração de 2 a 20

mg/L de fósforo já resulta em uma diminuição dos nitritos, induzindo um melhor desempenho da zona anóxica (CORTEZ, 2010).

De acordo com Zhouet al (2007) o meio ácido e alcalino não são convenientes para a desnitrificação, sendo que o pH tem um papel importante na acumulação de nitrito, a presença de pH alcalino pode gerar acúmulo na geração de nitrito. A desnitrificação baseia-se no mecanismo de desassimilação de bactérias desnitrificantes, que utilizam nitratos como receptores de elétrons no seu processo respiratório na ausência de oxigênio, ou com uma concentração limitada de oxigênio, ou seja, valores inferiores a 2,0 mg O<sub>2</sub>/L são indicados.

Conforme Glass e Silverstein (1998), muitos pesquisadores observaram que concentrações altas de nitritos podem inibir a desnitrificação, além de concorrer com os nitratos como aceptores de elétrons na respiração da biomassa. Os autores relataram em sua pesquisa um acúmulo de nitritos extracelular durante a desnitrificação e em condições de pH 6 - 7 combinadas com concentrações de nitritos de 30 - 250 mg/L, respectivamente, há inibição da desnitrificação, e que está só diminuiu com o aumento do pH a 8,0, ainda testaram adicionar picos de 30 mg/L de N-NO<sub>3</sub> depois de iniciada a no processo.

Pode ocorrer acúmulo de nitritos durante o período de adaptação do meio biológico, principalmente, quando na etapa dedesnitrificação há a redução de 61% na produção de nitritos ou quando motivado por variações de cargas, partida, arraste de biomassa ou outros problemas operacionais e/ou ambientais (IAMAMOTO, 2006 apud OLIVEIRA, 2013). Yooet al (1999) apud Hossaka (2012), elenca alguns fatores que proporcionam o acúmulo de nitritos:

- Amônia livre: concentrações altas de amônia não ionizada inibem as bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, porém a *Nitrobacter* é mais sensível à presença de amônia livre. Para favorecer o acúmulo de nitritos uma concentração de 1 a 10 mg N/L é suficiente, com uma concentração de 150 mg N/L de amônia livre ocorrerá uma inibição total da *Nitrobacter*;

- Temperatura: A atividade da *Nitrobacter* é mais eficiente na temperatura de 10 a 20 °C e na faixa de 25 a 28 °C a taxa de crescimento das *Nitrosomonas* são mais elevadas;

- OD: Limitando a concentração de oxigênio não será proporcionada a reação total de nitrificação, pois para a oxidação da amônia a nitrato é necessário a presença de mais

moléculas de oxigênio do que a oxidação de amônia a nitrito. Considera-se um OD abaixo de 2,0 mg O<sub>2</sub>/L para auxiliar o acúmulo de nitritos;

- pH: Valores básicos de pH dão preferência para a prevalência de nitritos, enquanto que em pH ácidos ocorre o deslocamento da reação no sentido da formação de ácido nitroso. Oliveira (2013), observou que um pH de 6,0 e alcalinidade de 120 mg CaCO<sub>3</sub>/L já contribui para a inibição das bactérias nitrificantes, prevalecendo, assim, o acúmulo de nitritos.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 LOCALIZAÇÃO DO EXPERIMENTO E DO LOCAL DA AMOSTRAGEM

A presente pesquisa estudou a remoção de matéria orgânica carbonácea, nitrificação e desnitrificação do LAS do município de São Leopoldo/RS, através do uso de um sistema piloto composto por RBC. A célula de resíduos que forneceu o LAS foi iniciada em janeiro de 2009 e em outubro de 2011 foi encerrada, tendo aproximadamente 71.000 m<sup>3</sup> (SL AMBIENTAL, 2011 apud KIMURA, 2013). O LAS utilizado na pesquisa foi proveniente do Aterro sanitário da cidade de São Leopoldo/RS. A Figura 2 apresenta uma imagem do aterro e no detalhe, em verde, o ponto onde o LAS foi coletado.



**Figura 2: Aterro sanitário de São Leopoldo.**  
Fonte: SANTOS, 2013.

A principal célula de resíduos que gera o LAS utilizado nesta pesquisa iniciou em janeiro de 2009 e teve seu encerramento em outubro de 2011, apresentando uma área de aproximadamente 71.000 m<sup>3</sup>. Outra célula que contribui neste LAS é proveniente de um antigo aterro controlado, no momento encerrado. Os LAS provenientes destas células são encaminhados para uma estação de tratamento de lixiviados (ETLix), que está localizada nas dependências do AS de São Leopoldo, sendo o sistema composto por lagoas anaeróbias e facultativas, além de um evaporador de LAS (SL AMBIENTAL, 2011). O ponto de coleta de LAS determinado para esta pesquisa foi proveniente de um tanque equalizador, que se localiza antes da entrada do efluente da ETLix, apresentado, no detalhe em verde, na Figura 2.

Esta pesquisa fez parte do Programa de Apoio ao Ensino e a Pesquisa Científica e Tecnológica em Engenharias (CAPES - Pró - Engenharias - PE 0028/2008) tendo como instituições participantes, o Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS através do Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental e o Programa de Pós - Graduação em Engenharia Civil/Unisinos - Gerenciamento de Resíduos.

A unidade piloto utilizada neste estudo encontrava-se instalada junto ao Anexo II do Laboratório de Saneamento Ambiental, localizado na área da ETE da Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

### **3.2 FUNCIONAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL**

O LAS retirado do tanque equalizador do Aterro sanitário de São Leopoldo foi armazenado em um tanque de fibra de vidro de 10.000 L, localizado na área externa do Anexo II do Laboratório de Saneamento Ambiental. Deste tanque o LAS era encaminhado para um tanque de fibra de 1.000 L no interior do Anexo II o qual alimentava o RBC.

O CBR era composto por quatro estágios, sendo que na primeira etapa, foram utilizados três estágios. A operação foi em série e de modo contínuo. A alimentação com LAS foi feita por uma bomba dosadora (Injetronic) no primeiro estágio do CBR, passando por gravidade para os demais estágios. O sistema operou com 3 estágios por 36 dias visando avaliar a remoção de matéria orgânica carbonácea, a nitrificação e desnitrificação. Posteriormente na segunda etapa ocorreu a recirculação do efluente contido no decantador secundário para um estágio anterior ao atual primeiro estágio. Esta alternativa de operação teve como objetivo avaliar uma possível melhora na eficiência da nitrificação, pois os valores apresentados durante o monitoramento da primeira etapa do experimento não foram satisfatórios.

Em uma primeira pesquisa já realizada (KIMURA, 2013 e SANTOS, 2013) foram testados dois tipos de operação: Fase 1 - vazão de 8,5 L/h e TDH de 15 h, e Fase 2 - vazão de 5,1 L/h e TDH de 24 h. Nestes trabalhos as autoras não observaram a reação de nitrificação completa, obtendo um acúmulo de nitritos, motivo que originou a estratégia de pesquisa que ora foi apresentada.

A proposta desta pesquisa buscou a redução na produção de nitritos, desta forma, baseado nas pesquisas anteriores foi proposto uma recirculação do LAS do decantador para um estágio anterior ao atual estágio 1, mantendo-se, assim, a mesma vazão de alimentação e TDH. Nesta pesquisa este estágio foi identificado como Estágio de Recirculação.

Juntamente com a recirculação também foi proposto, para auxiliar a desnitrificação, a adição de glicerina como fonte externa de carbono. A concentração de glicerina injetada foi baseada em uma relação carbono/nitrogênio (C:N) de 4,2 DQO:N (mg/L), esta relação é citada por Isaacs e Henze (1994) apud Callado e Foresti (2002) que utilizaram glicose como fonte externa de carbono.

A Figura 3 mostra o sistema operacional do CBR utilizado nesta pesquisa. O estágio 1 recebeu LAS bruto, onde este passou do estágio 2 para o 3. Após o estágio 3 foi adicionado um tanque que teve por objetivo decantar os sólidos carregados. Na etapa 2, o TDH e vazão de entrada foram mantidos e ocorreu a recirculação do efluente com uma taxa de 25% da vazão de alimentação para o ER.



**Figura 3: CBR do sistema operacional utilizado no experimento.**

A Tabela 12 apresenta as especificações do CBR juntamente com a operação e o monitoramento do experimento. O monitoramento foi dividido em três etapas. Na Etapa 1 três estágios do CBR operaram, como apresentado na Figura 3, nesta etapa a vazão e TDH foram mantidos conforme apresentados na tabela 12, com duração de 36 dias. Na Etapa 2 que iniciou-se no 37º dia e terminou no 110º dia, foram mantidos o TDH e vazão de entrada de LAS, juntamente com a adição de um tambor que recebeu 25,88% de LAS proveniente do D.

Após o período de 110 dias foi implementada a Etapa 3, onde ocorreu a adição da glicerina como fonte externa de carbono, com duração de 45 dias. A adição de glicerina ocorreu no Estágio 1 (E1). Para a escolha do estágio que receberia a entrada da fonte externa de carbono, foram considerados os aspectos que caracterizavam uma zona anóxica. Como todos os estágios apresentaram concentrações de nitritos e nitratos muito semelhantes, o fator

determinante para a escolha do estágio foia concentração de oxigênio dissolvido (OD). Sabe-se que a concentração de OD limitante para caracterizar uma zona anóxica é de no máximo 2,0 mg O<sub>2</sub>/L. Dessa forma, conforme os resultados de OD monitorados durante as Etapa 1 e 2 do experimento, escolheu-se o E1, pois este estágio apresentava concentrações de OD próximas a 2,0 mg O<sub>2</sub>/L.

**Tabela 12: Especificações e operação do CBR.**

Especificação / Operação	Descrição
Volume total	160 L
Volume de cada estágio	40 L
Material dos tambores	Chapa de aço inoxidável perfurada
Recheio	Anel Pall 1,5"
Submergência	Aproximadamente 40%
Acionamento	Motor com redutor de velocidade
Velocidade de rotação	12 rpm
Vazão	5,1 L/h
TDH	24 h
Recirculação	1,2 L/h
Taxa de carbono externa	4,2 DQO:N (mg/L)

A Figura 4A apresenta o material suporte utilizado no experimento, o anel Pall 1,5", tanto em sua forma unitária quanto, na Figura 4B, na sua função de meio suporte no CBR.



**Figura 4: Material suporte utilizado como recheio no CBR (A) e tambor do CBR (B).**

A Tabela 13 apresenta as especificações e características do material suporte utilizado. Conforme Almeida (2007) as características que estão associadas ao material podem

influenciar diretamente no desempenho de filtros biológicos percoladores, assim a configuração do meio suporte e sua rugosidade é importante para a produção do biofilme.

**Tabela 13: Especificação do material suporte (anel PALL 1,5”).**

<b>Especificação</b>	<b>Descrição</b>
Área superficial total	128 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>
Área superficial total no CBR	16,43 m <sup>2</sup>
Índice de vazios	~ 93%
Peso	90 Kg/m <sup>3</sup>

Fonte: Roens (2010) apud Santos (2013).

Para a partida do CBR foi utilizado o lodo proveniente da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE Mato Grande), conforme Kimura(2013) e Santos (2013). Cada estágio do reator recebeu 5 L de lodo que foram acrescentados manualmente, totalizando 12,5 % do volume de cada estágio.

### 3.3 CARACTERIZAÇÃO DO LAS E AMOSTRAGEM

As coletas nos pontos foram realizadas semanalmente, com monitoramento dos seguintes parâmetros para cada ponto de amostragem: Série de sólidos (SST, SSF, SSV, ST, STF e STV), demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>), carbono orgânico total (COT), carbono inorgânico (CI), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>3</sub>), nitratos (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), nitritos (N-NO<sub>2</sub>), fosfato total (P-PO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), oxigênio dissolvido (OD), alcalinidade parcial e total, potencial hidrogeniônico (pH) e temperatura (°C).

Os pontos a serem analisados são:

Ponto 1: LAS (tanque de acúmulo)

Ponto 2: Estágio 1 (E1) – Saída do primeiro tambor;

Ponto 3: Estágio 2 (E2) – Saída do segundo tambor;

Ponto 4: Estágio 3 (E3) ou Decantador (D) – Saída do decantador;

Ponto 5: Estágio de recirculação (ER) – Saída do tambor anterior ao E1

A Figura 5 apresenta o CBR com seus estágios (E1, E2, E3 e ER), decantador (saída do E3 – LAS tratado) e a recirculação (ER). A recirculação ocorreu com o auxílio de uma bomba dosadora Injetronic, que bombeou o efluente contido no decantador secundário (D) para o ER. O D começou a operar na Etapa 2 do monitoramento.



Figura 5: CBR com seus estágios, decantador, recirculação e adição de glicerina.

A tabela 14 apresenta a metodologia analítica que utilizada nas análises dos parâmetros monitorados, as análises foram realizadas conforme o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012), com exceção da alcalinidade que foi baseada no método de potenciometria, sendo a amostra titulada com solução de ácido sulfúrico até pH 5,75 para alcalinidade parcial e para a total, até pH 4,3.

**Tabela 14: Metodologia analítica utilizada.**

Parâmetro	Método a ser utilizado
pH	Potenciometria
T	Termômetro de Mercúrio
OD	Oximétrico/Luminescência
DBO <sub>5</sub>	Manométrico/Respirométrico
DQO	Refluxo fechado/Colorimétrico
Alcalinidade	Potenciométrico/Titulométrico
Série de Sólidos	Gravimétrico
N-NH <sub>3</sub>	Titulométrico
P-PO <sub>4</sub>	Cromatografia Iônica
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Cromatografia Iônica
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cromatografia Iônica
COT e CI	Infravermelho/Detecção CO <sub>2</sub>

## 4 APRESENTAÇÃO, ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DO LAS

Buscando um entendimento do sistema de tratamento e também das características apresentadas pela matriz utilizada, o Quadro 1 apresenta a média, mínima e máxima apresentada pelo LAS durante o monitoramento do experimento. O quadro apresenta-se dividido pelas etapas que ocorreram durante o monitoramento. Observando-se o presente quadro evidencia-se a principal característica do LAS, que é sua alta variabilidade de concentrações, pois seus valores físico-químicos apresentados variam bastante.

Quadro 1: Caracterização do LAS nas Etapas do experimento.

Parâmetros	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 3
	Média	Média	Média
Temperatura do Ar (°C)	26±4,6	19±3,2	17±5,7
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	4.200±458	3.730±532	3.682±509
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	4.560±232	4.498±640	4.173±488
pH	8,71±0,35	8,42±0,12	8,62±0,18
OD (mg O <sub>2</sub> /L)	0,86±1,03	0,45±0,16	2,22±1,72
DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L)	118±113	499±91	401±150
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	2.536±494	2.730±427	1.635±137
CT (mg O <sub>2</sub> /L)	1.809±125	1.762±204	1.227±316
CI (mg O <sub>2</sub> /L)	934±140	930±117	631±144
COT (mg O <sub>2</sub> /L)	874±121	831±93	595±199
ST (mg/L)	6.520±1082	5.838±567	4.026±458
STV (mg/L)	1.584±453	1.474±179	979±181
STF (mg/L)	4.404±307	4.364±421	3.046±313
SST (mg/L)	106±51	125±100	154±102
SSF (mg/L)	20±12	33±28	23±11
SSV (mg/L)	86±42	93±76	131±94
NH <sub>3</sub> (mg N/L)	871±82	1.166±398	713±136
NO <sub>2</sub> (mg N/L)	0±0	1,07±2,26	1,39±2,53
NO <sub>3</sub> (mg N/L)	10±16	5,34±10	6,14±16

O Quadro 2 apresenta as relações DBO<sub>5</sub>:DQO, DBO<sub>5</sub>:COT e COT:DQO. Observando as relações apresentadas conclui-se que o LAS utilizado no sistema experimental apresenta propriedades recalcitrantes, que dificultam o tratamento biológico. Matrizes com baixa relação de DBO<sub>5</sub>:DQO tem material orgânico de difícil depuração, ocasionado baixa eficiência no tratamento de DQO. Avaliando-se estes resultados pressupõe-se que este LAS é velho, comprovando-se também pelo fato de que as células do AS que provêm este LAS já se encontram desativadas.

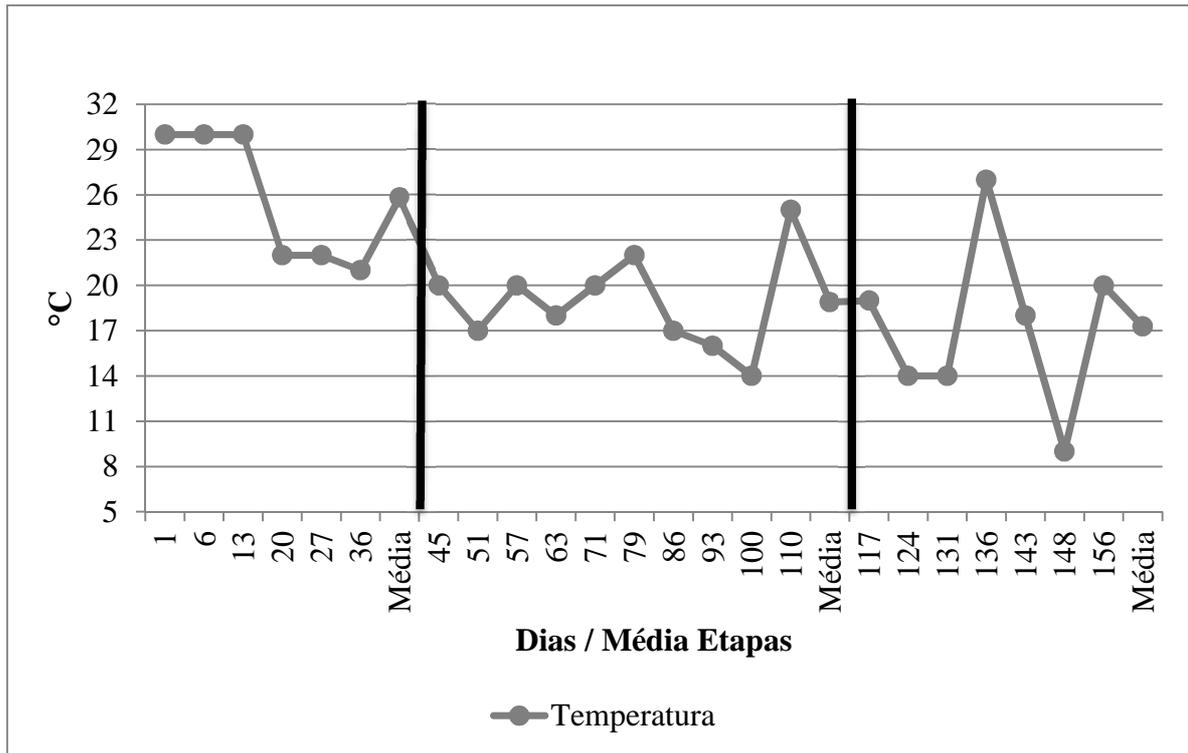
**Quadro 2: Relação DBO<sub>5</sub>, DQO, COT e CT do LAS durante o monitoramento.**

<b>Dias</b>	<b>DBO<sub>5</sub>:DQO</b>	<b>DBO<sub>5</sub>:COT</b>	<b>DBO<sub>5</sub>:CT</b>	<b>COT:DQO</b>
<b>1</b>	0,008	0,022	0,011	0,386
<b>6</b>	ND	ND	ND	0,323
<b>13</b>	0,018	0,056	0,026	0,326
<b>20</b>	0,043	0,150	0,066	0,288
<b>27</b>	0,120	0,318	0,137	0,378
<b>36</b>	0,145	0,361	0,162	0,400
<b>Média Etapa 1</b>	0,067	0,181	0,081	0,350
<b>45</b>	0,166	0,539	0,247	0,309
<b>51</b>	0,210	0,763	0,346	0,276
<b>57</b>	0,140	0,551	0,254	0,255
<b>63</b>	0,164	0,599	0,281	0,274
<b>71</b>	0,195	0,681	0,345	0,287
<b>79</b>	0,173	0,527	0,255	0,330
<b>86</b>	0,220	0,580	0,270	0,380
<b>93</b>	0,277	0,629	0,294	0,441
<b>100</b>	0,170	0,582	0,283	0,292
<b>110</b>	0,141	0,537	0,249	0,263
<b>Média Etapa 2</b>	0,186	0,599	0,283	0,311
<b>117</b>	0,212	0,563	0,268	0,377
<b>124</b>	0,212	0,488	0,222	0,436
<b>131</b>	0,190	0,509	0,243	0,374
<b>136</b>	0,378	0,865	0,411	0,437
<b>143</b>	0,435	0,759	0,447	0,574
<b>148</b>	0,157	0,808	0,334	0,195
<b>156</b>	0,170	0,853	0,390	0,200
<b>Média Etapa 3</b>	0,251	0,692	0,331	0,370

Nota: Não foi possível determinar a DBO<sub>5</sub> no sexto dia, devido a falta de energia na universidade.

A Figura 6 mostra o comportamento da temperatura ambiente durante o período de monitoramento global deste experimento. O gráfico está dividido pelas etapas e no final de cada, apresenta temperatura média de cada etapa. O monitoramento iniciou-se em março e terminou em agosto de 2013.

A Etapa 1 apresentou durante seu monitoramento as temperaturas mais elevadas com uma média de 26°C. Já a Etapa 2 apresentou maior variação de temperatura visto que ela ocorreu nos meses de maio a julho, onde as temperaturas tem maior oscilação, apresentando uma média de 19°C. A Etapa 3 manteve-se com as temperaturas mais baixas, mas constantes, com média de 17°C.



**Figura 6: Comportamento da temperatura ambiente durante o monitoramento.**

O fosfato encontrava-se em concentrações tão baixas que devido às diluições realizadas para leitura em cromatografia iônica não foi possível determiná-lo corretamente. Aconselha-se para trabalhos futuros realizar esta análise por via colorimétrica com leitura em espectrofotômetro de feixe simples. As diluições para determinação dos íons precisavam ser elevadas já que o LAS possui altas concentrações de cloretos e este poderia saturar a coluna iônica, impossibilitando as determinações.

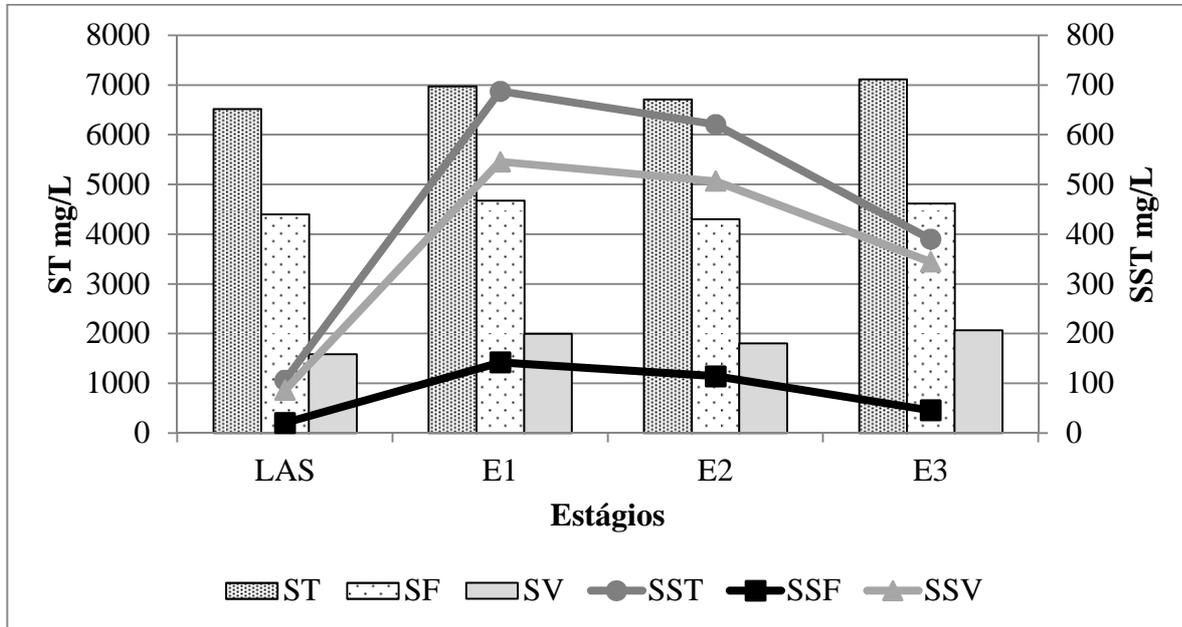
Nos próximos subcapítulos os resultados do LAS serão discutidos juntamente com o monitoramento dos estágios do CBR

## 4.2 ETAPA 1

A Etapa 1 foi monitorada durante 36 dias. O 13º dia teve seus resultados prejudicados porque no dia da coleta o experimento encontrava-se parado. A coleta ocorreu na segunda-feira e durante o final de semana houve parada energética na Unisinos e o CBR precisou ser religado. Optou-se por realizar a coleta no 13º dia, pois o objetivo principal desta pesquisa é que esta se apresente o mais próximo da realidade, e problemas operacionais como esses são comuns de acontecer.

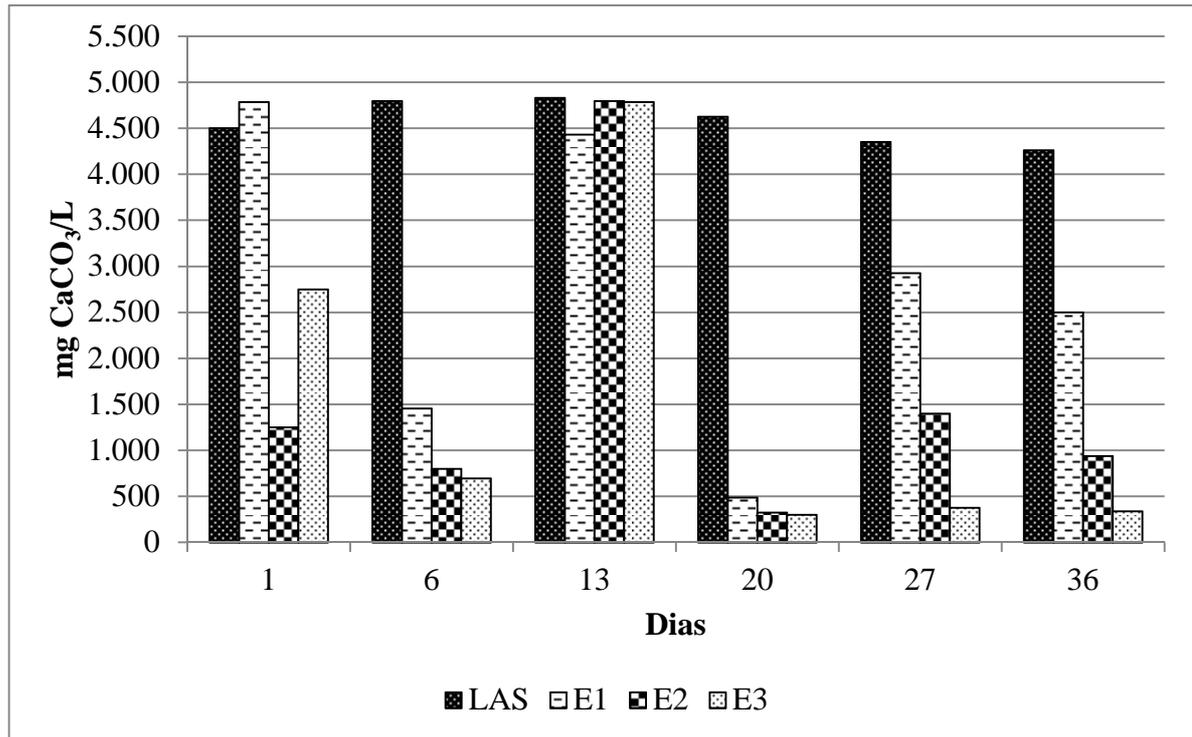
O comportamento dos sólidos é mostrado na Figura 7. Observa-se que nos ST o predomínio é dos SF e nos SST o predomínio é dos SSV, pois conforme Bassin (2008), a

produção de SSV está comumente relacionada à oxidação do  $N-NH_3$  a  $N-NO_2$  e  $N-NO_3$ . A presença de SSV é bem superior a dos SSF, representando a biomassa do sistema, ou seja, o SSV representa a fração orgânica da biomassa (VON SPERLING, 1996).



**Figura 7: Médias dos sólidos totais, suspensos, fixos e voláteis durante a Etapa 1.**

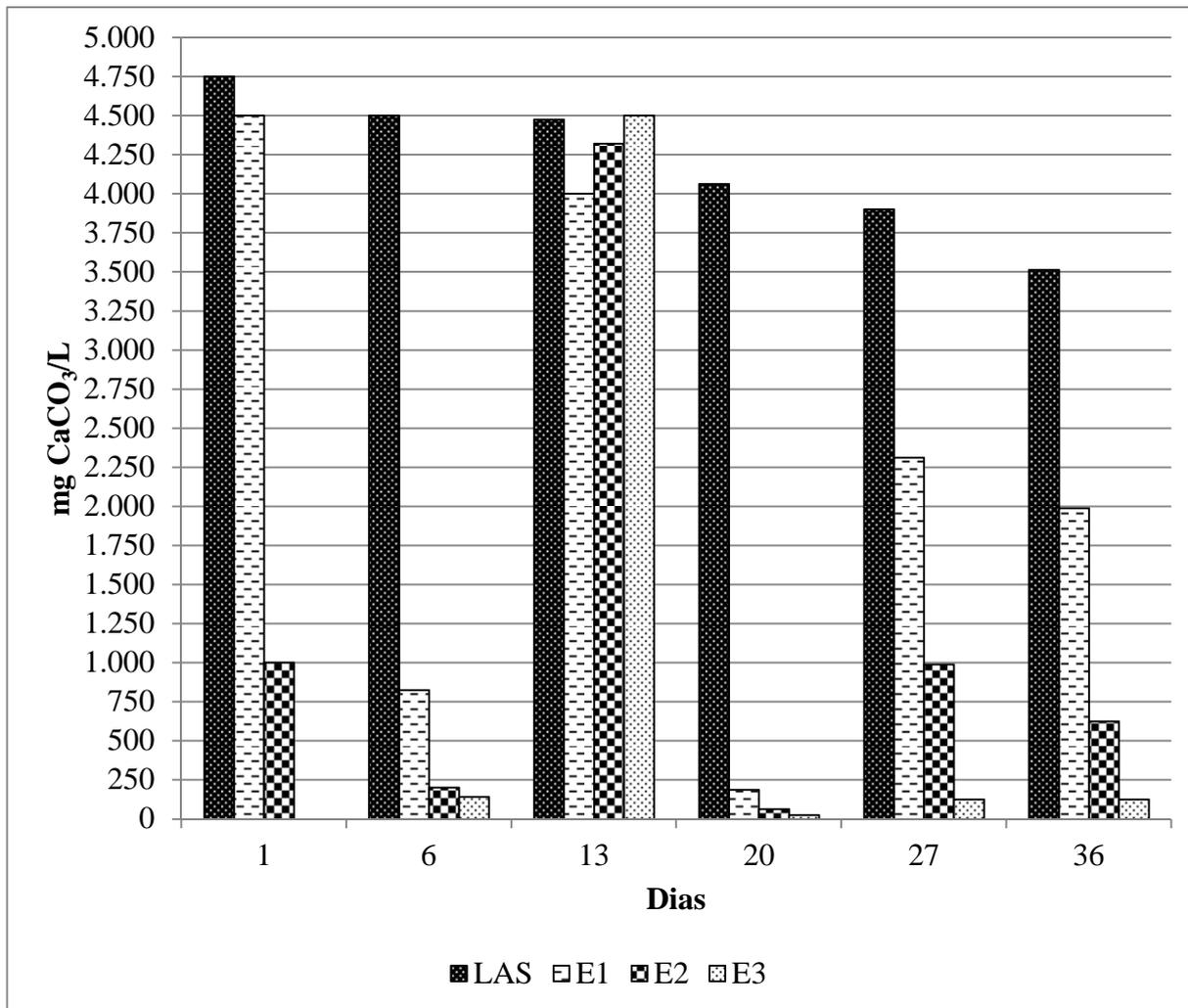
A Figura 8 apresenta as concentrações de alcalinidade total do LAS e dos estágios do CBR durante o monitoramento da Etapa 1. O LAS apresentou alcalinidade total com concentrações superiores a 4.000 mg  $CaCO_3/L$ . O E1 apresentou um consumo de 8 a 70 % da alcalinidade total em relação ao LAS, o consumo no E2 apresentou uma variação de 33 a 74 % em relação ao E1. No E3 o consumo foi de 0 a 73 % em relação ao E2.



**Figura 8: Concentrações de alcalinidade total apresentadas pelo LAS e estágios do CBR na Etapa 1.**

A Figura 9 apresenta as concentrações de alcalinidade parcial do LAS e estágios do CBR na Etapa 1. A Alcalinidade parcial do LAS apresentou concentrações de 3.513 a 4.750 mg CaCO<sub>3</sub>/L. O Estágio 1 apresentou um consumo de 5 a 95% da alcalinidade parcial em relação ao LAS, já no E2 o consumo foi de 57 a 78 % em relação ao E1 e o E3 apresentou um consumo de 30 a 100 % em relação ao E2.

O maior consumo de alcalinidade parcial apresentado no E2 ocorreu no 1º dia, onde houve um consumo de 78%, assim como no E3 que foi de 100%. Consumo de alcalinidade parcial variou de 100 a 96% no E3. A alcalinidade está relacionada com a nitrificação, pois para cada mol de nitrogênio amoniacal oxidado a nitrato há o consumo de 7,14 mg CaCO<sub>3</sub>/L de alcalinidade (METCALF & EDDY, 2004).

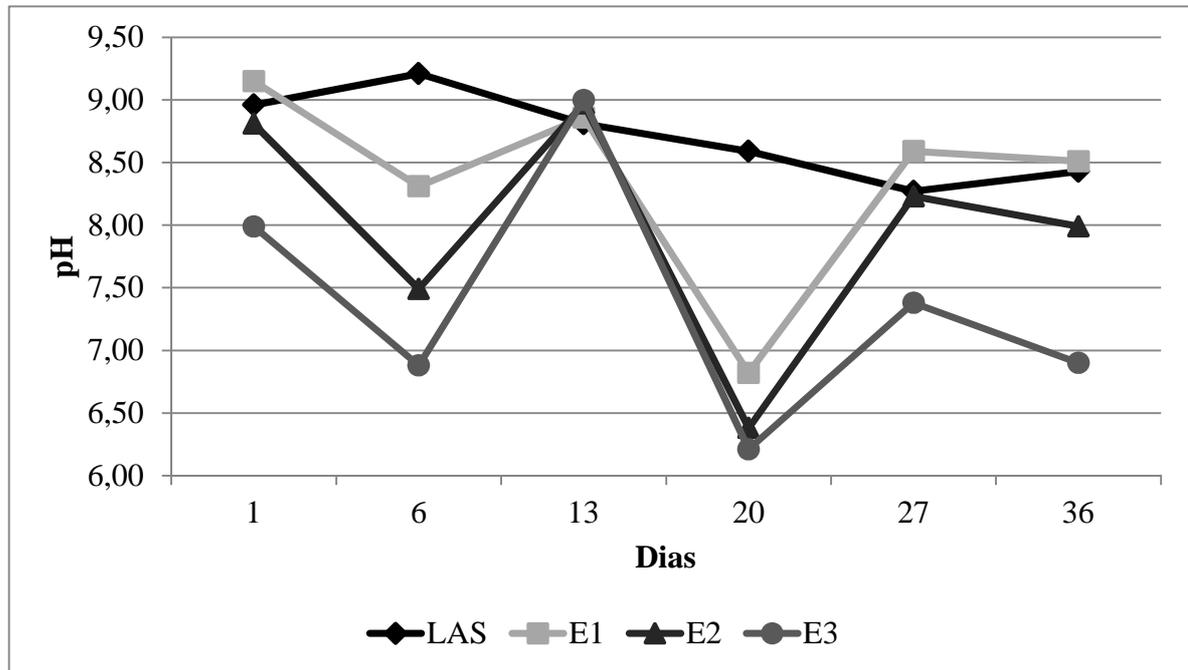


**Figura 9: Concentrações de alcalinidade parcial apresentadas pelo LAS e estágios do CBR na Etapa 1.**

A Figura 10 apresenta o comportamento do pH no LAS e nos estágios do CBR. Não foi realizado ajuste de pH porque o objetivo era monitorar o tratamento do LAS em suas condições reais. O LAS nesta etapa oscilou com um pH de 8,25 até 9,25.

O pH apresentou no E1 uma variação de 6,82 a 9,15 e seu comportamento foi bem instável, sendo que em alguns dias teve diminuição do pH e em outros um aumento em relação ao pH do LAS, a média de pH no E1 foi  $8,37 \pm 0,82$ . No E2 apresentou média de  $7,98 \pm 0,95$  e seu comportamento não foi tão instável quanto no E1. O pH no E2 apresentou um consumo de 3,7 a 9,8% em relação ao pH do E1. Já no E3 o pH apresentou  $7,39 \pm 0,98$ , apresentando um decaimento de 2,7 a 13,6% em relação ao pH do E2. No 13º dia não houve variação de pH entre os estágios, este fato ocorreu porque o CBR encontrava-se com seus tambores parados, devido à falta de energia elétrica. A variação do pH de saída foi de 7,99 a 6,21 estando de acordo com a legislação vigente para lançamento de efluentes. O monitoramento do pH é importante, pois este parâmetro está relacionado ao consumo da

alcalinidade e, também, na reação de nitrificação, pois em sua reação há a liberação de íons  $H^+$ .



**Figura 10: Comportamento do pH apresentado pelo LAS e estágios do CBR na Etapa 1.**

A Figura 11 apresenta o comportamento do OD do LAS e dos estágios do CBR durante Etapa 1. O OD foi aumentando sua concentração de um estágio para o outro e como sua velocidade de rotação foi de 12 RPM, ocorreu uma adsorção de OD superior a 2,00 mg  $O_2/L$ . Nesta etapa a concentração elevada do OD não foi considerada um ponto negativo, pois segundo Welander et al. (1997), que observou em seu experimento uma nitrificação incompleta, ou seja, acúmulo de nitritos, que foi relacionada à baixa concentração de OD, assim, ele aumentou OD de 2,0 para 5,0 mg  $O_2/L$ , obtendo a nitrificação.

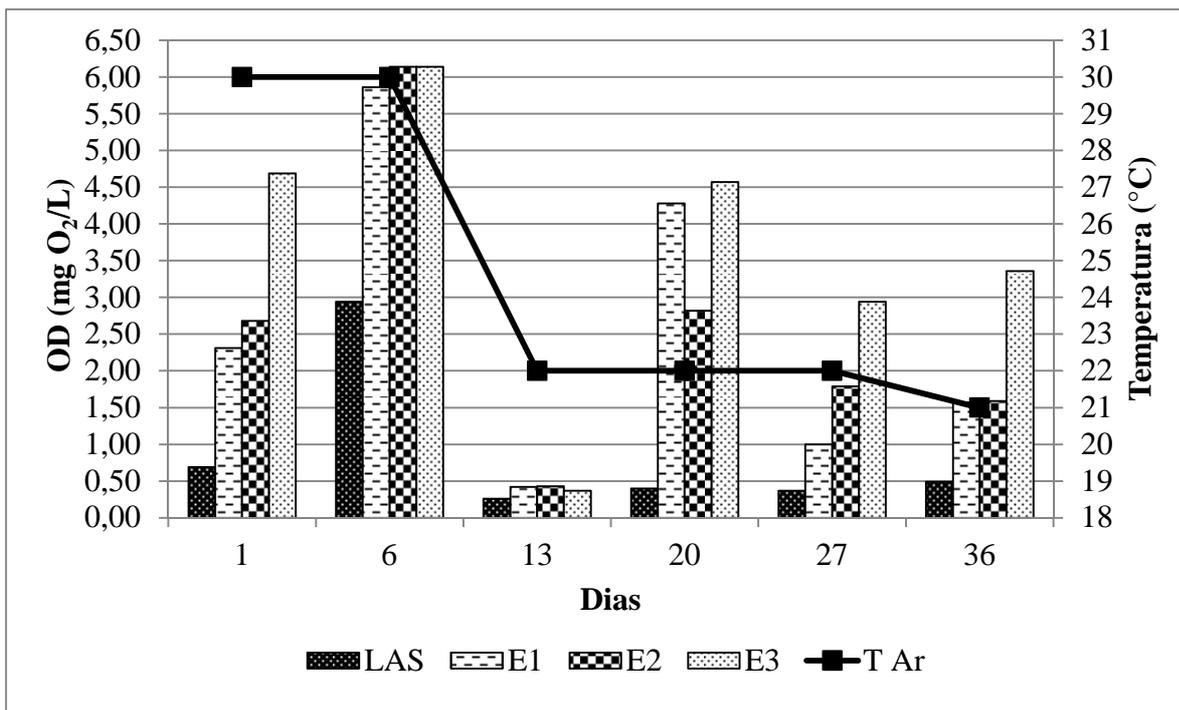
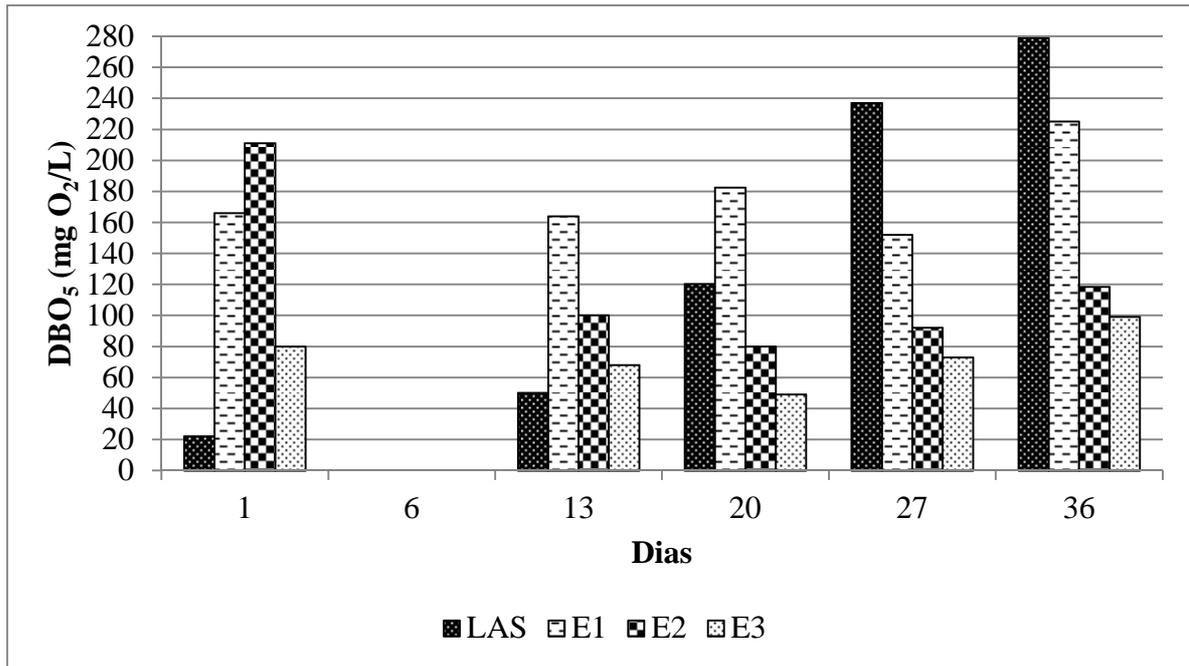


Figura 11: Comportamento do OD e da temperatura no LAS e estágios do CBR durante a Etapa 1.

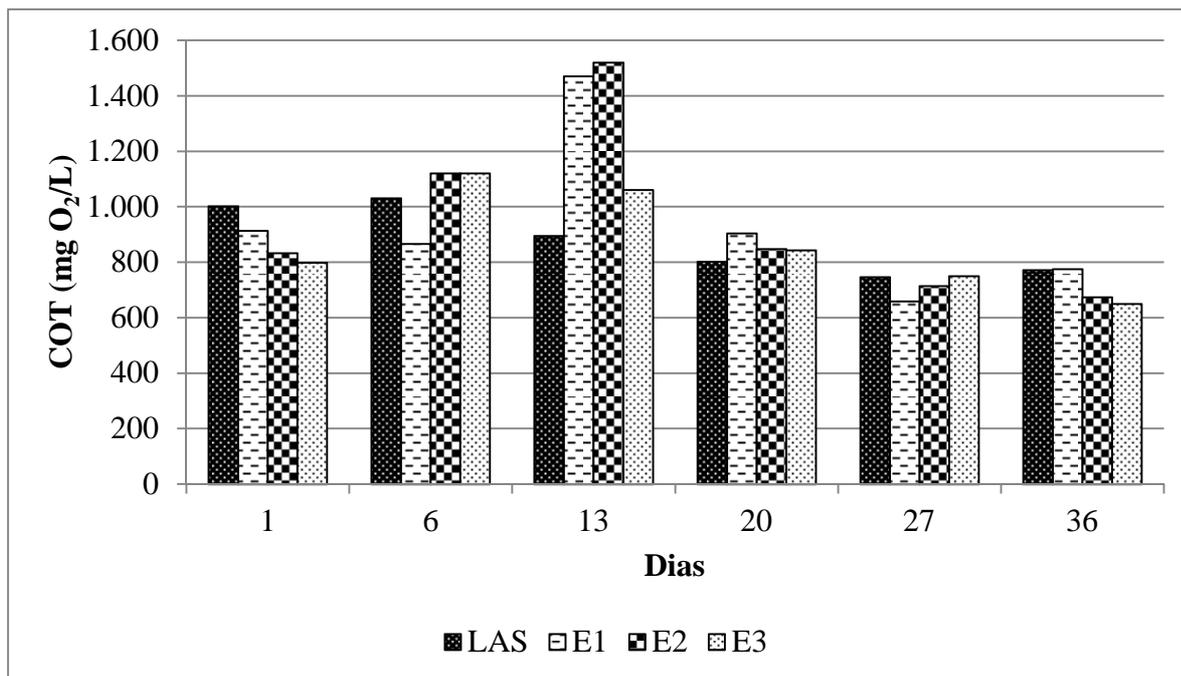
A Figura 12 mostra o comportamento da  $DBO_5$  durante o monitoramento da Etapa 1. Nas primeiras três semanas, que correspondem aos 1º, 6º e 13º dias a  $DBO_5$  do LAS apresentou concentrações muito baixas. No sexto dia não há valores de  $DBO_5$  devido aos problemas de energia elétrica ocorridos na Universidade, esta análise foi prejudicada visto que, o método utilizado para sua determinação necessita que a temperatura da incubadora esteja em 20°C. Outra questão avaliada foi que, na coleta do 13º dia os tambores do CBR encontravam-se parados, atrapalhando o desempenho do sistema. Nos 20º, 27º e 36º dias, onde ocorreu um aumento na concentração da  $DBO_5$  do LAS, a eficiência atingiu valores de 59, 69 e 65% de remoção, respectivamente. Retirando os três primeiros dias de monitoramento a média de eficiência de remoção da  $DBO_5$  obtida foi de 64%, próximo à média obtida por Santos (2013) que foi de 66%.

Durante a Etapa 1 o LAS apresentou baixa concentração de  $DBO_5$ , já nas Etapas 2 e 3 sua concentração aumentou e manteve-se numa média de 400 mg O<sub>2</sub>/L, melhorando a relação  $DBO_5$ :DQO.



**Figura 12: Concentrações de DBO<sub>5</sub> durante o monitoramento da Etapa 1.**

A remoção de COT apresentou uma média de 0,56%. Santos (2013), com o mesmo experimento e nas mesmas condições operacionais obteve uma variação de 15 a 23 % com uma média de 18%. Essa baixa eficiência pode estar relacionada à baixa concentração de DBO<sub>5</sub> do LAS nos primeiros dias de monitoramento (1<sup>o</sup>, 6<sup>o</sup> e 13<sup>o</sup>) em relação às altas concentrações de DQO. Essas concentrações comprovam um LAS com material biológico dificilmente degradado biologicamente. A Figura 13 apresenta as concentrações de COT na Etapa 1.



**Figura 13: Concentrações de COT durante a Etapa 1.**

A remoção de CI, demonstrado pela Figura 14, obteve uma variação de 90 a 100%, apresentando uma média de 97%. Santos (2013), com o mesmo experimento e nas mesmas condições operacionais, obteve uma variação de 63 a 99,9 % com uma média de 80%, com um consumo de  $934 \pm 140$  mg  $O_2/L$ . De acordo com os relatos de Santos (2013), que relacionou a remoção de CI ao consumo da alcalinidade na reação de oxidação da amônia em nitritos e nitratos. Esta observação pode ser corroborada já que o consumo de alcalinidade foi elevado, comprovado pelas Figuras 10 e 11, onde a remoção média da alcalinidade total foi de 67% e da parcial foi de 81%. Complementando estas ideias Gomes *et al.* (2009) indica que a maioria das bactérias nitrificantes são autotróficas, dessa forma, estas utilizam como fonte de carbono em sua alimentação o carbono inorgânico.

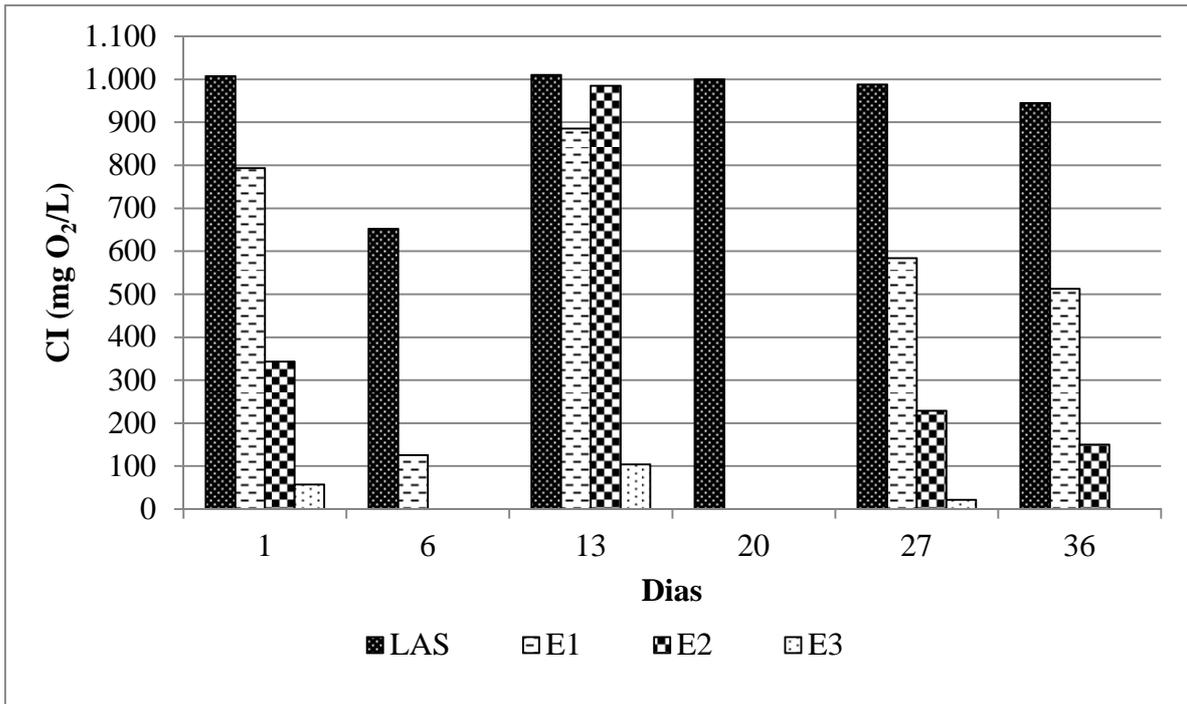


Figura 14: Concentrações de CI na Etapa 1.

A Figura 15 apresenta o comportamento apresentado pelas concentrações de carbono total durante os dias de monitoramento da Etapa 1. A eficiência de remoção apresentou média de 43%, com um consumo de  $780 \pm 445$  mg  $O_2/L$ . Santos (2013) obteve remoções de 42 a 55% com uma média de 49%. Observa-se que o maior contribuinte para a remoção do CT foi o CI e não o COT como esperado.

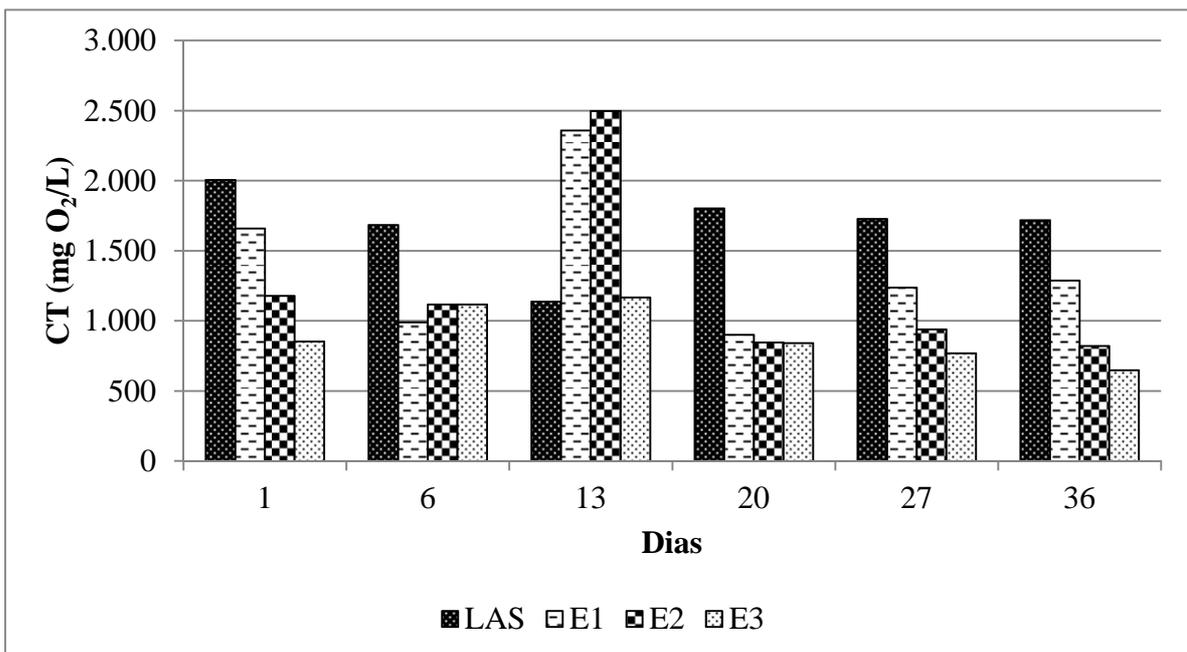
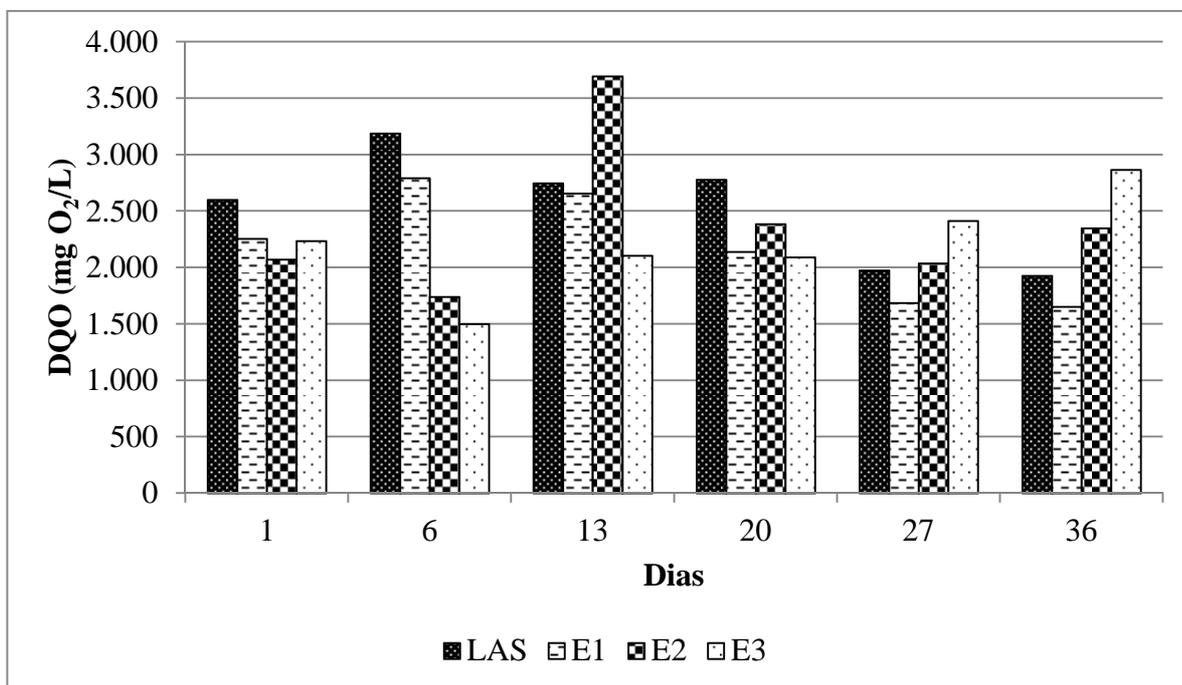


Figura 15: Concentrações de CT durante a Etapa 1.

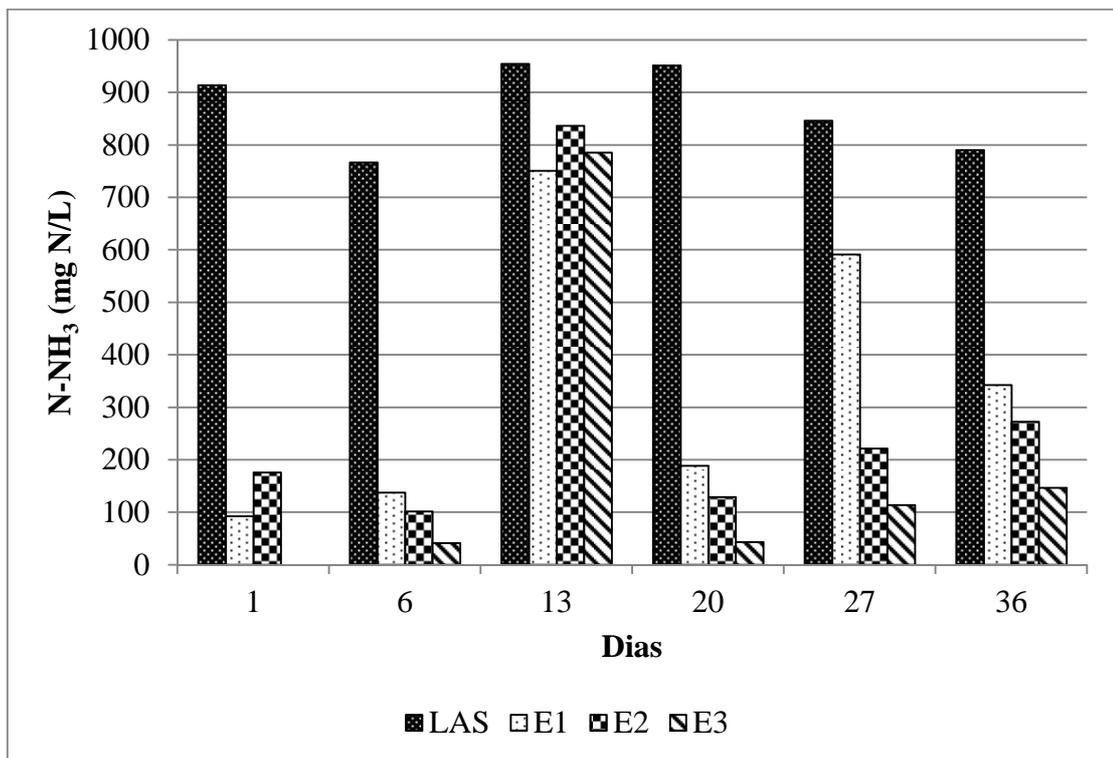
O comportamento da DQO durante a Etapa 1 é mostrado na Figura 16. A média de eficiência da remoção de DQO foi de 8%, com um consumo de  $2.536 \pm 494 \text{ mg O}_2/\text{L}$ . Welander *et al.* (1997), tratando LAS com um processo biológico onde o suporte de biofilme é suspenso, ou seja, o meio suporte fica “solto” dentro do reator (suspended carrier biofilm process) por um período de 150 dias, observaram no reator 1 uma eficiência na DQO abaixo de 20% de remoção durante os 30 dias iniciais de operação do processo de tratamento. Eles remeteram esta baixa eficiência à produção de nitritos ocorrida no sistema, que apresentava-se na faixa de 400 – 500 mg/L de N-NO<sub>2</sub>, porém, mesmo com o decréscimo da concentração de nitritos a eficiência da DQO apresentou uma faixa de remoção de 20 a 40% nos dias subsequentes, e, somente após 125 dias de monitoramento esta eficiência aumentou para a faixa de remoção de 40 – 60%. Em outro reator com um TDH de 2,3 dias, a nitrificação apresentava-se completa, porém quando ocorreu um aumento da concentração de N-NH<sub>3</sub> no LAS, Welander *et al.* (1997) detectaram que uma grande porção de N-NH<sub>3</sub> foi oxidada a N-NO<sub>2</sub>, os pesquisadores relacionaram este acúmulo de N-NO<sub>2</sub> à dificuldade de manter o nível de OD elevado.



**Figura 16: Concentrações de DQO durante a Etapa 1.**

A Figura 18 comprova que o N-NH<sub>3</sub> proveniente do LAS foi removido durante o sistema, com uma média de eficiência de remoção de 79% com variações de 17% a 100%, onde a menor remoção foi ocasionada no dia 13º onde o CBR encontrava-se parado, comprovando a necessidade da rotação dos tambores. Já no primeiro estágio (E1) a maior

parte de  $\text{N-NH}_3$  já havia sido consumida, dessa forma, acreditava-se que a nitrificação estivesse ocorrendo. O consumo de nitrogênio amoniacal na Etapa 1 foi de  $682 \pm 274$  mg N/L. Kimura (2013) com os mesmos TDH, taxa de entrada de LAS como os desta etapa obteve uma média de eficiência de remoção de 94%, a autora atribui esta remoção a perda de amônia para o ar e a conversão de  $\text{N-NH}_3$  a nitritos.



**Figura 17: Concentrações de  $\text{N-NH}_3$  durante a Etapa 1.**

Apesar da ocorrência da remoção de  $\text{N-NH}_3$  e consumos da alcalinidade e do CI, que são indícios da reação de nitrificação, as Figuras 18 e 19 mostram, que as concentrações de nitritos e nitratos, respectivamente, determinadas durante o monitoramento desta etapa não obtiveram a nitrificação completa. A Figura 18 mostra concentrações finais de  $\text{N-NO}_2$  acima de 1000 mg N/L e a Figura 19 concentrações de  $\text{N-NO}_3$  abaixo de 100 mg N/L, com exceção dos dias 20° e 36° onde há picos de 600 – 650 mg N/L. Neste dia observa-se que as concentrações de nitritos encontram-se menores do que nos outros dias.

Kimura (2013), também observou acúmulo de nitritos, e atribuiu este efeito à baixa atividade da biomassa, que é encarregada de converter o nitrito em nitrato. A velocidade de crescimento celular dos microrganismos nitrificantes é mais baixa, dessa forma, a pouca biomassa produzida contribui para uma maior sensibilidade no processo de nitrificação (SORIA e CHAVARIA, 1978; HÄNEL, 1988 apud BASSIN, 2008).

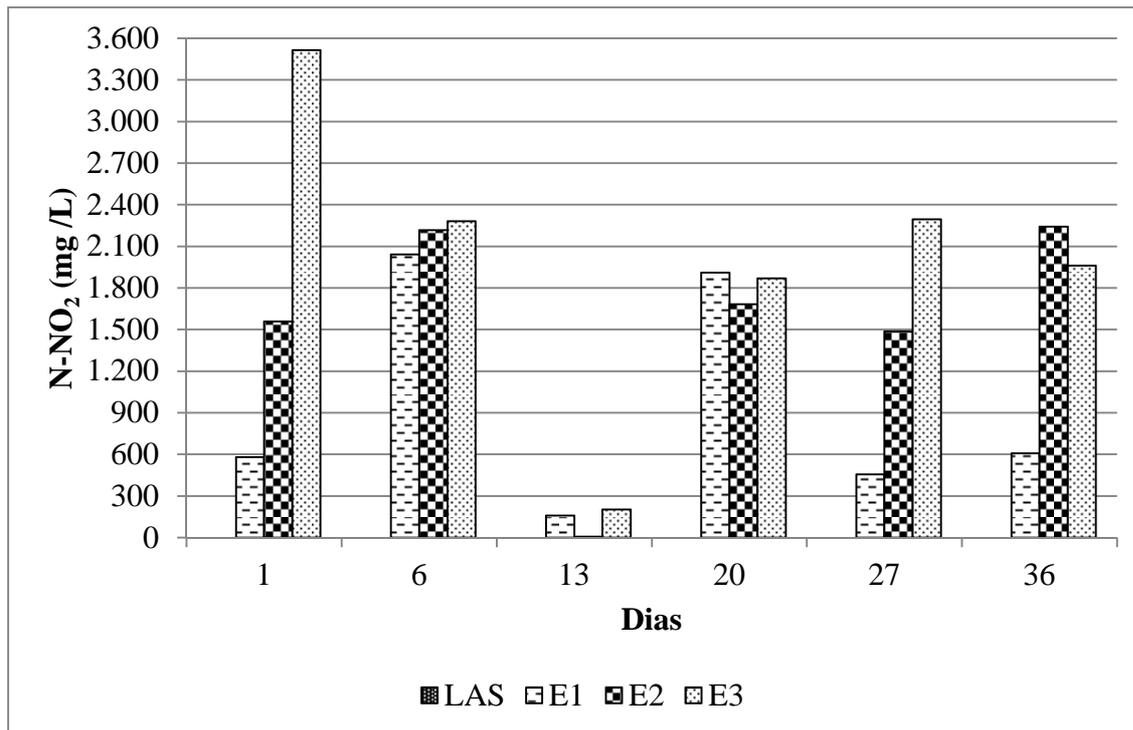


Figura 18: Concentrações de N-NO<sub>2</sub> formados durante a Etapa 1.

O N-NO<sub>2</sub> pode se acumular se o processo estiver no início, período de adaptação, ou motivado pela variação de cargas, partida e arraste da biomassa ou outros problemas operacionais e/ou ambientais (IAMAMOTO, 2006 apud OLIVEIRA, 2013). Anthoniensen *et al.* (1976) apud Silva (2009), observaram que o acúmulo de N-NO<sub>2</sub> poderia estar relacionado com as concentrações de amônia livre e ácido nitroso, pois certas concentrações de amônia livre podem inibir o processo de nitrificação. Os autores concluíram que concentrações de 10 – 150 mg N/L de amônia livre inibem as bactérias oxidantes de N-NH<sub>3</sub> e 0,1 – 10 mg N/L as oxidantes de N-NO<sub>2</sub>, além da inibição dos organismos nitrificantes quando concentrações de ácido nitroso encontram-se na faixa de 0,22 e 2,8 mg HNO<sub>2</sub>/L.

Dentre todos os fatores atribuídos no parágrafo anterior os fatores que podem ser atribuídos ao acúmulo de nitritos podem ser: dificuldade de crescimento das bactérias oxidadoras de nitritos, presença de amônia livre e temperaturas altas que propiciam o crescimento das bactérias oxidadoras de nitrogênio amoniacal perante as de nitritos.

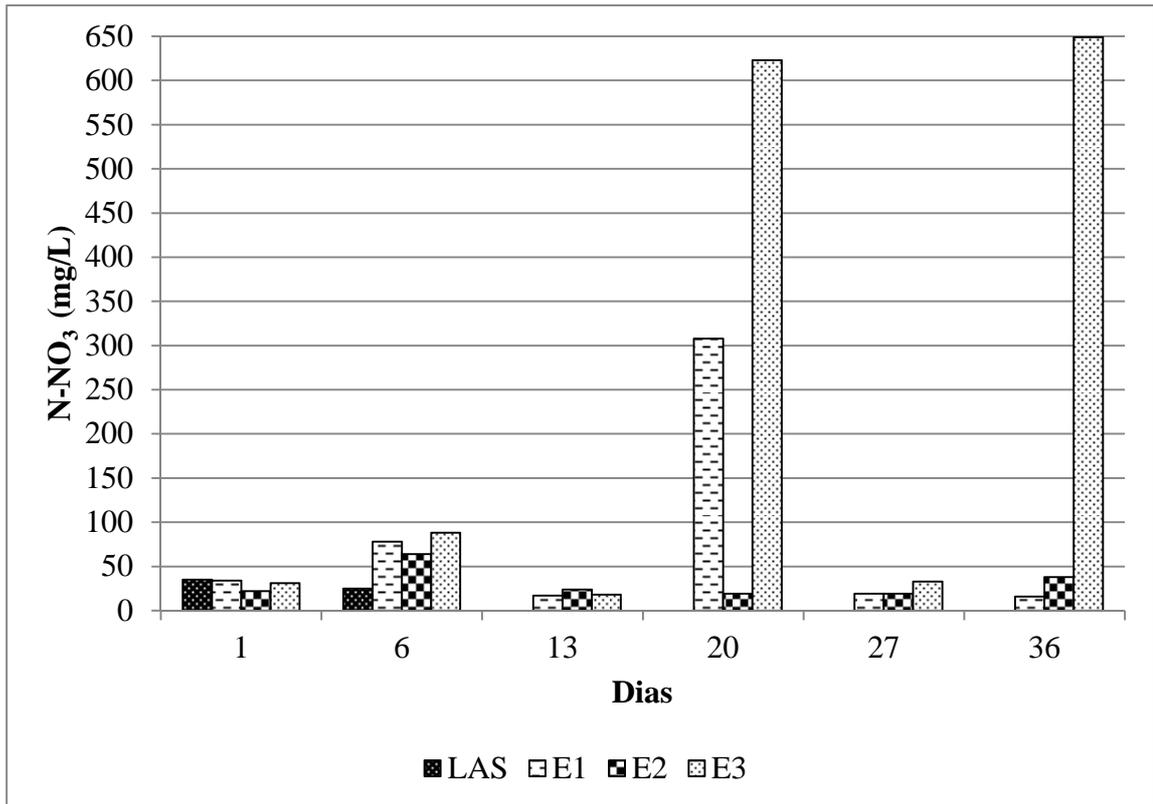


Figura 19: Concentrações de N-NO<sub>3</sub> formados durante a Etapa 1.

A Figura 20 relaciona a média das concentrações de alcalinidade total obtidas durante o monitoramento da Etapa 1 com as concentrações de nitritos e nitratos obtidos. A concentração de nitritos aumenta de um estágio para o outro enquanto os nitratos mantem-se com baixas concentrações. O consumo da alcalinidade está totalmente relacionado à produção de nitritos, as bactérias responsáveis pela oxidação do nitrito a nitrato estavam sofrendo alguma inibição ou o meio não estava favorecendo, de alguma forma, seu desenvolvimento.

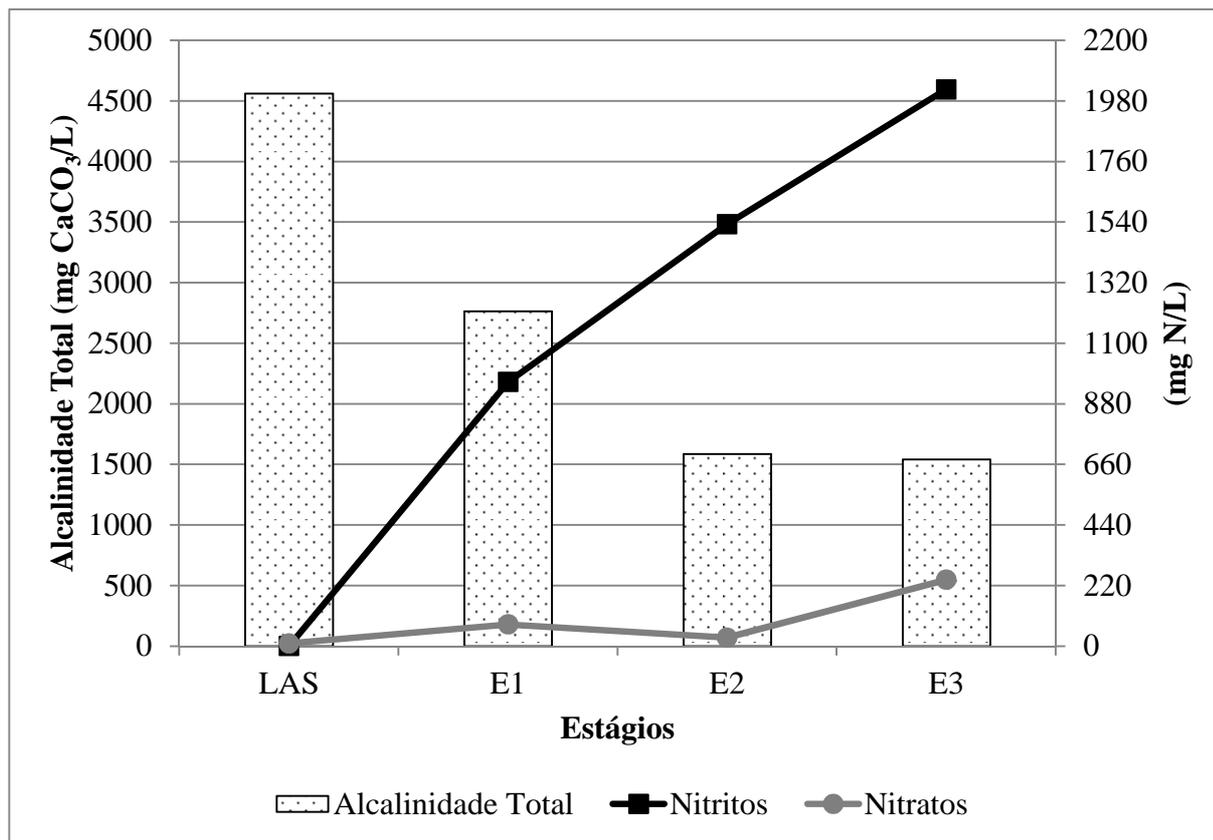


Figura 20: Relação da média obtida das concentrações de alcalinidade total com a produção de nitritos e nitratos durante a Etapa 1.

### 4.3 ETAPA 2

Nesta etapa entrou em operação mais um estágio, identificado como Estágio de Recirculação (ER) que recebeu uma taxa 1,32 L/h (cerca de 1/4 da vazão de saída) do LAS tratado, com duração do monitoramento de 65 dias.

No 79º dia o E3 apresentou resultados discrepantes porque o decantador encontrava-se com um volume alto de sólidos (concentrações de sólidos apresentadas: ST=20.426, SF=14.213, SV=6.213, SST= 7.311, SF=5.497 e SV=1.814 mg/L). Estes valores comprovam a necessidade de um decantador na saída do CBR, assim como a ocorrência do desprendimento do biofilme que foi “carreado” pelo efluente e da produção de biomassa. Determinou-se, assim, realizar a coleta antes da limpeza do decantador para observar o comportamento destes sólidos. Após este ocorrido o decantador começou a ser limpo semanalmente, pois foi observado que em 10 dias o lodo já estava saturando e prejudicando a qualidade do efluente final.

A Figura 21 representa a média da série dos sólidos durante o monitoramento desta etapa, o dia 79º foi retirado para o cálculo da média dos sólidos. A Etapa 2 apresentou

uma queda na concentração dos sólidos no E3 em relação à Etapa 1, este fato pode ser atribuído à coleta ser realizada no D e não mais no E3. Outro ponto a se observar é que os SST do LAS nesta etapa estão superiores aos da Etapa 1, e a produção de SST pode auxiliar num aumento na eficiência de remoção de DQO e nutrientes, ou seja, mais SSV ocasionam a presença de material mais facilmente biodegradável (Souza, 2011). Estas observações podem ser confirmadas pela presença de uma concentração maior de  $DBO_5$  do LAS durante esta etapa.

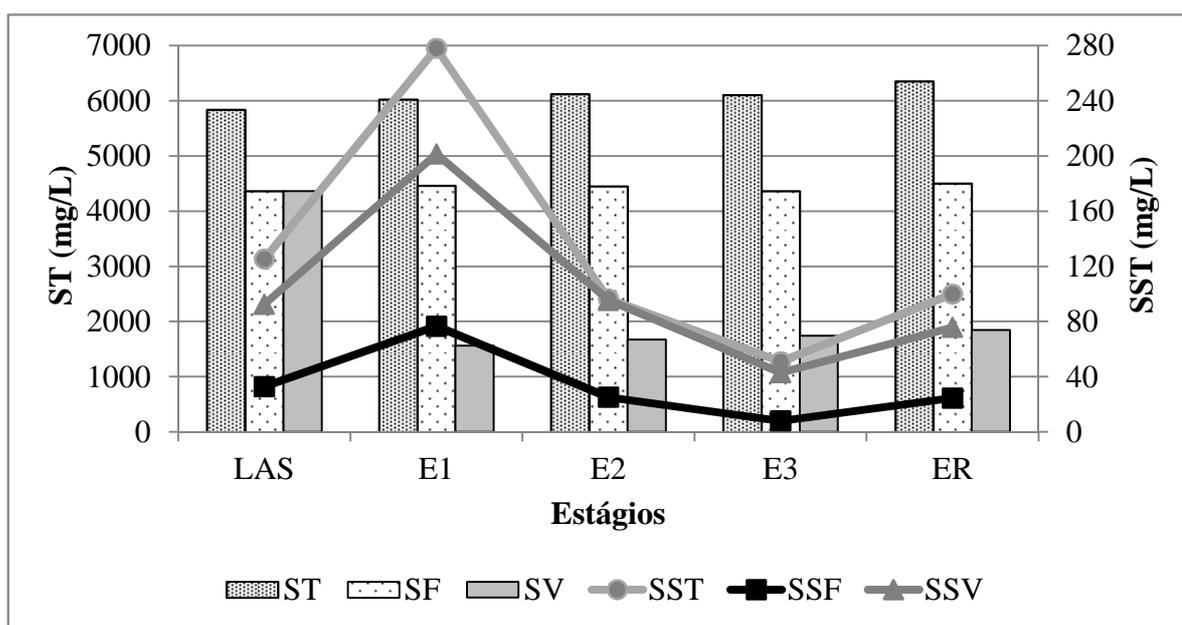


Figura 21: Médias dos sólidos totais, suspensos, fixos e voláteis durante a Etapa 2.

A Figura 22 apresenta as concentrações de alcalinidade total do LAS e estágios do CBR na Etapa 2. O LAS apresentou alcalinidade total 3.375 a 5.713 mg  $CaCO_3/L$ . O E1 apresentou um consumo de 30 a 93 % da alcalinidade total em relação ao LAS. O consumo no E2 apresentou uma variação de 32 a 79 % em relação ao E1. No E3 o consumo foi de 5 a 66 % em relação ao E2. O ER que recebia Q/4 do efluente gerado pelo E3 apresentou em alguns dias monitorados um aumento na sua concentração de alcalinidade total. O consumo de alcalinidade durante a Etapa 2 foi de  $3.020 \pm 1.736$  mg  $CaCO_3/L$ .

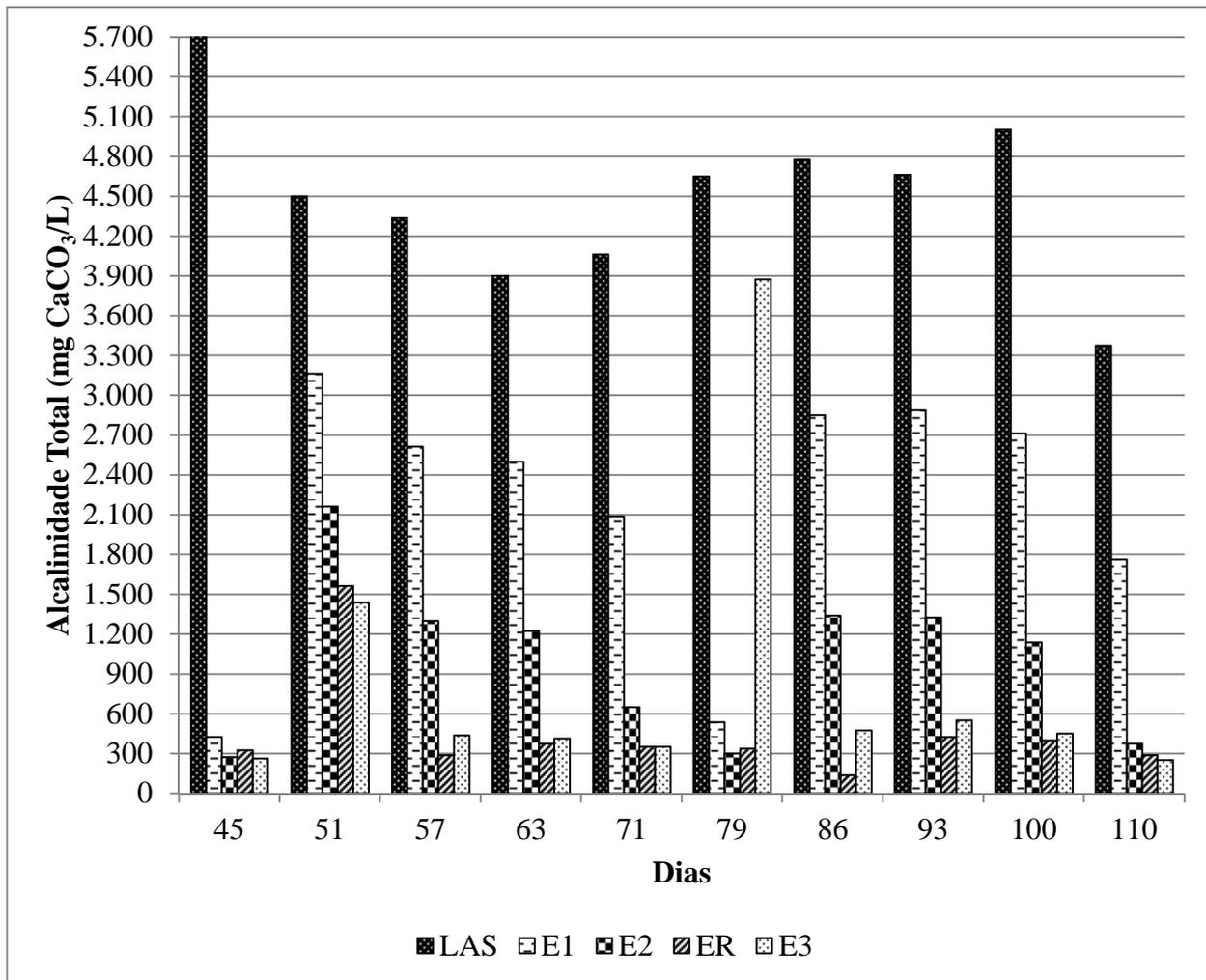


Figura 22: Concentrações de alcalinidade total apresentadas pelo LAS e estágios do CBR na Etapa2.

A Figura 23 apresenta as variações das concentrações de alcalinidade parcial do LAS e estágios do CBR. O LAS apresentou concentrações de 2.750 a 4.625mg CaCO<sub>3</sub>/L nesta Etapa. O E1 apresentou um consumo de 29 a 95 % da alcalinidade total em relação ao LAS. O consumo no E2 apresentou uma variação de 37 a 89 % em relação ao E1. No E3 o consumo foi de 33 a 85 % em relação ao E2. O ER apresentou na maior parte dos dias monitorados um aumento na sua concentração de alcalinidade parcial em relação à alcalinidade do E3.

De acordo com Oliveira (2013), a recirculação economiza a alcalinidade do meio líquido, dessa forma, o aumento de alcalinidade apresentado pelo ER pode ter contribuído, de forma a fornecer mais alcalinidade para o sistema, melhorando o desempenho do CBR. As concentrações de alcalinidade do E1 são menores na Etapa 2 do que na Etapa 1, demonstrando um consumo maior entre as etapas. Conforme Silva (2009) a etapa de desnitrificação proporciona 1 mol de alcalinidade ao meio líquido, um contraponto a ser observado no ER, já que este apresentou um aumento na sua concentração em relação ao E3.

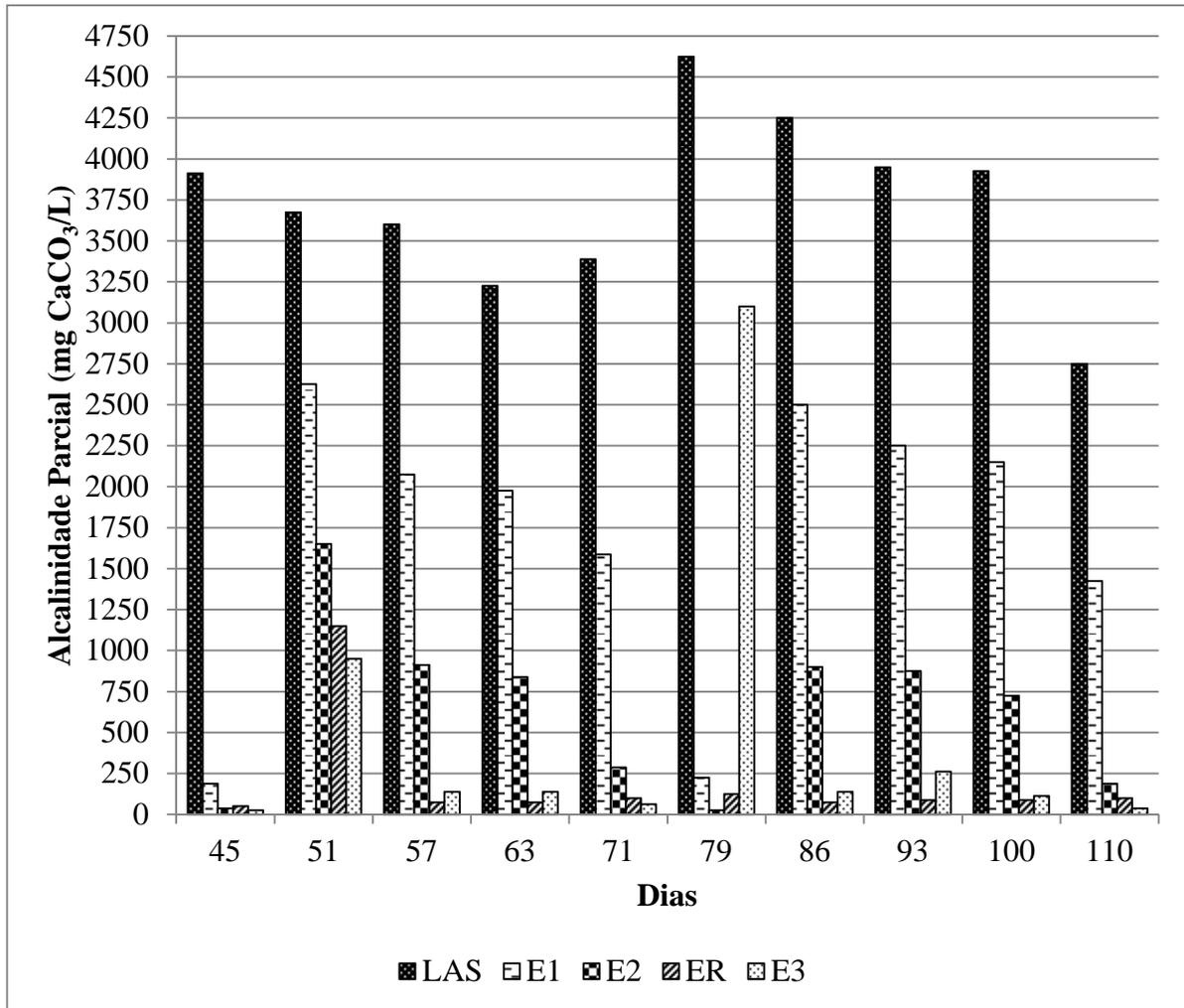


Figura 23: Concentrações de alcalinidade parcial apresentadas pelo LAS e estágios do CBR na Etapa 2.

A Figura 24 apresenta o comportamento do pH no LAS e estágios do CBR. Nesta etapa o LAS oscilou com um pH de 8,22 até 8,62. O LAS desta etapa apresentou concentrações de alcalinidade inferiores ao da Etapa 1.

O pH apresentou no E1 uma variação de 7,40 a 8,59 e seu comportamento foi bem instável, sendo que em alguns dias teve diminuição do pH e em outros um aumento em relação ao pH do LAS, pode-se atribuir este fato à contribuição de carga do ER. No E2 apresentou uma variação de 6,30 a 8,41 e seu comportamento bem estável com uma diminuição do pH de 1,98 a 14,86% em relação ao E1. Por conseguinte, no E3 o pH apresentou uma variação de 6,16 a 8,17, apresentando um decaimento de 2,8 a 11,9% em relação ao pH do E2.

O ER contribuiu para o aumento do pH no E1 e também apresentou um aumento de pH em relação ao efluente final, variando de 6,46 a 8,65. Pode-se observar que a melhor

faixa de pH para a ocorrência da nitrificação é 6,5 a 7,5, pH superiores a 8,5 tem o predomínio de amônia livre e esta inibe as bactérias oxidadoras de nitritos.

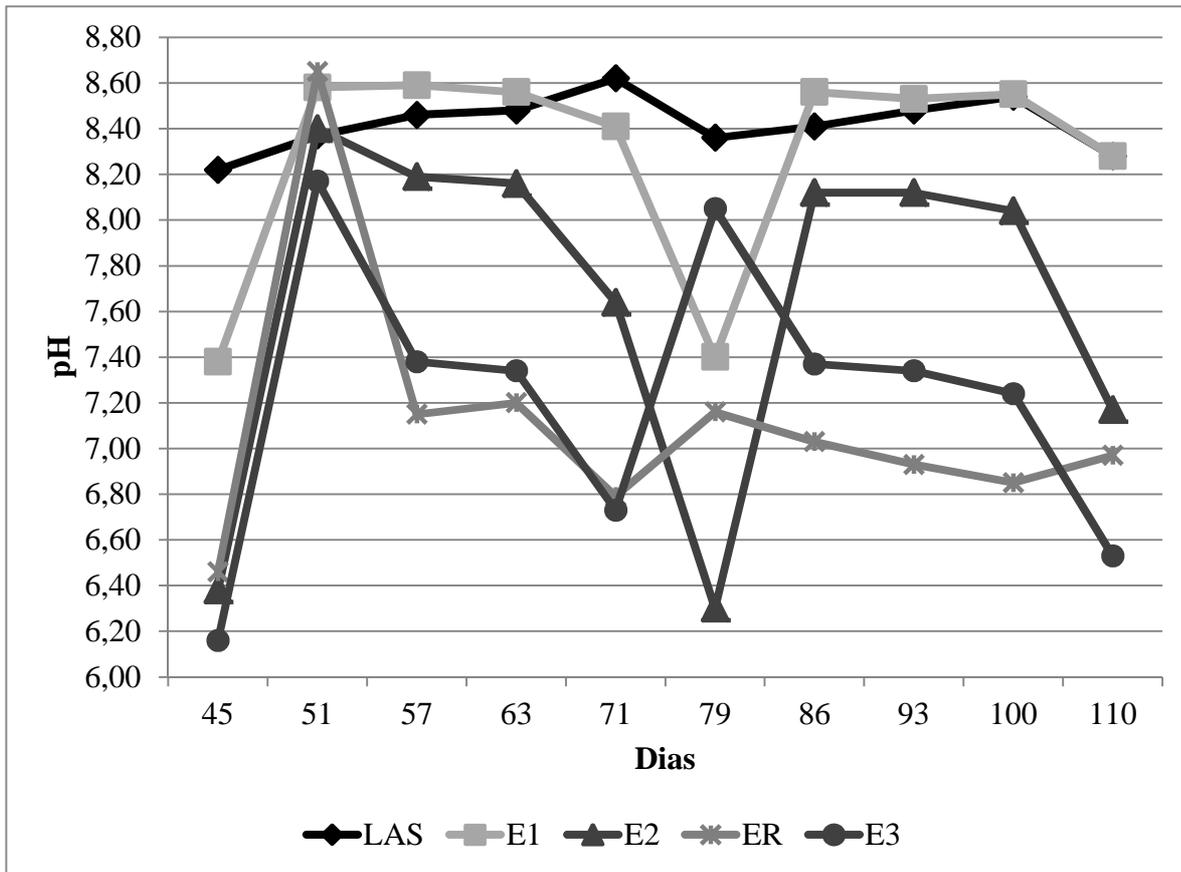


Figura 24: Comportamento do pH no LAS e estágios do CBR durante a Etapa 2.

A Figura 25 apresenta o comportamento do OD do LAS e dos estágios do CBR durante a Etapa 2. O OD do E1 oscilou nas concentrações de 1,0 a 3,0 mg O<sub>2</sub>/L, o ER apresentou as maiores concentrações de OD. No 71º o OD apresentou concentrações superiores a 5,0 mg O<sub>2</sub>/L, e foi neste dia que ocorreu o maior consumo de alcalinidade.

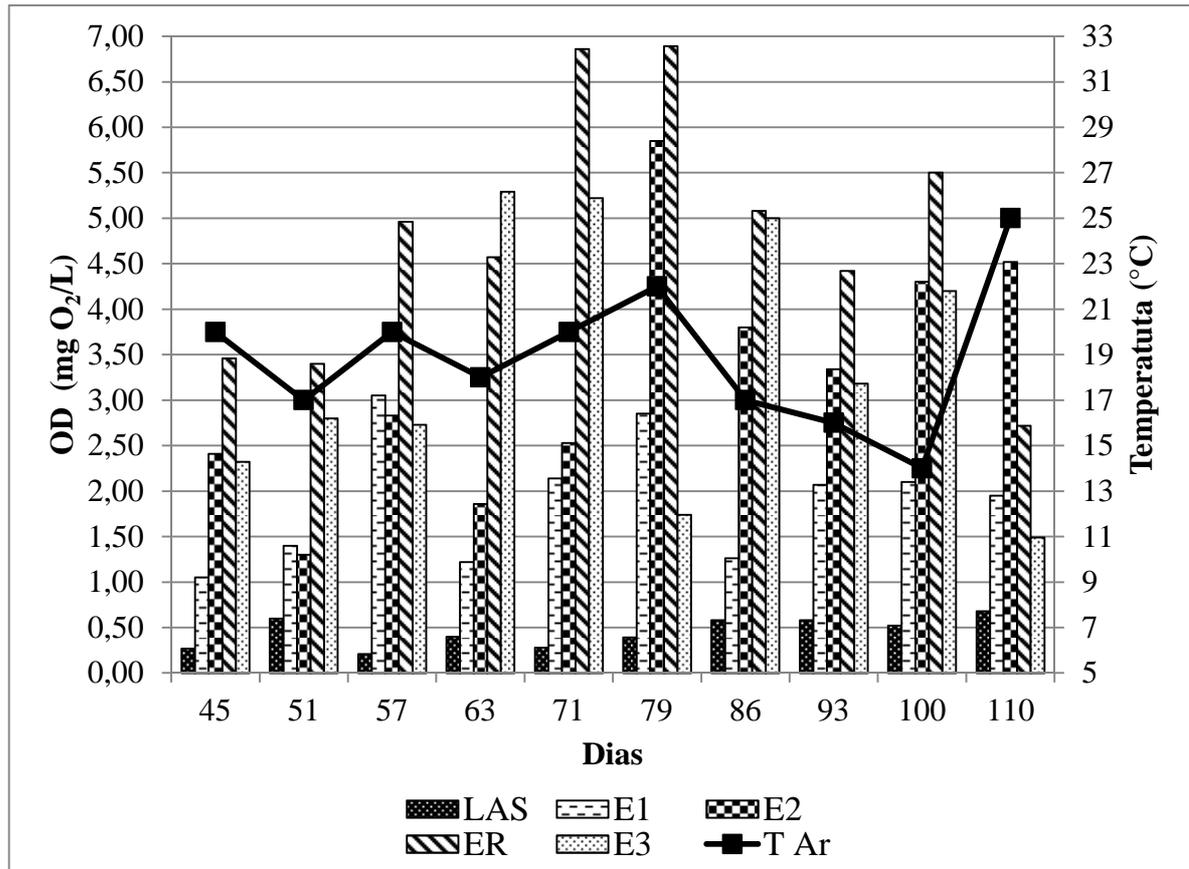


Figura 25: Concentrações do OD e comportamento da temperatura no LAS e estágios do CBR durante a Etapa 2.

A Figura 26 mostra o comportamento da DBO<sub>5</sub> durante o monitoramento da Etapa 2. Nesta etapa a eficiência de remoção da DBO<sub>5</sub> foi de 83 a 91% apresentando média de 87%. Comparando a Etapa 1 com a Etapa 2 houve um aumento de 30% na eficiência, um fator que provavelmente contribuiu para esta eficiência foi não somente a entrada da recirculação como também a entrada de LAS com uma concentração superior de DBO<sub>5</sub>, melhorando a relação DBO<sub>5</sub>:DQO (Quadro 2), facilitando o desempenho do tratamento biológico. O consumo de DBO<sub>5</sub> apresentando durante a Etapa 2 foi de 510±90 mg O<sub>2</sub>/L.

De acordo com Cortez (2010) a recirculação do efluente é uma solução atrativa para o RBC, pois tanto melhora o desempenho, quanto tem influência na remoção de DBO<sub>5</sub>, DQO e N-NH<sub>3</sub>, sendo que a nitrificação ocorre, provavelmente, devido à biodegradabilidade do carbono orgânico.

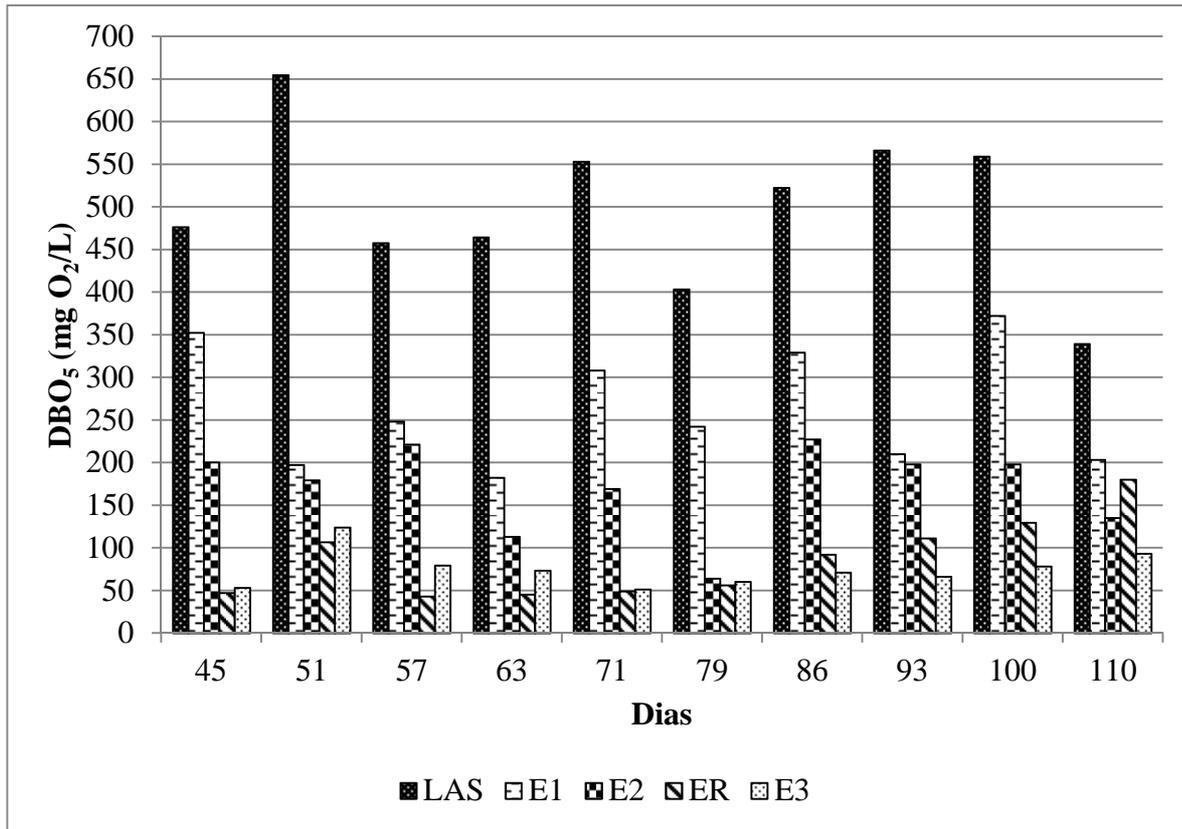


Figura 26: Concentrações de DBO<sub>5</sub> durante a Etapa 2.

A Figura 27 apresenta a remoção de COT, em relação à Etapa 1 ocorreu um aumento na eficiência da remoção, porém esta manteve-se na faixa de 47 a 66%, com média de 57%. Nos dias 86°, 93° e 100° ocorreu um aumento na eficiência, apresentando uma remoção na faixa dos 62 a 66%. O 79° dia não apresentou eficiência, pois neste dia foi coletado o efluente do decantador antes de sua lavagem, com provando que havia desprendimento de sólidos (biofilme) do meio suporte dos estágios, carreando sólidos para o decantador. O consumo de COT nesta etapa foi de  $864 \pm 135$  mg O<sub>2</sub>/L.

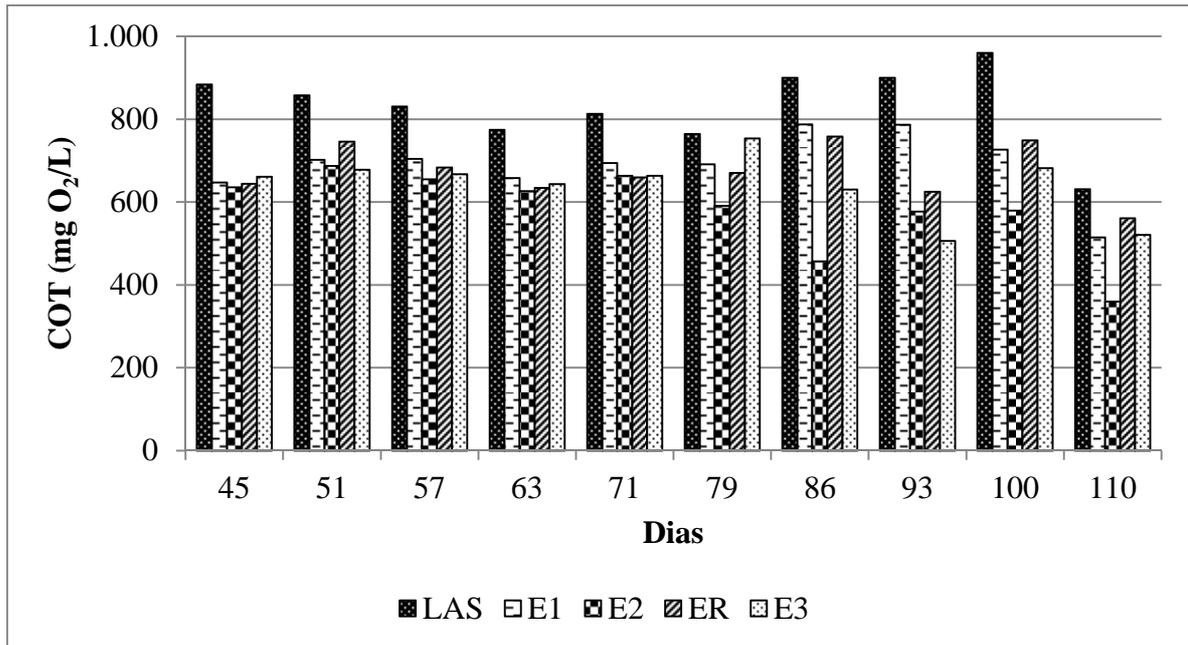


Figura 27: Concentrações de COT durante a Etapa 2.

As concentrações de CI são apresentadas pela Figura 28, a eficiência de remoção obteve uma variação de 83 a 100%, apresentando uma média de 93%. O dia 79º apresentou uma eficiência de 58% de remoção devido a presença de sólidos carregados do CBR para o decantador. A Etapa 1 obteve uma média de remoção superior a desta etapa, o que pode ser atribuído a entrada do ER, que pode ter aumentado a concentração de CI, já que o consumo de alcalinidade desta etapa foi superior ao da Etapa 1. O consumo de CI apresentado nesta etapa foi de  $930 \pm 117$  mg O<sub>2</sub>/L.

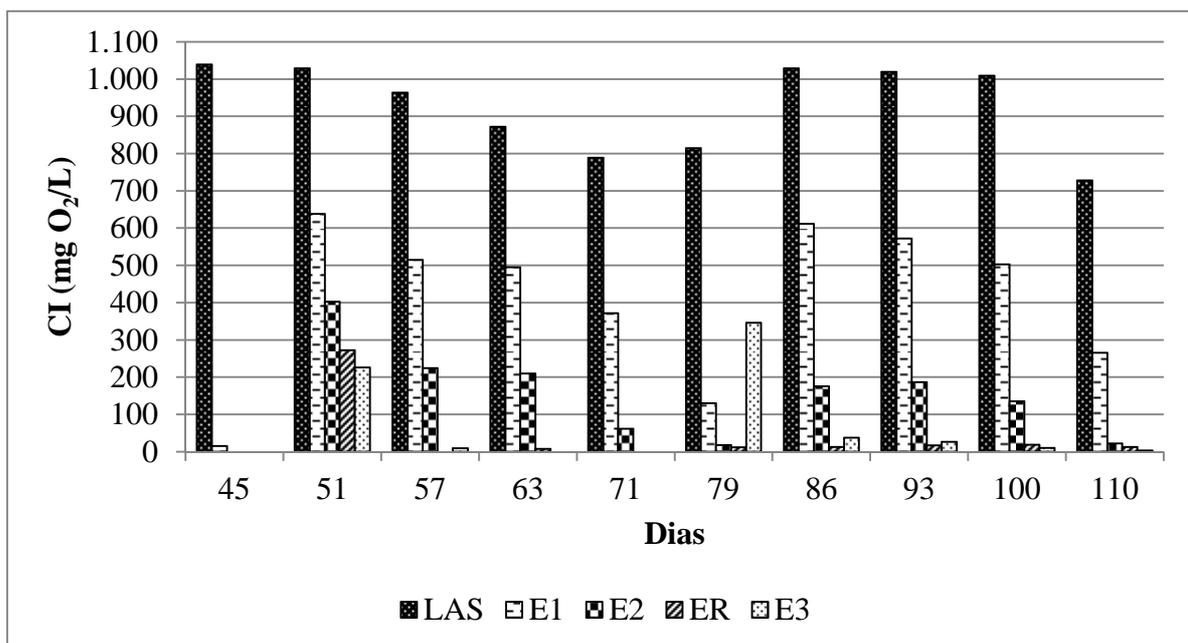


Figura 28: Concentrações de CI durante a Etapa 2.

A Figura 29 mostra a variação das concentrações do CT. Nesta Etapa apresentou remoção de 51 a 79%, apresentando uma média de 71%, apresentando um consumo de  $1.764 \pm 304$  mg O<sub>2</sub>/L. O dia 79º apresentou uma eficiência de 51% de remoção devido a presença de sólidos carregados do CBR para o decantador.

Esta Etapa obteve uma média de remoção superior a da Etapa 1, que pode ser atribuído pela entrada do ER, que aumentou a taxa de concentração de COT, melhorando a relação de matéria orgânica no meio e apresentado melhor eficiência na remoção do COT. Estas observações estão de acordo com o observado por Cortez (2010), que também observou em seu experimento uma melhora na remoção de DBO<sub>5</sub>, DQO e N-NH<sub>3</sub> com o uso de uma taxa de 25% de recirculação do efluente.

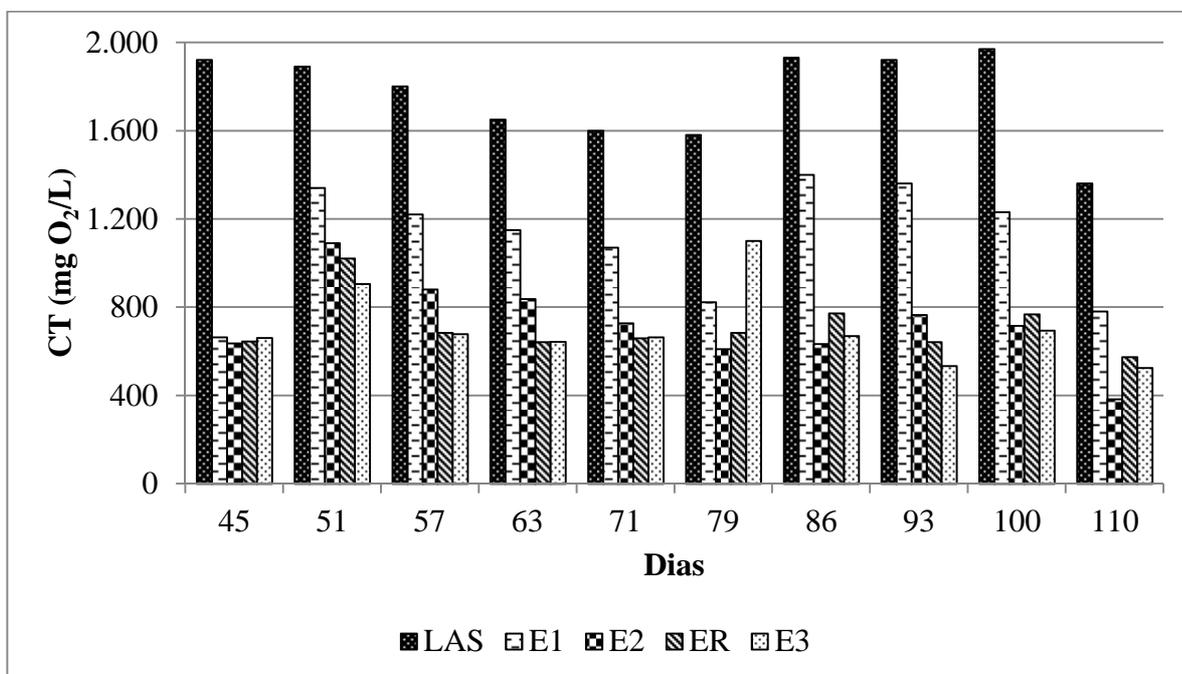
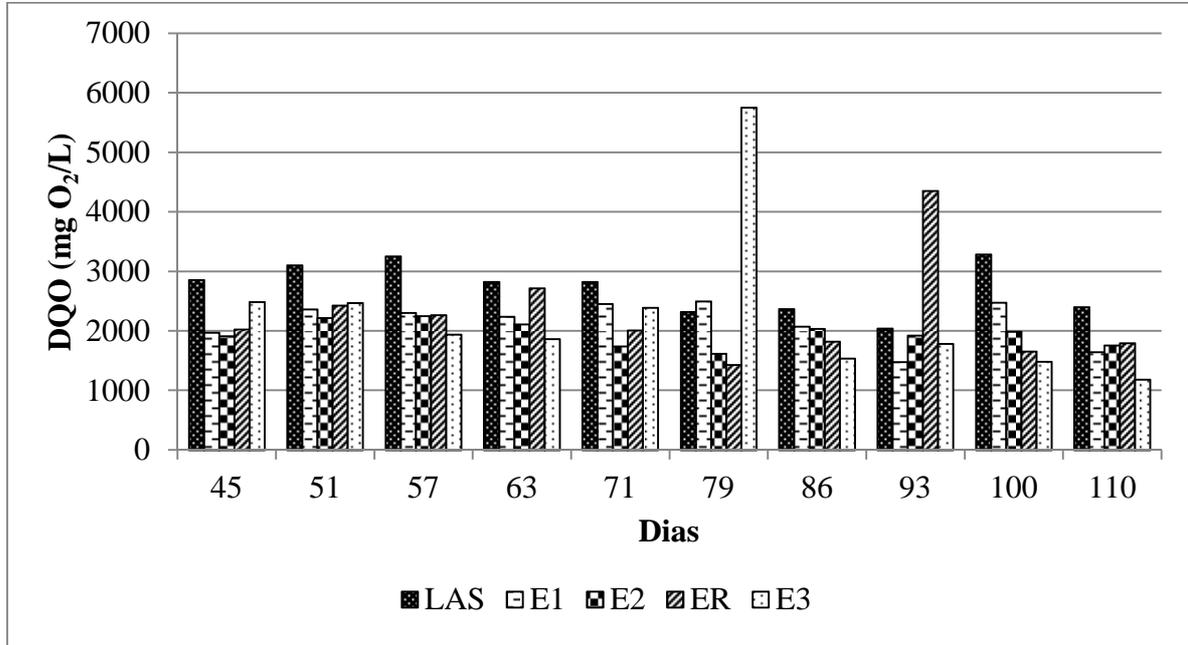


Figura 29: Concentrações de CT durante a Etapa 2.

As concentrações da DQO monitoradas durante esta etapa são apresentadas na Figura 31. A média de eficiência da remoção de DQO foi de 51%, chegando a apresentar remoções de 72%, o consumo apresentado foi de  $2.365 \pm 2.272$  mgO<sub>2</sub>/L. Esta etapa apresentou uma eficiência de remoção superior a da Etapa 1, este fato pode ser atribuído a uma relação DBO<sub>5</sub>:DQO mais alta do LAS durante a Etapa 2.

Oliveira (2013) utilizou um reator de leito móvel com crescimento de biomassa fixa para o tratamento de LAS, com uma razão de recirculação do efluente de 33%, atingindo uma remoção de 21% da DQO. O autor atribuiu esta baixa eficiência de remoção às

características recalcitrantes do LAS utilizado em seu experimento, que foi de 0,10-0,11. Nesta etapa o LAS apresentou uma relação de 0,18 apresentando características da presença de material recalcitrante, que dificulta uma eficiência na remoção de DQO.



**Figura 30: Concentrações de DQO durante a Etapa 2.**

A entrada do estágio de recirculação tinha por finalidade auxiliar a nitrificação e objetivava a busca da desnitrificação no sistema. Devido ao fato de que a reação de nitrificação no sistema encontrava-se parcial, o objetivo principal, tornou-se a nitrificação completa. A Figura 31 mostra o comportamento do N-NH<sub>3</sub> no LAS e estágios durante o monitoramento desta etapa.

A variação de entrada de N-NH<sub>3</sub> foi mais instável do que na Etapa 1, porém a média de eficiência de remoção manteve-se em 86%, mostrando uma elevação em relação à Etapa 1, com variações de 74% a 91%, com um consumo de  $1.182 \pm 367$  mgN/L. A menor remoção foi ocasionada no dia 51º com uma remoção de 74%, neste dia ocorreu o menor consumo de alcalinidade parcial e total que foi de 74% e 68% respectivamente, a alcalinidade juntamente com o OD e CI, como já citados anteriormente, são os principais responsáveis pela oxidação da amônia a nitratos. O OD apresentava-se com as mesmas concentrações que nos dias anteriores, o parâmetro de controle operacional que se encontrava diferenciado era a temperatura. Neste dia a temperatura ambiente era mais baixa do que nos outros dias monitorados durante esta etapa.

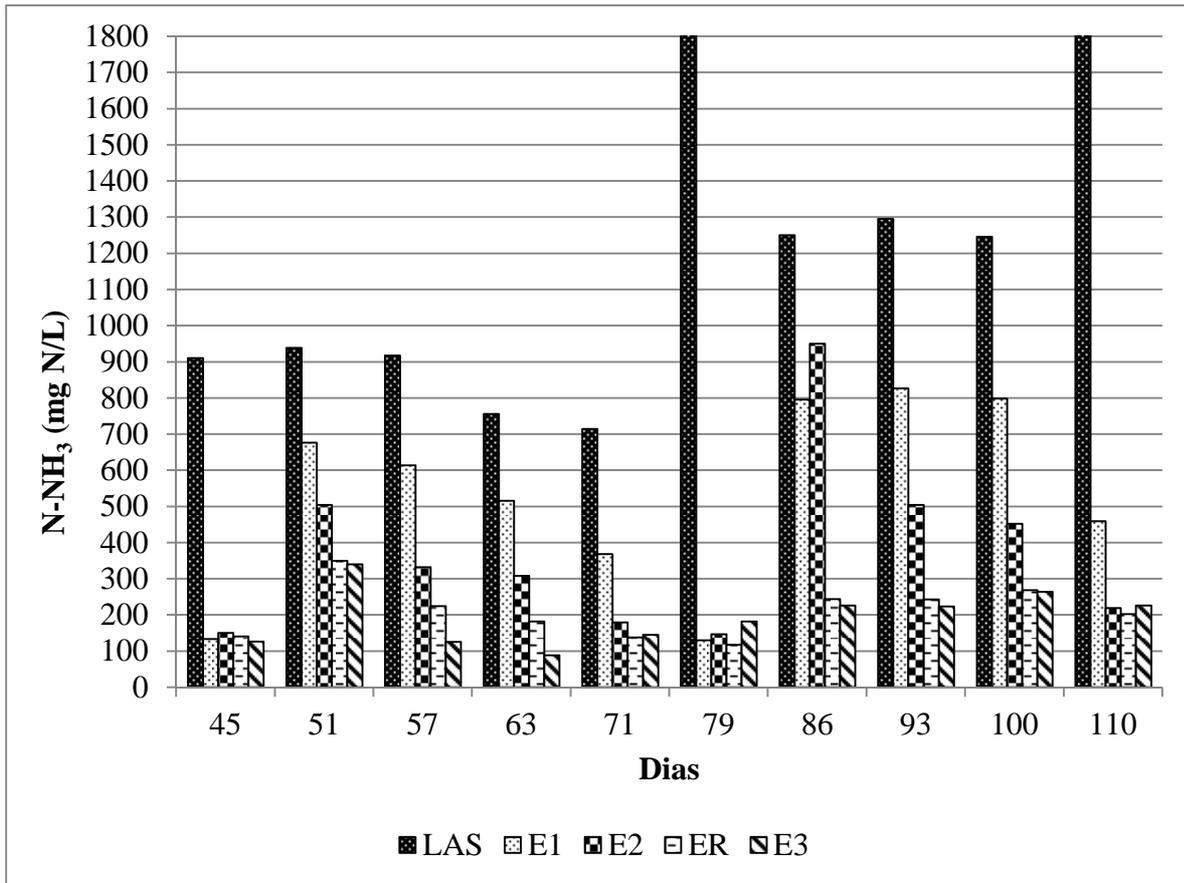
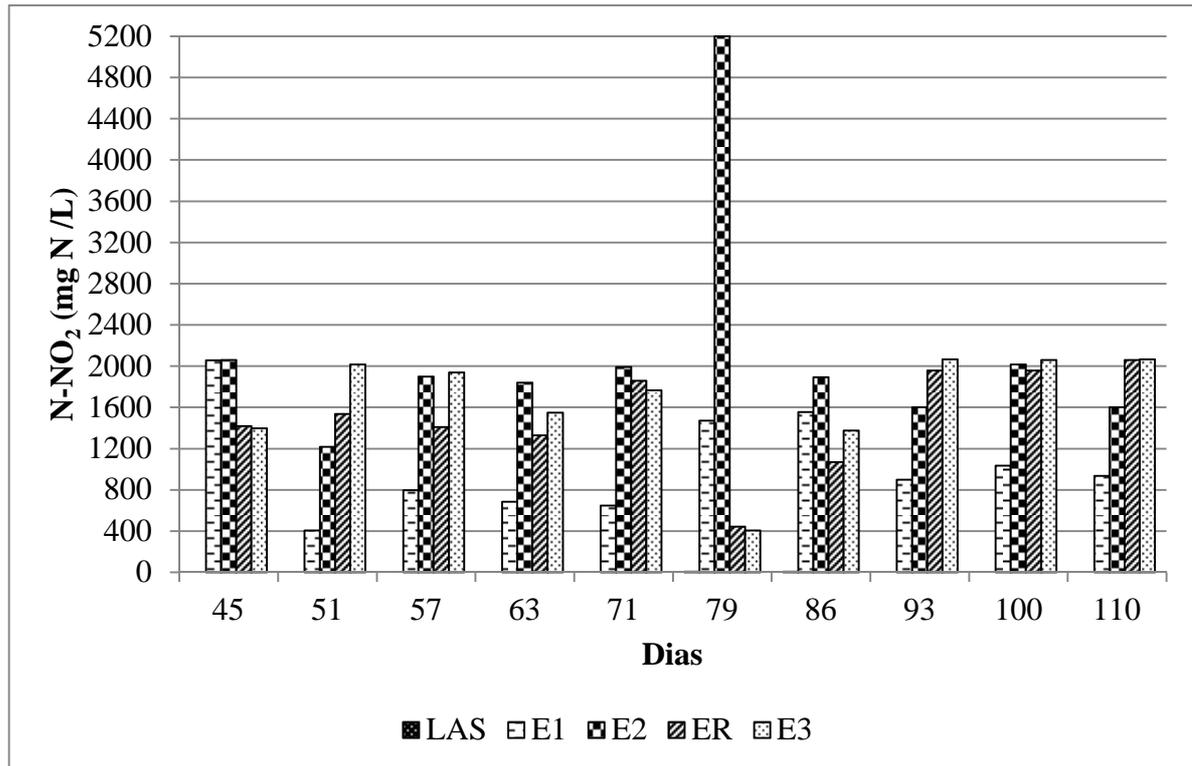


Figura 31: Concentrações de N- NH<sub>3</sub> durante a Etapa 2.

As temperaturas de 35 °C favorecem a oxidação de amônia para nitritos, já temperaturas de 35-42 °C facilitam a ativação das bactérias oxidadoras de nitritos a nitratos (SEGATTO, 2002). A Figura 32 mostra o comportamento do N-NO<sub>2</sub> durante esta etapa. O pH também influencia no acúmulo de nitritos, de acordo com Bae *et al.* (2002) apud Hossaka (2012) condições ótimas para o acúmulo de nitritos é pH=8,0, OD próximo a 1,5 mg O<sub>2</sub>/L e temperaturas em torno dos 30°C. As concentrações de nitritos ainda encontram-se altas, notando-se que o LAS não possui concentrações consideráveis de N-NO<sub>2</sub>, sendo que sua presença é quase nula. As concentrações de nitritos e nitratos apresentados fazem parte das reações de nitrificação no meio líquido e biomassa.



**Figura 32: Concentrações de N-NO<sub>2</sub> formados durante a Etapa 2.**

A Figura 33 apresenta as concentrações de N-NO<sub>3</sub> que se formaram nos estágios durante o monitoramento da Etapa 2. Nesta etapa a formação de nitratos foi superior em relação à Etapa 1. O nitrato apresentou picos de 697 e 814 mg N/L em alguns dias monitorados, porém as concentrações de nitritos ainda encontravam-se elevadas (acima de 1200 mg N/L). Esta mudança pode ser atribuída a recirculação do efluente, pois este ajuda a economizar a alcalinidade.

Conforme Oliveira (2013), a escassez de alcalinidade no sistema impede a síntese de microrganismos nitrificantes devido à falta de carbono inorgânico. É possível comprovar tais fatos, pois o consumo de alcalinidade na Etapa 2 foi superior à da Etapa 1, assim como o de CI.

Conforme Glass e Silverstein (1998), o nitrito é conhecido por acumular-se em certas condições, principalmente em culturas mistas como em lodos ativados, pois há a presença de bactérias que são capazes de reduzir o N-NO<sub>3</sub> em N-NO<sub>2</sub>, embora os pesquisadores não considerem como “verdadeiro”, pois bactérias nitrificantes não podem utilizar N-NO<sub>2</sub> ou outros óxidos reduzidos de nitrogênio como aceptores de elétrons, este metabolismo está sendo chamado de “respiração do nitrato”, sendo que o N-NO<sub>2</sub> extracelular acumulado durante a respiração destas bactérias é um produto final, em vez de intermediário.

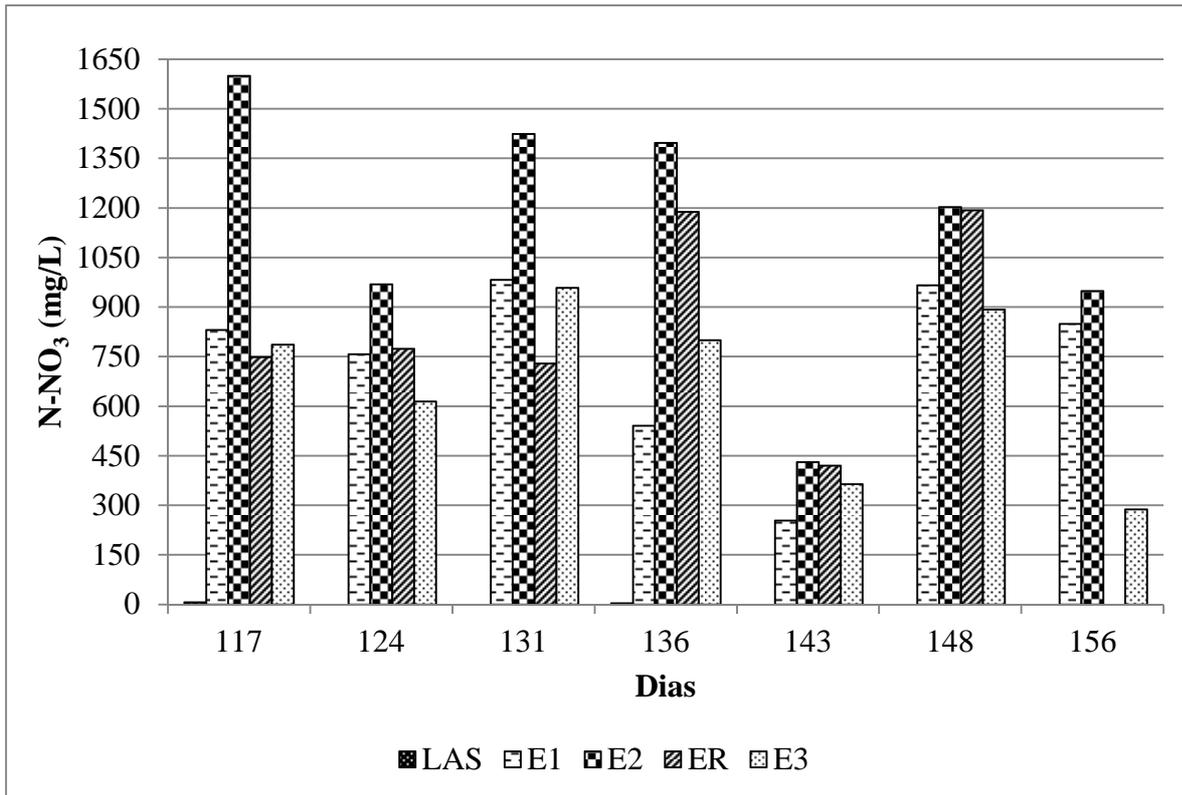
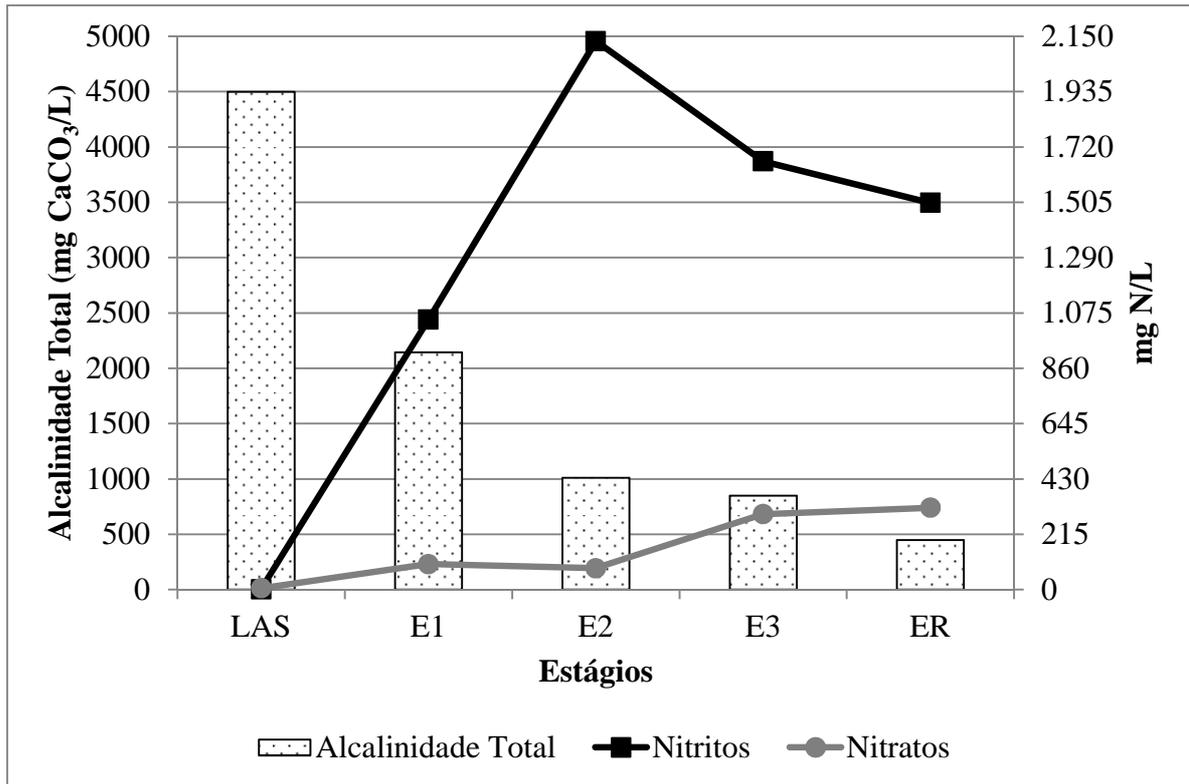


Figura 33: Concentrações de N-NO<sub>3</sub> formados durante a Etapa 2.

Hossakaet al. (2009), relataram que o acúmulo de nitritos durante a oxidação está diretamente relacionado ao pH e temperatura, uma vez que estes parâmetros influenciam diretamente nas concentrações de N-NH<sub>3</sub> que, por sua vez, interferem diretamente na atividade das bactérias Nitrosomonas. De acordo com Henzeet al. (1997) apud Hossakaet al. (2009), há uma inibição das bactérias que oxidam nitrito até nitrato a partir de uma concentração de 0,1 mg/L de N-NH<sub>3</sub> até sua completa inibição em concentração de 1,0 mg/L.

A Figura 34 relaciona a média das concentrações de alcalinidade total obtidas durante o monitoramento da Etapa 2 com as concentrações de nitritos e nitratos obtidos. Nesta etapa a concentração de nitritos apresenta um decaimento do E1 para o E2 e E3, e os nitratos apresentam um gradativo aumento de suas concentrações. Esta modificação pode ser atribuída a entrada da taxa de recirculação, pois além da recirculação há a entrada de mais um estágio, aumentando as fases do CBR, pois conforme citado na revisão bibliográfica, mais estágios facilitam a nitrificação.

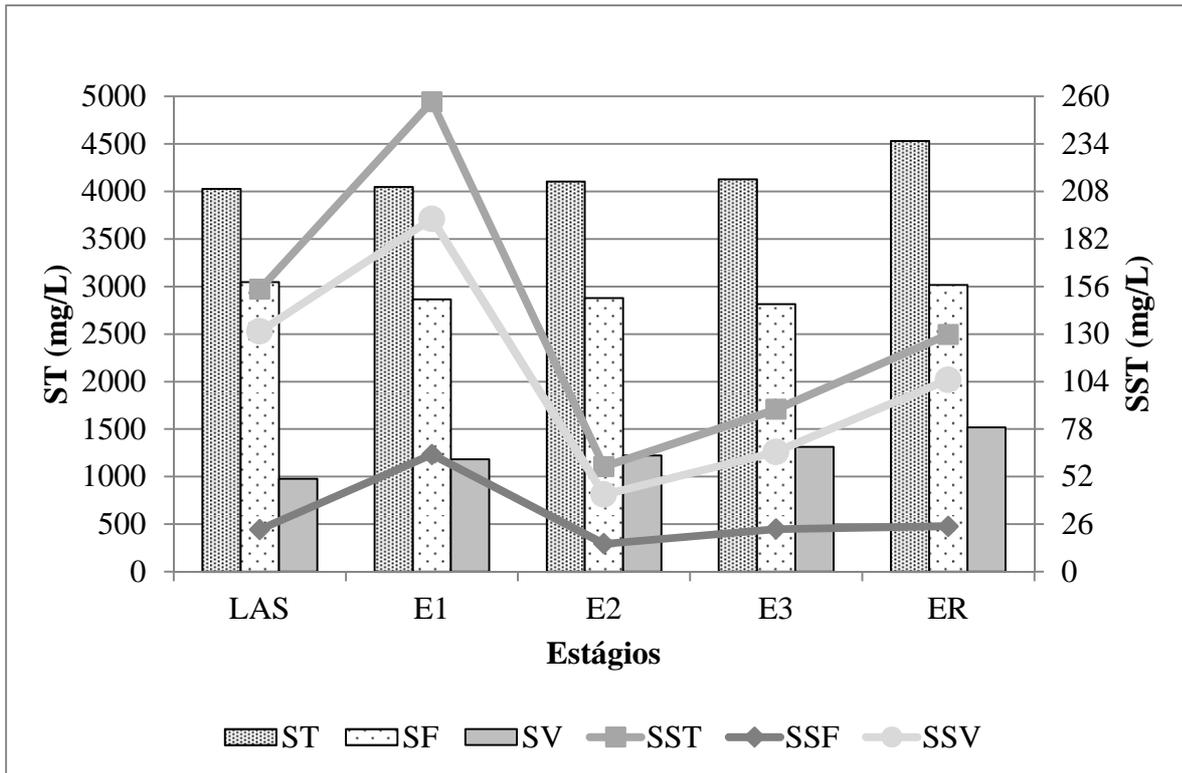


**Figura 34: Relação da média obtida das concentrações de alcalinidade total com a produção de nitritos e nitratos da Etapa 2.**

#### 4.4 ETAPA 3

Nesta etapa entrou em operação a adição de fonte externa de carbono, a glicerina. Resumindo, a Etapa 3 manteve as características da Etapa 2 com a adição de glicerina no E1. Esta Etapa teve duração de 45 dias.

O comportamento da série de sólidos é apresentado pela Figura 35. O comportamento das concentrações de sólidos apresentaram-se muito parecidas com a da Etapa 2. A presença de glicerina pode ter acarretado um desprendimento maior da biomassa visto que a concentração de SSV foi superior no E3 comparado com as das outras etapas. Oliveira (2013) observou que o aumento de nitritos pode ser ocasionado pelo desprendimento natural ou ocasionado pelas forças de cisalhamento (rotação alta dos tambores) do biofilme, onde a presença de SSV comprova essa perda. Outro fato observado foi a presença de sólidos que “flotavam” no D e a necessidade de lavagem mais frequente deste.



**Figura 35: Médias dos sólidos totais, suspensos, fixos e voláteis durante a Etapa 3.**

A Figura 36 apresenta as concentrações de alcalinidade total do LAS e estágios do CBR na Etapa 3. O LAS apresentou alcalinidade total 3.475 a 4.738 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ . O E1 apresentou um consumo de 47 a 88 % da alcalinidade total em relação ao LAS. O consumo no E2 apresentou uma variação de 47 a 88 % em relação ao E1. No E3 o consumo foi de 11 a 48 % em relação ao E2. O ER que recebia a taxa de recirculação de 25,88% do efluente gerado pelo E3 apresentou em alguns dias monitorados um aumento na sua concentração de alcalinidade total em relação à do E3.

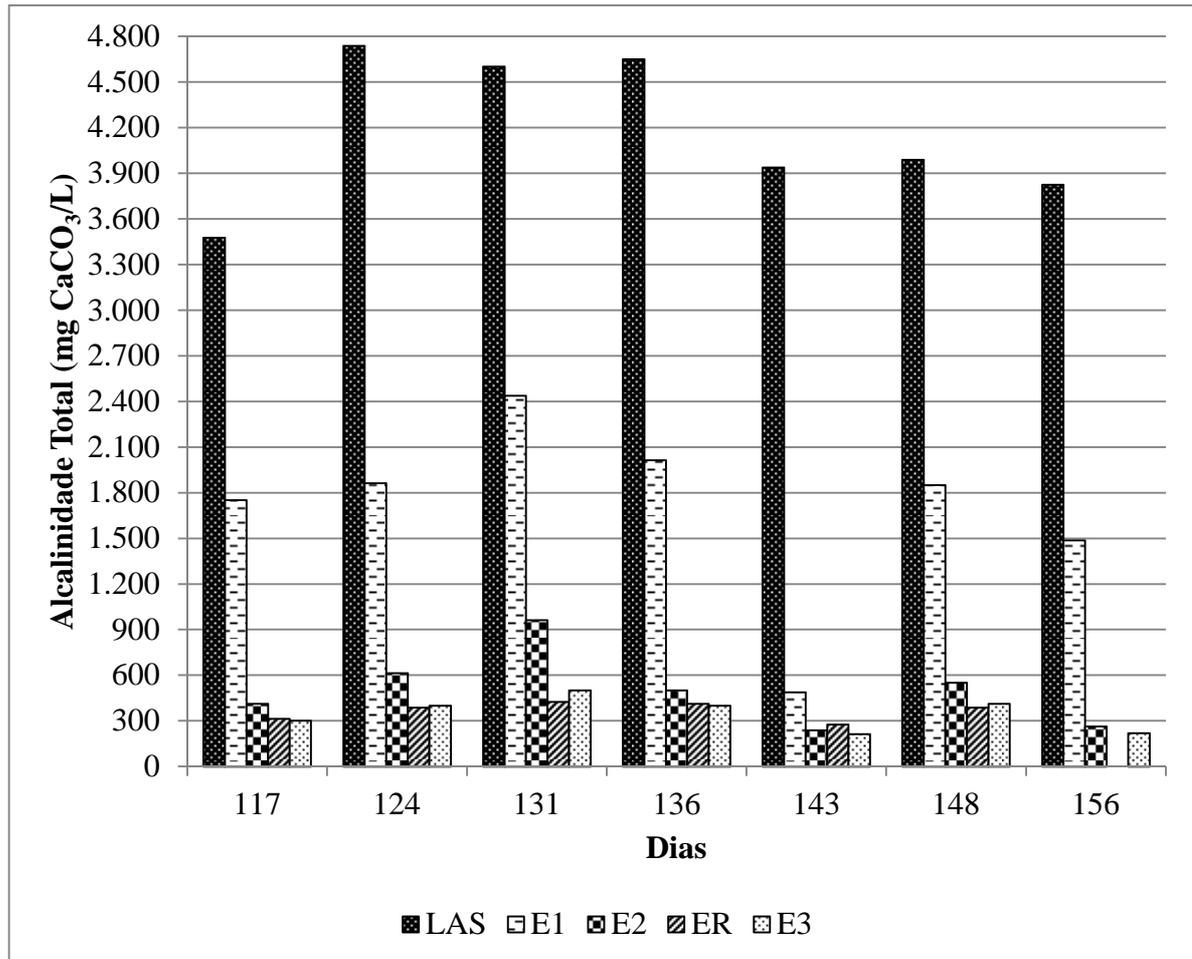


Figura 36: Concentrações de alcalinidade total apresentadas pelo LAS e estágios do CBR durante a Etapa 3.

A Figura 37 apresenta as variações das concentrações de alcalinidade parcial do LAS e estágios do CBR. O LAS apresentou concentrações de 2.812 a 4.288 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  nesta Etapa. O consumo de alcalinidade apresentado durante a Etapa 3 foi de  $4.138 \pm 504$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ .

De acordo com Oliveira (2013), a recirculação do efluente economiza a alcalinidade do meio líquido, neste experimento a recirculação proporcionou que o E1 apresentasse o maior consumo de alcalinidade, e o era esperado que neste estágio já ocorresse a produção de nitratos, que está apresentado pela Figura 48.

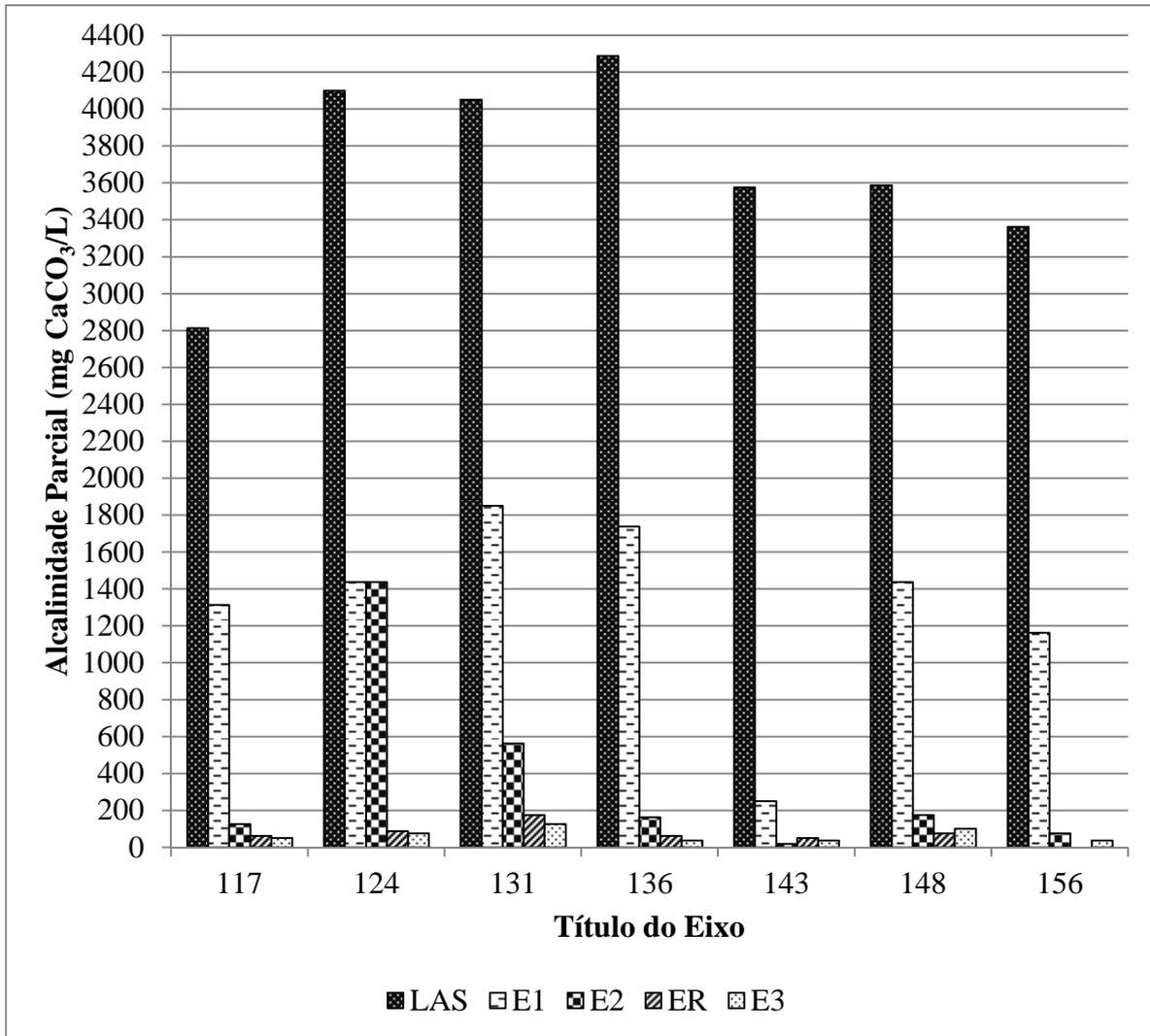
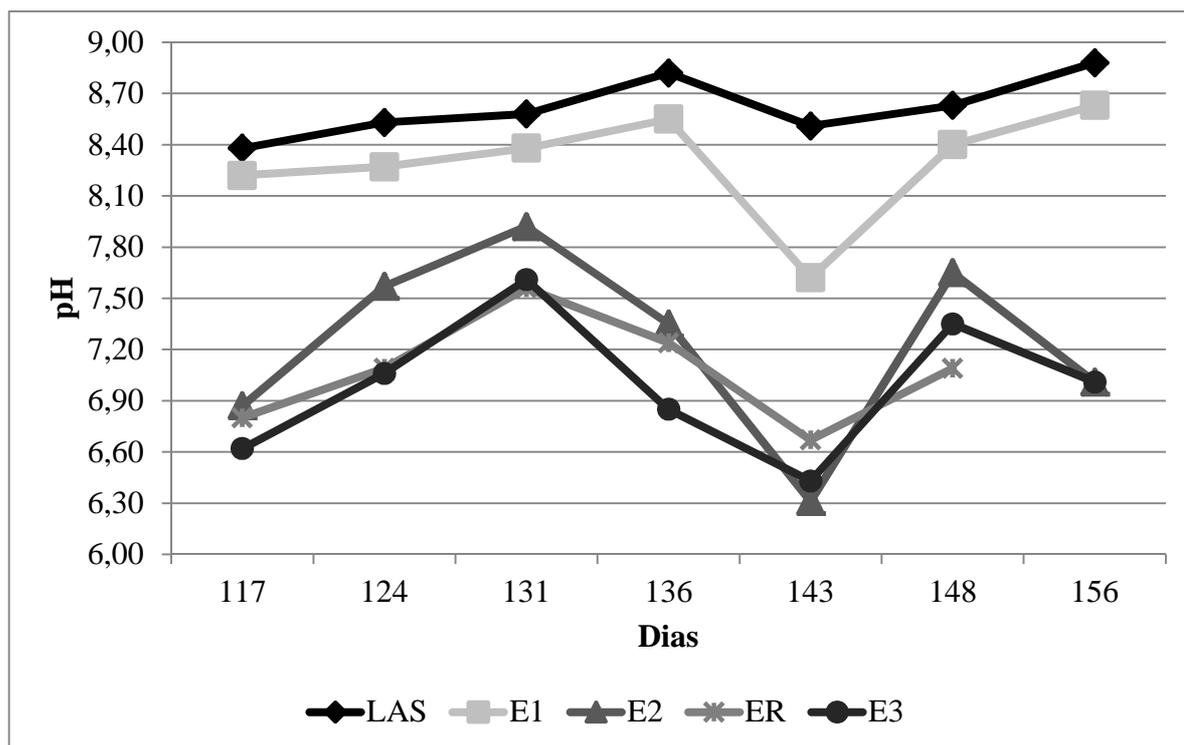


Figura 37: Concentrações de alcalinidade parcial apresentadas pelo LAS e estágios do CBR durante a Etapa 3.

A Figura 38 apresenta o comportamento do pH no LAS e estágios do CBR. O E1 apresentou pH de  $8,30 \pm 0,33$ , com um consumo de 1,9 a 10% em relação ao pH do LAS. No E2 apresentou uma variação de  $7,24 \pm 0,55$ , com uma diminuição do pH de 5,49 a 19% em relação ao E1. O ER apresentou aumento de pH em relação ao efluente final, com pH de  $7,08 \pm 0,32$ , com um aumento de 5,69 a 11% em relação ao pH do E3, confirmando o aumento de alcalinidade, neste estágio. Por conseguinte, no E3 apresentou pH  $6,99 \pm 0,41$ .



**Figura 38: Comportamento do pH no LAS e estágios do CBR na Etapa 3.**

A Figura 39 mostra o comportamento do OD do LAS e dos estágios do CBR durante a Etapa 3. Com a entrada da glicerina no E1 o aumento de OD que na Etapa 2 era de 1,91 passou para 3,4 mg O<sub>2</sub>/L nesta Etapa. Os dias monitorados 124° e 131° apresentaram os valores mais elevados de OD em todos os estágios, isso pode ser atribuído às temperaturas mais baixas nestas duas semanas. Sabe-se que o OD em temperaturas mais baixas adsorve mais oxigênio do meio, apresentando, assim concentrações mais altas em dias frios do nos quentes.

Durante as três Etapas deste monitoramento as concentrações de OD nos estágios apresentaram-se acima de 2,0 mg O<sub>2</sub>/L. O E1 chegou a apresentar concentrações inferiores a 2,0 mg O<sub>2</sub>/L. A presença destas concentrações elevadas deve-se a rotação dos tambores do CBR que encontravam-se com velocidade de 12 RPM. Conforme Segatto (2002), a concentração de OD possui grande influência sobre a velocidade de crescimento das bactérias nitrificantes e na nitrificação de sistemas biológicos. Para o autor a faixa de concentração de OD necessária para a nitrificação é de 0,5 – 2,5 mg O<sub>2</sub>/L para sistemas de biomassa em suspensão e para sistemas de biomassa fixa, como no caso do CBR, podem ser relativamente maiores, já que estes reatores de nitrificação tem como características inerentes a transformação de massa e a resistência de difusão do meio.

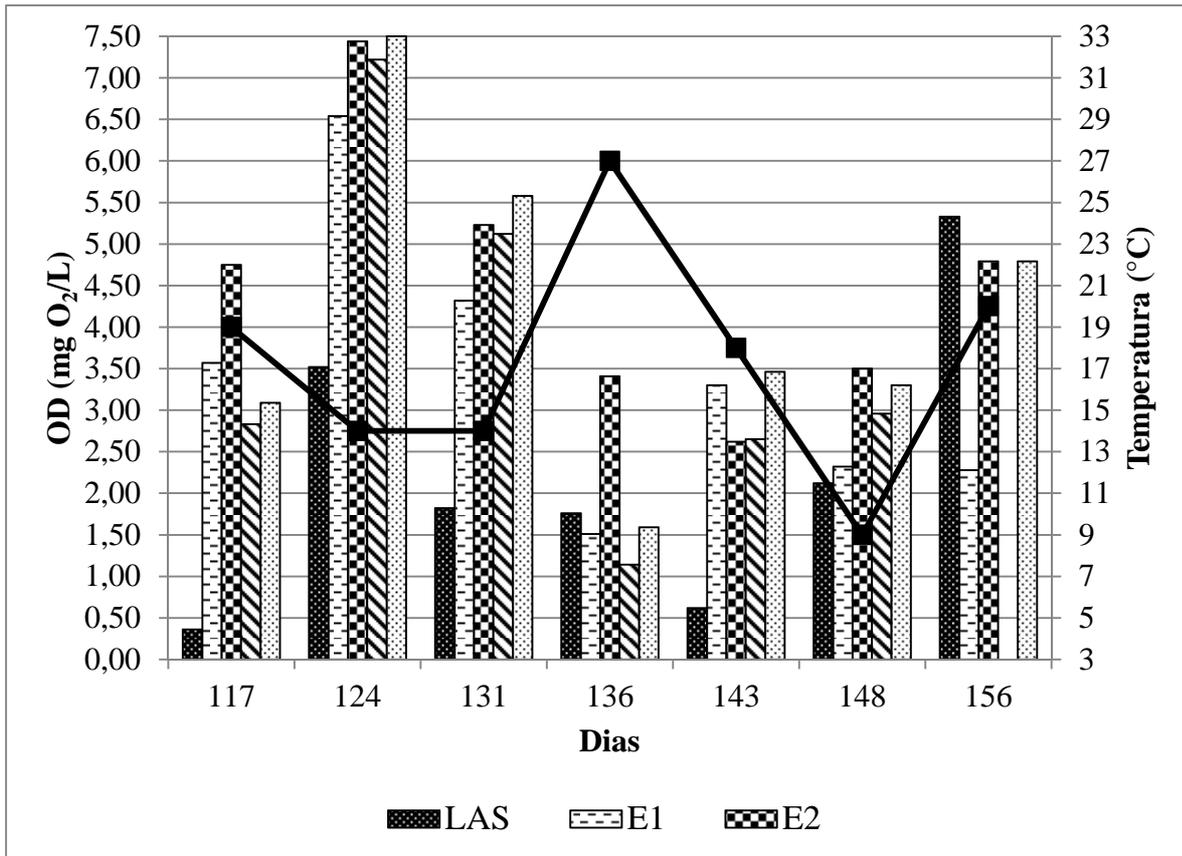
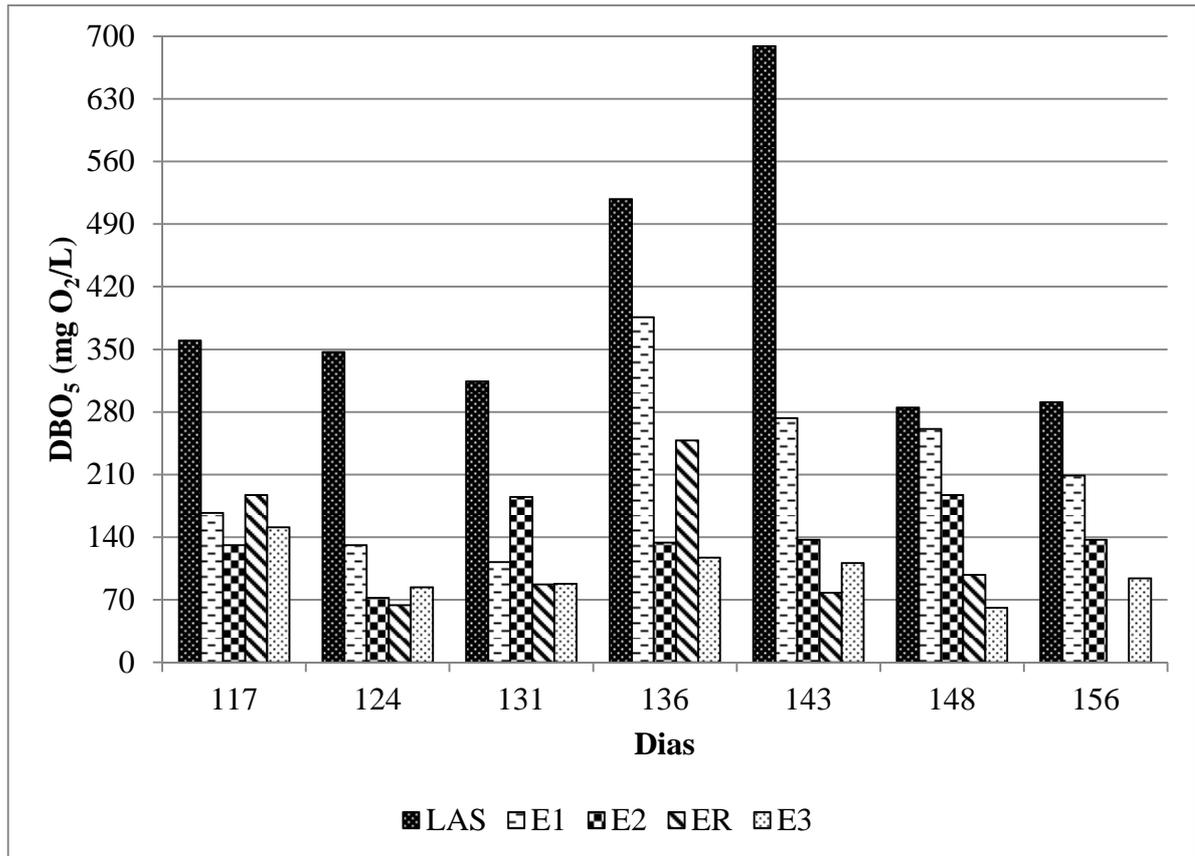


Figura 39: Concentrações de OD e comportamento da temperatura no LAS e estágios do CBR na Etapa 3.

A Figura 40 mostra o comportamento das concentrações da  $DBO_5$  durante a Etapa 3. Como relatado anteriormente, nesta Etapa houve a recirculação de  $Q/4$  (25,88%) do efluente e a adição da glicerina, como fonte externa de carbono, no Estágio 1. A eficiência de remoção da  $DBO_5$  foi de 72 a 85% apresentando média de 80%, com um consumo de  $1.558 \pm 558$  mg  $O_2/L$ . Comparando esta eficiência com as das Etapas anteriores demonstra que esta Etapa apresentou melhor eficiência que a Etapa 1 e pior do que a Etapa 2. A adição da glicerina pode ter afetado a eficiência da  $DBO_5$  já que ocorreu um aumento substancial da DQO no meio líquido. Outro ponto a ser discutido é que a entrada de  $DBO_5$  do LAS apresentou concentrações inferiores do que às da Etapa 2. Nos dias em que a carga de  $DBO_5$  do LAS apresentou-se superior aos dos outros dias de monitoramento, houve a ocorrência de maiores remoções (dias 136° e 143°).



**Figura 40: Concentrações de DBO<sub>5</sub> durante a Etapa 3.**

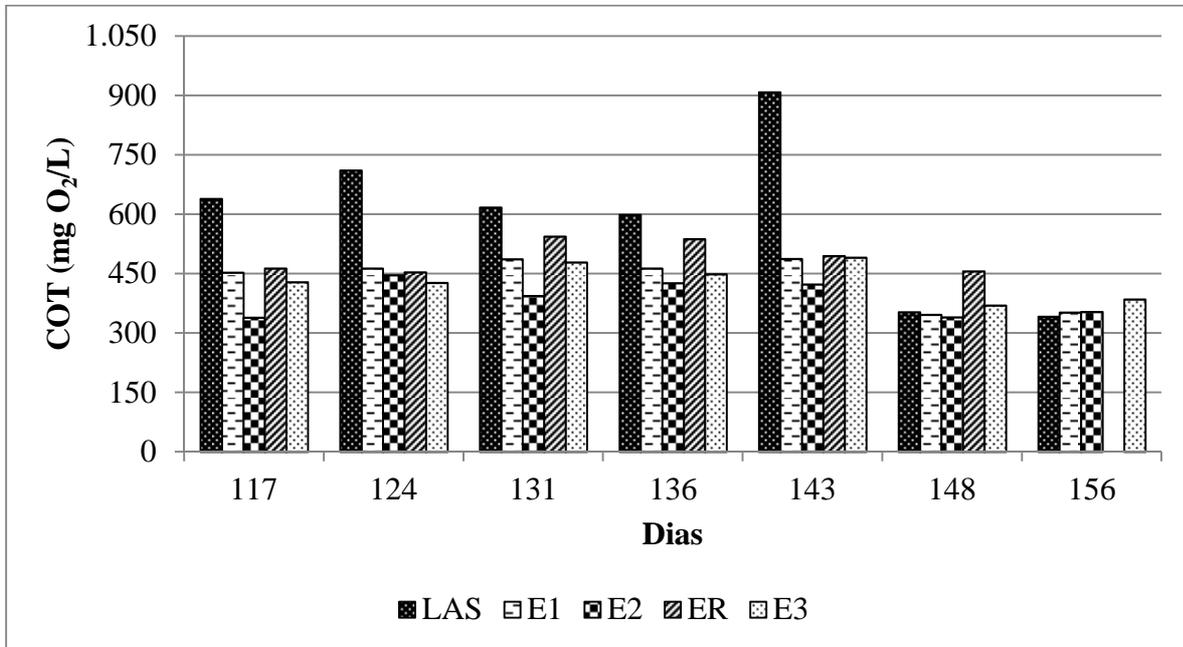
As concentrações de DBO<sub>5</sub> e DQO da glicerina adicionada ao CBR no E1 são apresentadas na Tabela 15. Para atingir a relação estabelecida de DQO/N foi necessário diluir a glicerina, e a maior dificuldade encontrada foi que a glicerina possui uma densidade e viscosidade ( $d=1,26 \text{ g/cm}^3$  e  $\mu= 1,5 \text{ Pa/s}$  a  $20 \text{ }^\circ\text{C}$ ), dificultando sua medição, dessa forma, ficou complicado manter a mesma concentração de entrada de DQO. Esperava-se que a DBO<sub>5</sub> da glicerina apresentasse concentrações mais altas das que encontradas.

**Tabela 15: Concentração apresentada pela glicerina adicionada no E1 do CBR.**

Dias	DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L)	DQO (mg O <sub>2</sub> /L.d <sup>-1</sup> )
117	2107	0,0	15.170
122	738	50,4	5.314
128	2812	12	20.246
133	1892	0,0	13.622
138	2004	39,4	14.429
144	1977	0,0	14.234
150	1316	9,3	9.475

Apesar de uma média de eficiência menor da remoção de DBO<sub>5</sub> ter sido relatado nesta etapa, o COT não apresentou em sua média muitas diferenças. A Figura 41 apresenta as

concentrações de COT durante o monitoramento desta etapa. A média de eficiência apresentada foi de 60%, muito próxima às da Etapa 2, com um consumo de  $655 \pm 164$  mg  $O_2/L$ . O dia 143º apresentou maior pico de eficiência da remoção, neste dia o LAS apresentou a maior concentração de entrada de COT durante o monitoramento desta Etapa.



**Figura 41: Concentrações de COT durante a Etapa 3.**

As concentrações de CI determinadas durante o monitoramento desta etapa, assim como a eficiência de remoção encontram-se na Figura 34. Nesta etapa a média da eficiência da remoção subiu em relação às das etapas 1 e 2, de 97% e 93%, respectivamente, para 98%, com um consumo de  $631 \pm 144$  mg  $O_2/L$ . Observa-se que mesmo com as concentrações de CI do LAS serem inferiores nesta etapa sua eficiência demonstrou-se superior, assim como o consumo de alcalinidade que também foi superior do que nas outras etapas. Conforme já discutido, o carbono inorgânico é consumido junto com a alcalinidade para a reação de nitrificação.

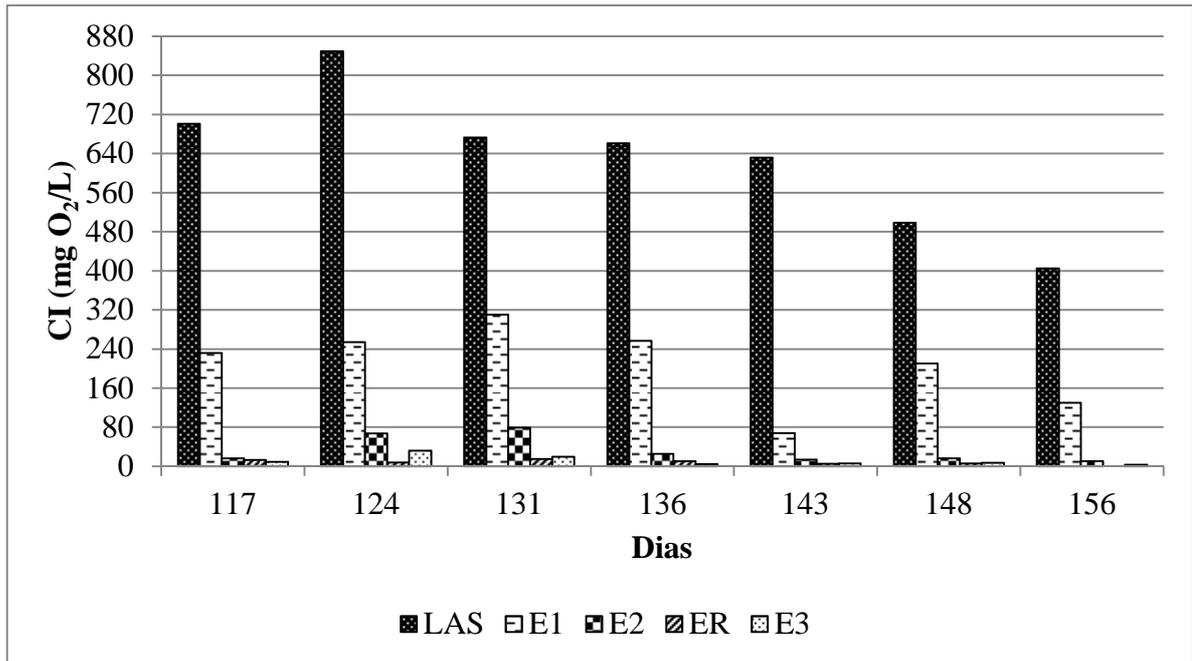


Figura 42: Concentrações de CI na Etapa 3.

A Figura 43 mostra a variação das remoções e concentrações do CT, com uma eficiência de remoção de 48 a 77%, apresentando uma média de 71% e um consumo de  $1.212 \pm 429$  mg O<sub>2</sub>/L. Esta Etapa demonstrou um comportamento muito parecido ao da Etapa 2, com eficiência de remoção muito próximas, mesmo com as concentrações de LAS inferiores se comparadas em mg/L. O maior contribuinte para esta remoção foi de CI, espera-se que com este consumo a nitrificação esteja ocorrendo nesta Etapa.

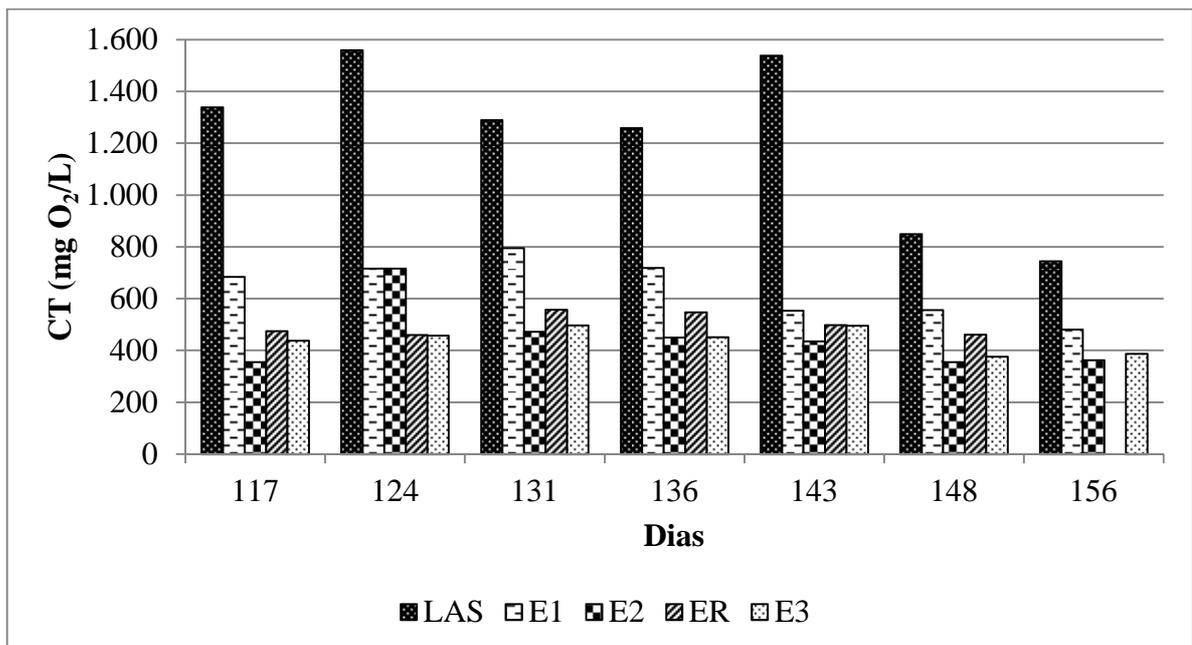


Figura 43: Concentrações de CT durante a Etapa 3.

A Figura 44 apresenta as concentrações de DQO monitoradas durante a Etapa 3. A média de eficiência atingida para a remoção de DQO foi de 52%, chegando a apresentar picos de 62%, com um consumo de  $1.558 \pm 558 \text{ mg O}_2/\text{L}$ . Esta Etapa apresentou um eficiência de remoção superior a da Etapa 1 e muito próxima à da etapa 2, mesmo recebendo uma carga extra de DQO proveniente da adição de glicerina.

Cortez *et al.* (2010) tratando LAS com o uso de CBR e adição de acetato de sódio como fonte de externa de carbono observou uma média de remoção de DQO de 48%.

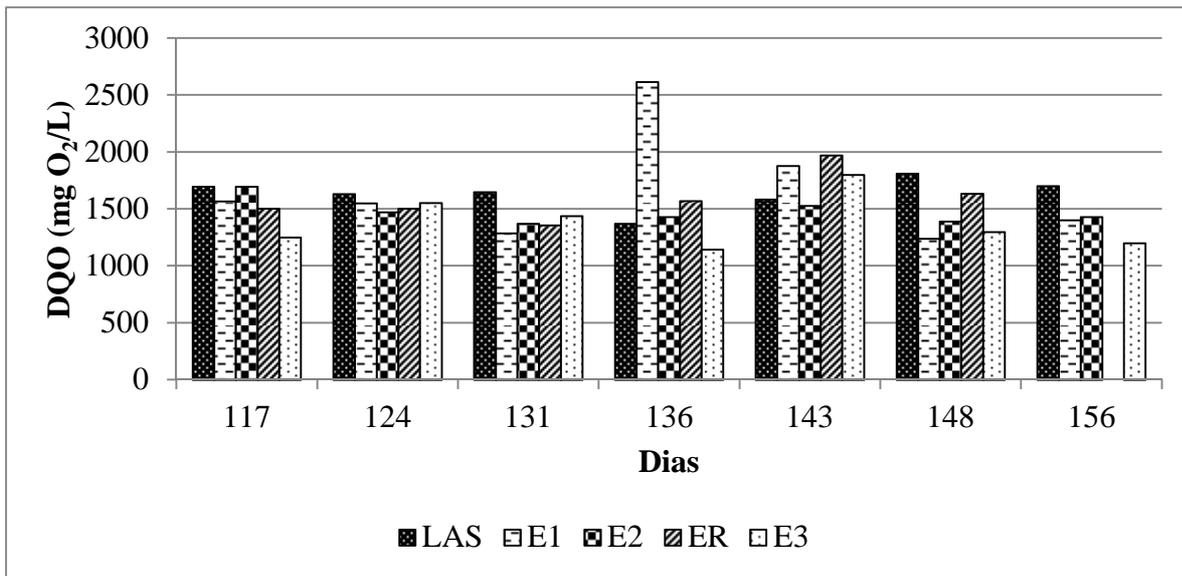


Figura 44: Concentrações de DQO durante a Etapa 3.

A Figura 45 relaciona as concentrações de DQO, em  $\text{mg O}_2/\text{L}$ , determinadas durante o monitoramento com a adição da concentração de DQO, em  $\text{mg O}_2/\text{L} \cdot \text{dia}^{-1}$ , da glicerina. No 124º quando a adição de glicerina foi a deconcentração mais alta apresentada, a remoção de DQO foi de 5% no E3. Cortez *et al.* (2010) tratou LAS utilizando um CBR com reator anóxico e como fonte externa de carbono o acetato, encontrou um aumento da DQO, que relacionou ao fato de o acetato não ter sido totalmente consumido durante a desnitrificação.

Observando o comportamento dos gráficos das Figuras 45 e 46 pode-se concluir que a melhor concentração de entrada de glicerina ocorreu nos dias 148º e 156º. Outro fator observado foi que o sistema estava se estabilizando com a entrada desta fonte externa de carbono, pois durante as duas últimas semanas a remoção de DQO encontrava-se na faixa de 28% de remoção. Alguns pesquisadores comentaram que a estabilização da biomassa pode levar 25 dias.

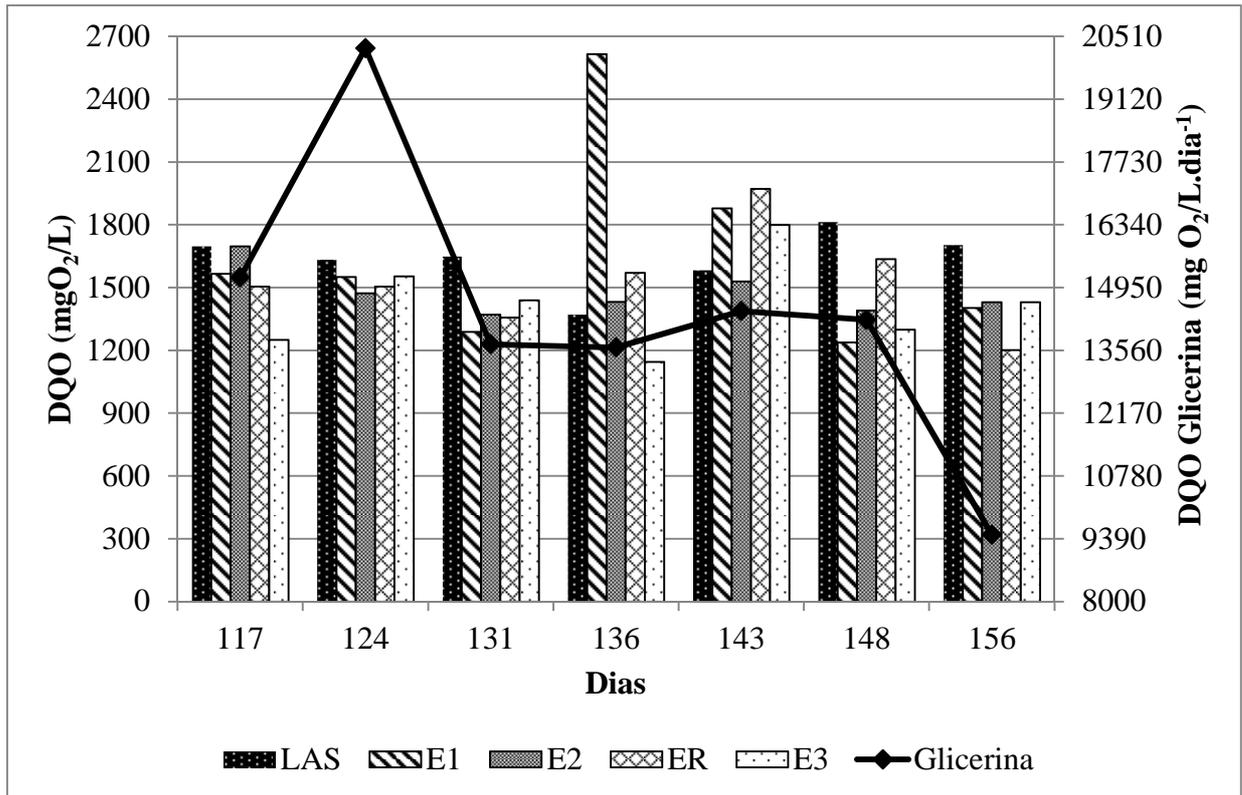


Figura 45: Comparação DQO X DQO da glicerina adicionada.

O teste Anova apresentado na Tabela 16 comprova que a DQO da glicerina não interferiu na eficiência de remoção da DQO na Etapa 3, este teste compara as concentrações de DQO entre os estágios. A Tabela 17 apresenta um teste Anova comparando as eficiências de remoção em cada Etapa. Este teste foi realizado com o propósito de comprovar que a adição da glicerina não impactou na remoção da DQO.

Tabela 16: Teste Anova comparando os resultados de DQO em todos os estágios.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	282398,74	4	70599,69	0,972439	0,437144	2,689628
Dentro dos grupos	2178019,1	30	72600,64			
Total	2460417,9	34				

Para os cálculos da Anova da Tabela 17 foram retirados alguns dias de monitoramento da Etapa 2, para isso foram considerados as piores e a melhores eficiências. Ambos os testes apresentaram F calculado < F crítico demonstrando não existir diferença entre os resultados. Dessa forma, conclui-se que a entrada da glicerina, que apresentava altas concentrações de DQO não impactou na eficiência de remoção desta no sistema.

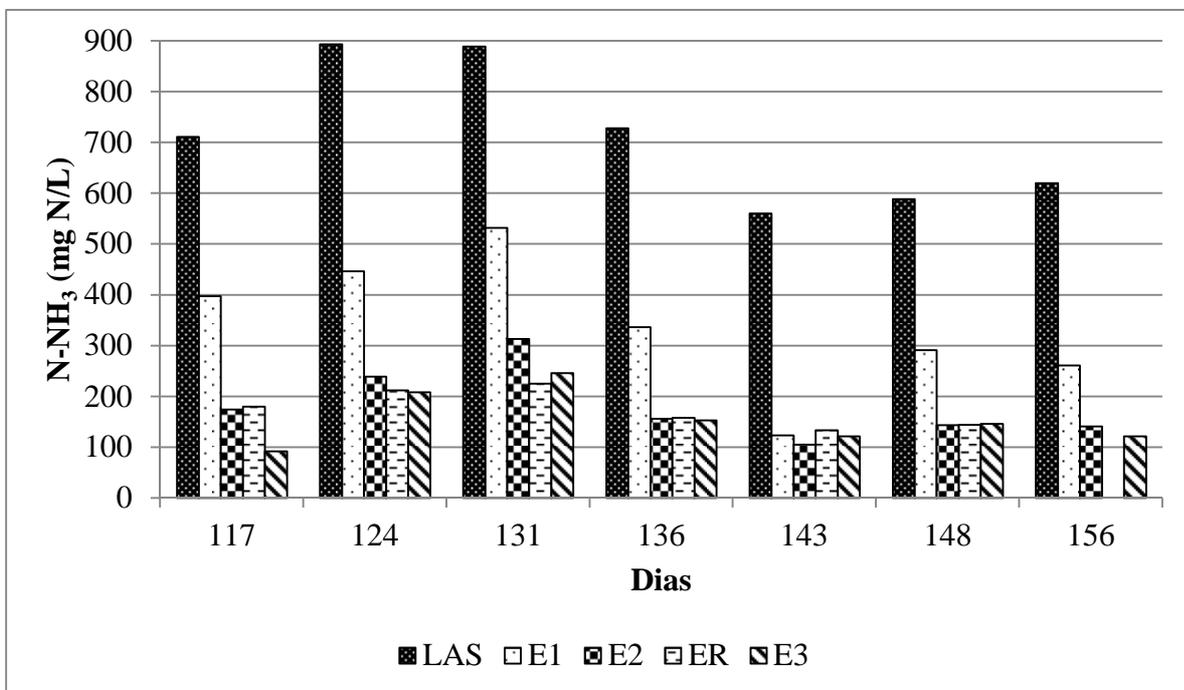
Tabela 17: Teste Anova comparando eficiência de remoção de DQO entre as etapas.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	1931,142857	2	965,5714	1,868159	0,183138	3,554557
Dentro dos grupos	9303,428571	18	516,8571			
Total	11234,57143	20				

A entrada da glicerina como fonte externa de carbono tinha como finalidade principal a desnitrificação. Primeiramente o ER seria fechado para que as condições anóxicas necessárias para a desnitrificação ocorressem, porém, devido às dificuldades encontradas na reação de nitrificação optou-se experimentar a adição de fonte externa de carbono com o objetivo de “forçar” a reação de nitrificação.

Em busca de informações, artigos e pesquisas que relacionassem adição de fonte externa de carbono na nitrificação e não encontrando nada, optou-se para a escolha do estágio que receberia a adição de glicerina o seguinte fator: O Estágio do CBR que apresentasse a menor concentração de OD, assim escolheu-se o E1. Outro fator interessante é que o E1 não receberia somente o LAS e glicerina como também a contribuição do ER, que, como citado anteriormente pode economizar a alcalinidade.

A Figura 47 apresenta as concentrações de  $N-NH_3$  do LAS e dos estágios na etapa 3. Sua eficiência de remoção nesta etapa foi de 82%, apresentando uma eficiência menor do que na Etapa 2 e um consumo de  $742 \pm 139$  mg N/L. No dia 156° não foi realizada a coleta do ER visto que a bomba injetora parou de funcionar. Cortez (2010) operando um CBR para tratar LAS com fonte externa de carbono obteve uma eficiência 95% de remoção no  $N-NH_3$ .



**Figura 46: Concentrações  $N-NH_3$  durante a Etapa 3.**

A Figura 47 apresenta as concentrações de  $N-NO_2$  do LAS e dos estágios durante a Etapa 3. Nesta etapa as concentrações de  $N-NO_2$  mostraram-se um pouco menores do que nas outras etapas, porém ainda são encontradas concentrações consideráveis. Pode-se

observar que a entrada da glicerina pode ter causado um choque de carga orgânica e que nos últimos dias do monitoramento o sistema estava se estabilizando, pois as concentrações de N-NO<sub>2</sub> começaram a diminuir (dias 143° e 156°).

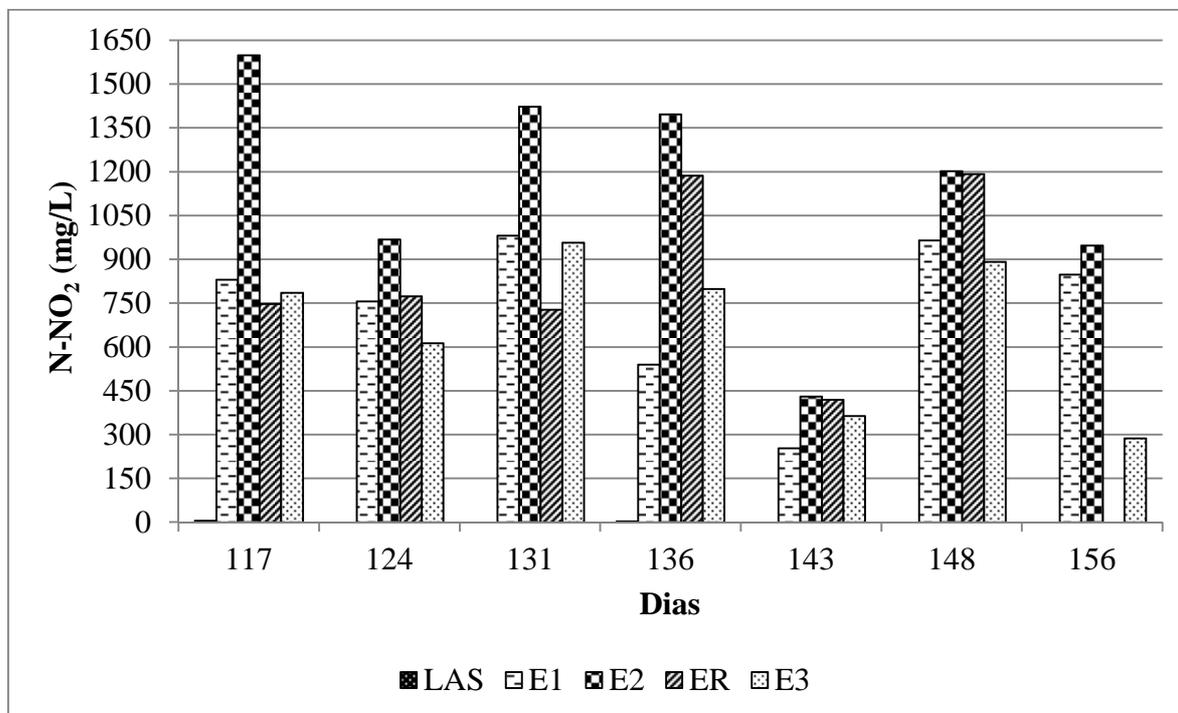
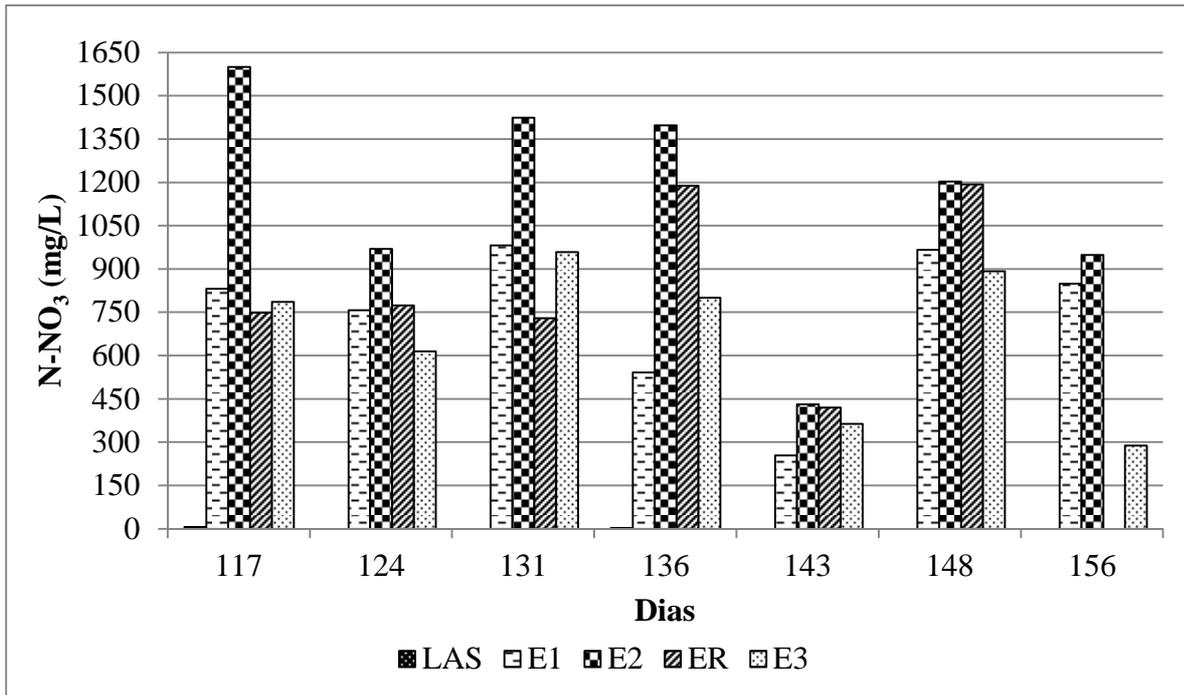


Figura 47: Concentrações de N-NO<sub>2</sub> formados durante a Etapa 3.

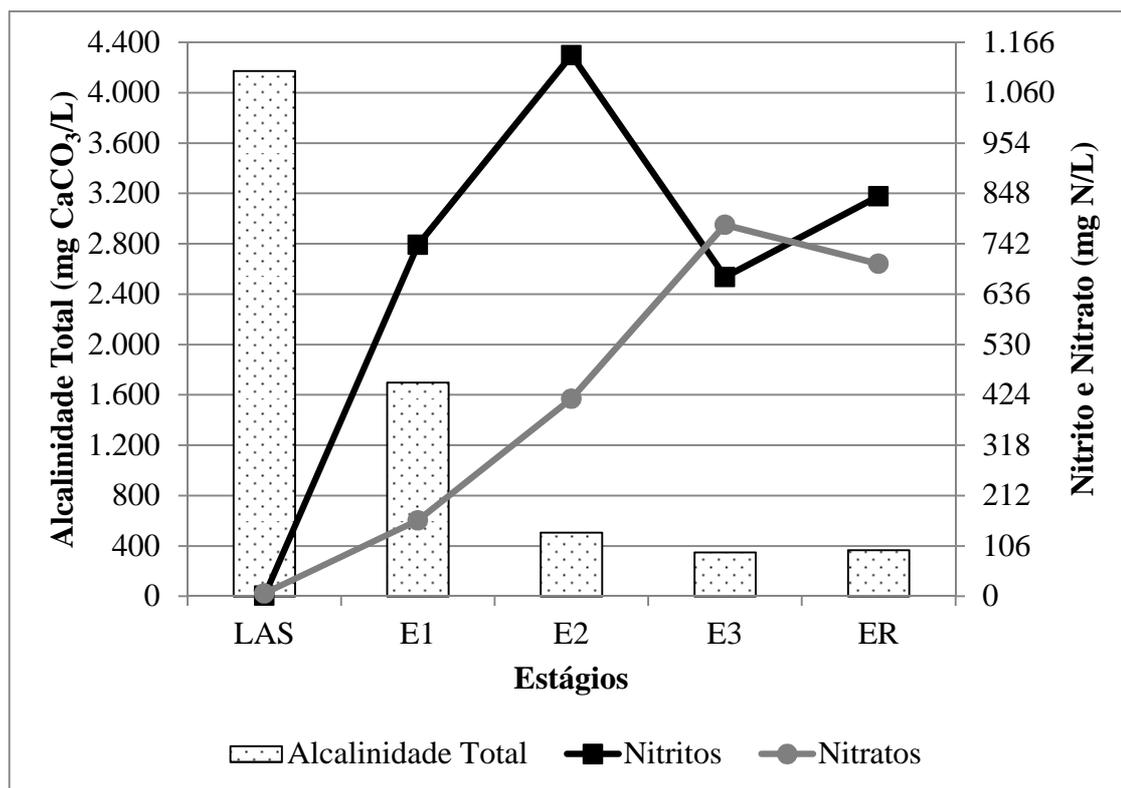
As formações de N-NO<sub>3</sub> começaram, nesta Etapa, a serem mais efetivas. A entrada da glicerina no sistema possivelmente desencadeou o crescimento e atividade das bactérias oxidadoras de nitritos.

A Figura 48 apresenta a formação de N-NO<sub>3</sub> que ocorreram durante o monitoramento. No dia 143° ocorreu a concentração de N-NO<sub>3</sub> mais elevada (1.668 mg/L), em contrapartida foi neste dia que ocorreram as menores concentrações de N-NO<sub>2</sub> (364 mg/L). Outros parâmetros que podem ser observados e relacionados neste dia são a ocorrência de consumos mais elevados de COT (45% remoção) e de DBO<sub>5</sub> (84% remoção) e um aumento na concentração da DQO (14%) no E3. A glicerina, neste dia, provavelmente não foi toda consumida, devido ao aumento da DQO, porém a adição de matéria carbonácea advinda dela foi suficiente para que ocorresse e/ou auxiliasse a nitrificação.



**Figura 48: Concentrações de N-NO<sub>3</sub> formados durante a Etapa 3.**

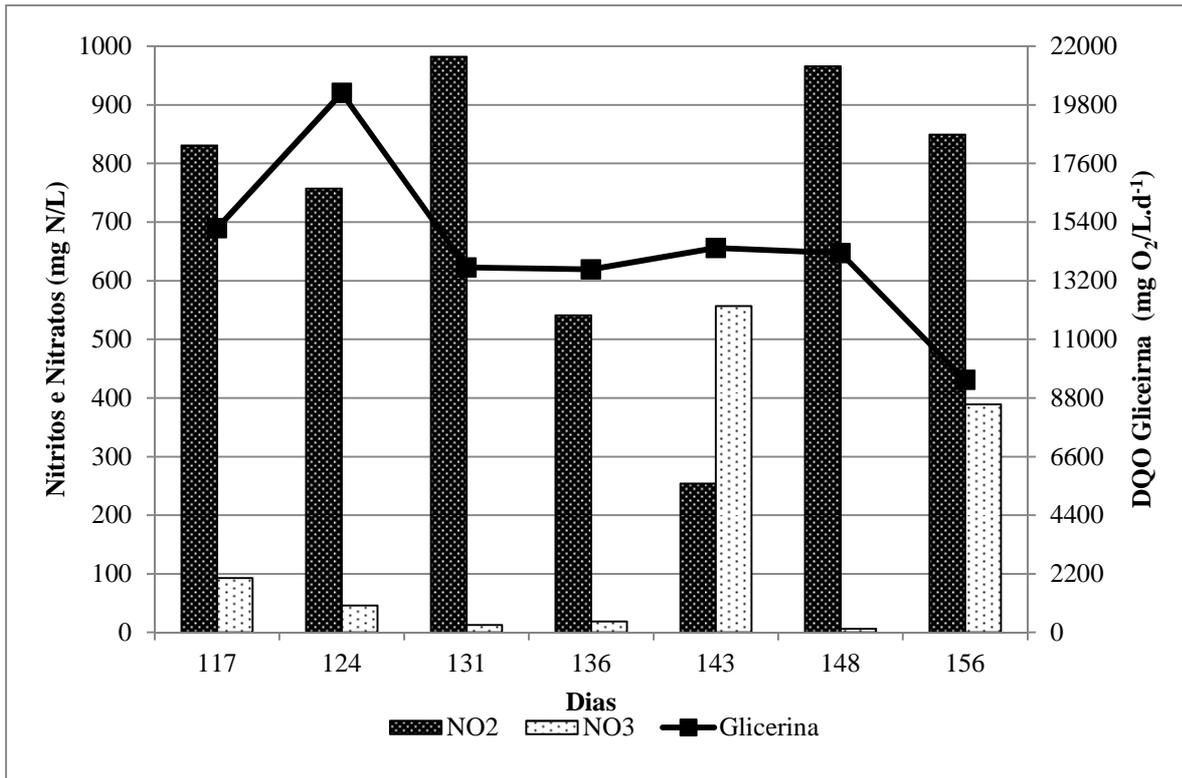
A Figura 49 relaciona a média das concentrações de alcalinidade total obtidas durante o monitoramento da Etapa 3 com as concentrações de nitritos e nitratos obtidos. Nesta etapa as concentrações de nitritos apresentam uma queda gradativa tendo no E3 concentrações bem inferiores quando relacionadas com as outras etapas. Esta modificação pode ser atribuída a entrada da glicerina como fonte externa de carbono. Pressupõe-se que a glicerina forneceu matéria orgânica para o desenvolvimento ou ativação das bactérias oxidadoras de nitrito a nitrato. Nesta Etapa as concentrações de nitrato apresentavam-se superiores às do nitrito no E3. Espera-se que com um período maior de monitoramento desta Etapa, mantendo as mesmas condições de operação, o sistema se estabilize e a nitrificação se complete.



**Figura 49: Relação da média obtida das concentrações de alcalinidade total com a produção de nitritos e nitratos da Etapa 2.**

As formações de N-NO<sub>3</sub> podem ter sido influenciadas pela entrada de glicerina, as Figuras 50 e 51 relacionam a entrada de glicerina em mg O<sub>2</sub>/L.dia, que ocorreram durante o monitoramento desta Etapa, com as concentrações formadas de N-NO<sub>2</sub> e N-NO<sub>3</sub> no E1 e E3, respectivamente.

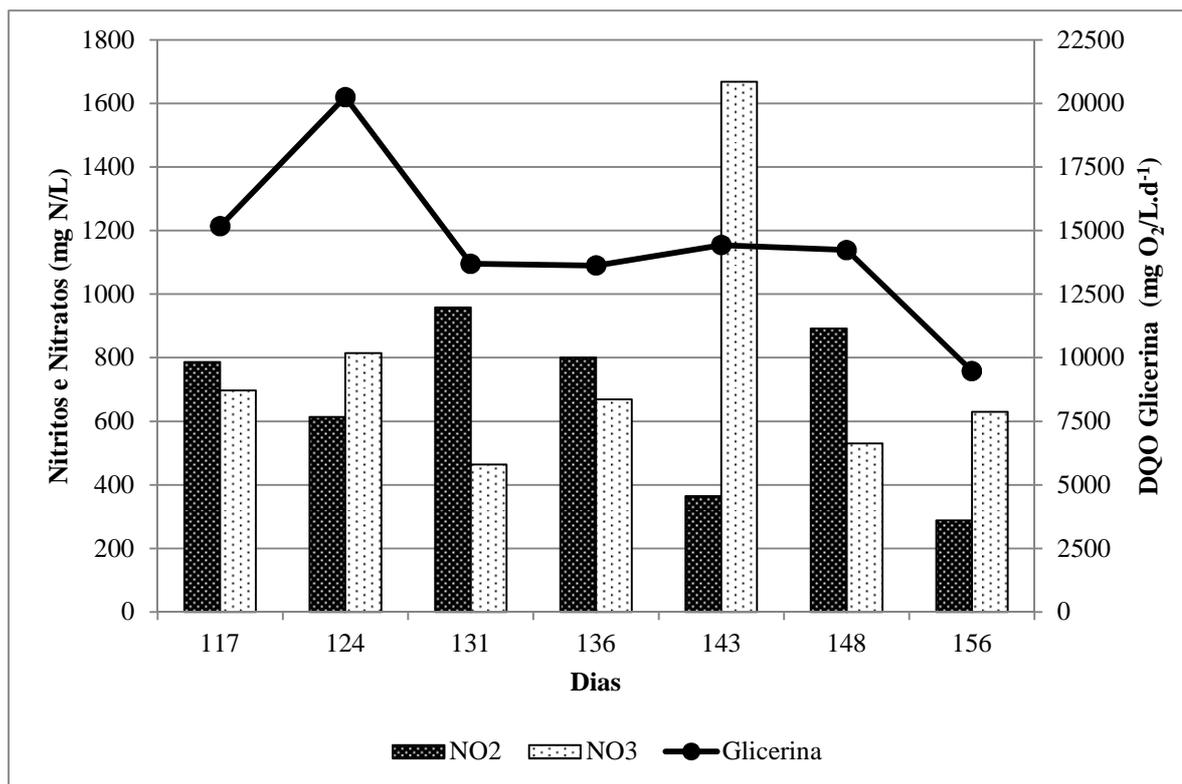
No monitoramento do dia 143° e 156° o N-NO<sub>3</sub> já estava se formando no E1, situação que não ocorreu durante os outros dias. A concentração de SSV no dia 143° foi de 408 mg/L, de todos os parâmetros observados e relacionados este foi o mais determinante para a produção de Nitratos, já que o SSV está relacionado a sua produção. Durante todas as etapas o SSV mostrou-se com concentrações superiores ao do SSF.



**Figura 50: Concentrações de NO<sub>2</sub> e NO<sub>3</sub> do E1 X DQO da Glicerina adicionada.**

Cálculos estatísticos foram realizados comparando a formação de nitritos e nitratos. Foram realizados testes Anova comparando a formação de nitritos e nitratos entre os Estágios e entre as Etapas. A Etapa 3 foi dentre todas a que apresentou  $f_{\text{calculado}} > f_{\text{crítico}}$ . Optou-se por não apresentar os testes, pois os resultados analíticos já comprovam que a Etapa 3 foi a etapa que apresentou resultados diferentes de nitritos e nitratos.

Com a entrada de glicerina como fonte externa de carbono podemos observar que as concentrações de N-NO<sub>2</sub> diminuíram em relação ao apresentado nas outras Etapas, assim como a produção de N-NO<sub>3</sub> foi mais efetiva.



**Figura 51: Concentrações de NO<sub>2</sub> e NO<sub>3</sub> do E3 X DQO da Glicerina adicionada no E1.**

Cortez (2010) observou em seu experimento que durante a etapa de desnitrificação, utilizando uma fonte externa de carbono, um acúmulo de nitritos. Retratou tal possibilidade pelo fato do nitrito que foi produzido durante o tratamento não ter sido totalmente consumido. A autora também complementou que muitos pesquisadores estão encontrando acúmulo de nitritos em processos de desnitrificação biológica.

O acúmulo de nitritos pode estar relacionado ao consumo de alcalinidade, em outras palavras, as concentrações de alcalinidade no meio líquido (fornecidas pelo LAS) não são suficientes para a reação de nitrificação ser completa. Baixas concentrações de fosfato também podem causar acúmulo de nitritos, CORTEZ (2010), obteve bons resultados de remoção de DQO e desnitrificação com uma relação C:N igual a 2 e a adição de 10 mg/L de P-PO<sub>4</sub>. Complementando com Teixeira e Oliveira (2001) baixas concentrações de fosfato causam acúmulo de nitritos, concentrações de 2 a 20 mg P/L resultam na diminuição das concentrações de nitritos, induzindo um melhor desempenho da zona anóxica.

#### 4.5 COMPARATIVO ENTRE AS ETAPAS

No Quadro 3 são apresentadas as médias para a carga aplicada e removida, assim como a carga volumétrica aplicada e removida, durante o monitoramento das três Etapas. A

remoção da CVR de N-NH<sub>3</sub> nas Etapas 1, 2 e 3, foi de respectivamente, 77%, 79 e 81%, comprovando o processo de nitrificação, ou seja, que o nitrogênio amoniacal foi transformado em nitritos e nitratos. A recirculação do efluente que foi introduzida na Etapa 2 favoreceu a remoção de DBO<sub>5</sub> de 8% para 78%, já a DQO não apresentou diferença significativa. Na Etapa 3 ocorreu uma queda, em relação à Etapa 2, na remoção de DBO<sub>5</sub>, apresentando remoção de 65%, já a DQO apresentou maior porcentagem de remoção com 16%. Na Etapa 3, mesmo com a adição da glicerina, que apresentava altas concentrações de DQO, não foi caracterizado dificuldades na remoção de DQO, além do aumento da remoção de N-NH<sub>3</sub> e o favorecimento das bactérias oxidadoras de nitritos, já que nesta Etapa a produção de nitratos se intensificou.

Na Etapa 1 não foi possível calcular a carga removida (U) porque a quantidade de saída de SSV era superior a da entrada, depois da introdução do decantador, durante a Etapa 2 este fato não ocorreu mais.

**Quadro 3: Valores médios de carga aplicada (A/M), carga removida (U), carga volumétrica aplicada (CVA) e a carga volumétrica removida (CVR) durante o monitoramento.**

Etapas	Carga Aplicada (A/M)	Carga Removida (U)	Cargas Volumétricas Aplicadas (CVA)				Carga Volumétrica removida (CVR)			
	Entrada	Saída	Entrada (g/L.dia)				Saída (g/L.dia)			
	gN-NH <sub>3</sub> /gSSV.dia		DBO <sub>5</sub>	DQO	N-NH <sub>3</sub>	CaCO <sub>3</sub>	DBO <sub>5</sub>	DQO	N-NH <sub>3</sub>	CaCO <sub>3</sub>
<b>Etapa 1</b>	0,010	-	17	304	107	558	8	40	82	373
<b>Etapa 2</b>	0,012	0,019	90	406	145	565	78	39	114	429
<b>Etapa 3</b>	0,007	0,011	81	263	130	522	65	42	105	467

O consumo de alcalinidade foi superior ao proposto pela bibliografia, sendo que na Etapa 1 foi de 4,55 g CaCO<sub>3</sub>/L e nas Etapas 2 e 3 foi de 3,76 e 4,45 mg CaCO<sub>3</sub>/L, respectivamente. A Tabela 18 apresenta a relação de DBO:DQO apresentada na entrada, ou seja, o somatório de carga volumétrica do LAS mais a do ER. A recirculação de parte do efluente para dentro do sistema, que iniciou na Etapa 2, pode ser relacionada ao aumento da relação DBO:DQO, este fator favoreceu a remoção de DBO<sub>5</sub>, DQO e N-NH<sub>3</sub>.

**Tabela 18: Relação DBO:DQO apresentada na entrada (LAS+ER) nas Etapas do monitoramento.**

Etapas	Relação DBO:DQO de entrada
Etapa 1	0,06
Etapa 2	0,22
Etapa 3	0,31

O Quadro 4 apresenta uma relação dos mols de entrada (LAS) de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato e seus comportamentos dentro dos estágios nas três Etapas do monitoramento. Durante a Etapa 1 a entrada (51 mol) foi menor do que a saída (56 mol), como a reação de nitrificação é mol/mol, ou seja, 1 mol de N-NH<sub>3</sub> formará um mol de N-NO<sub>3</sub>, esta diferença pode estar relacionada a presença do íon amônio que pode ter oxidado. Na Etapa 2 a entrada que corresponde ao LAS+ER (108 mol) é inferior a de saída (51 mol), pode-se remeter esta diferença a produção de nitrogênio gasoso, pois a entrada de recirculação pode estar propiciando a desnitrificação. Na Etapa 3, o mesmo fato da Etapa 2 ocorre, para comprovar estas observações seria necessário analisar os parâmetros NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e nitrogênio orgânico para que o balanço molar ocorra e se comprove a nitrificação e desnitrificação no sistema.

**Quadro 4: Concentrações em mol dos NH<sub>3</sub>, N-NO<sub>2</sub> e N-NO<sub>3</sub> determinados durante o monitoramento.**

Entrada/ Estágios	Etapa 1				Etapa 2				Etapa 3			
	NH <sub>3</sub> (mol)	N-NO <sub>2</sub> (mol)	N-NO <sub>3</sub> (mol)	Total Entrada	NH <sub>3</sub> (mol)	N-NO <sub>2</sub> (mol)	N-NO <sub>3</sub> (mol)	Total Entrada	NH <sub>3</sub> (mol)	N-NO <sub>2</sub> (mol)	N-NO <sub>3</sub> (mol)	Total Entrada
<b>LAS</b>	51	0	0,2	51	69	0	0	108	42	0	0	80
<b>E1</b>	21	20	1,3	(mol)	31	17	1,6	(mol)	20	15	2,6	(mol)
<b>E2</b>	17	31	0,5	Total E3	22	44	1,3	Total E3	11	23	6,7	Total E3
<b>E3</b>	11	41	3,9	56	12	34	4,7	51	9	14	13	36
<b>ER</b>	-	-	-	(mol)	13	31	5,1	(mol)	10	17	11	(mol)

## 5 CONCLUSÃO

O CBR mostrou eficiência no tratamento de LAS para a remoção de nitrogênio amoniacal, visto que removeu mais do que 70% do nitrogênio amoniacal.

A recirculação do efluente para dentro do sistema, nas Etapas 2 e 3, favoreceu o aumento da relação DBO:DQO, facilitando a remoção de DBO<sub>5</sub>, DQO e N-NH<sub>3</sub>.

A adição de glicerina como fonte externa de carbono mostrou-se eficiente na nitrificação total, já que até a Etapa 2 o CBR apresentava acúmulo de nitritos.

O consumo médio de nitrogênio amoniacal durante a Etapa 1 foi de 682±274 mg N/L, da DQO foi de 335±925 mg O<sub>2</sub>/L e da DBO<sub>5</sub> de 68±106 mg O<sub>2</sub>/L.

Na Etapa 2 o consumo de alcalinidade aumentou, assim como produção de nitratos em relação à Etapa 1, dessa forma, o consumo médio de nitrogênio amoniacal foi de 1.182±367 mg N/L, de DQO 2.365±2.273 mg O<sub>2</sub>/L e de DBO<sub>5</sub> 510±90 mg O<sub>2</sub>/L.

No decorrer do monitoramento das Etapas pode-se observar que a glicerina e a recirculação auxiliaram na produção das bactérias oxidadoras de nitritos, porém ainda não o suficiente para a nitrificação completa do nitrogênio amoniacal afluente. O consumo médio, na Etapa 2, de nitrogênio amoniacal foi de 742±139 mg N/L, DQO 1.558±558 mg O<sub>2</sub>/L e DBO<sub>5</sub> 421±162 mg O<sub>2</sub>/L.

Com a adição da glicerina o sistema apresentou a formação de nitrato. Porém, o sistema ainda apresentou acúmulo de nitritos. Este acúmulo pode estar relacionado à falta de alcalinidade do meio, já que ela foi consumida em conjunto com o carbono inorgânico, que responsáveis pela nitrificação.

### 5.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O CBR tem fácil operação e poderia ser instalado e operando recebendo lixiviado diretamente do aterro sanitário, desde que após ele tivesse outro tipo de tratamento, pois nossos resultados assim indicam. Salienta-se que as remoções observadas para os parâmetros analisados não foram suficientes para o atendimento da legislação atual.

### 5.2 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Testar o CBR como pré-tratamento para Ozonização;

- Fechar um dos estágios para que este tenha condições anóxicas visando a desnitrificação;
- Realizar mais testes de adição de glicerina por um período maior de tempo para comprovar o desempenho da nitrificação;
- Adicionar ao meio líquido fosfato para equilibrar a relação C:N:P;
- Realizar análises de caracterização do biofilme.

## 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th edition. New York: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation. 2005. 1600p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1984.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004: Resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro, 2004.

BASSIN, João Paulo. **Nitrificação de efluentes salinos em reatores de leito móvel com biofilme e biorreatores agitados**. Dissertação. COPPE-Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RS, 2008. 189p.

BIDONE, Ricardo Figueira. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por sistema composto por filtros aeróbios seguidos de banhados construídos: Estudo de caso – Central de Resíduos do Recreio, em Minas do Leão/RS**, Dissertação de Mestrado em Eng. Hidráulica e Sanitária, São Carlos, SP, 2007.

BIDONE, Ricardo Figueira; POVINELLI, Jurandyr; COTRIM, SérgioLuis da Silva, Tratamento do lixiviado de aterro sanitário através de filtros percoladores, **Anais...** Décimo Nono Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997, Foz do Iguaçu, Paraná, 14p.

BRASIL. Lei 12305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos e dá outras providências. **Diário oficial da União**, Brasília, DF, 3.8.2010, p.2.

BROWN, Jeanette A.; KOCH, Carl M., **Biological nutrient removal (BNR) operation wastewater treatment plants**. WEF Manual Of Practice n. 29, ASCE/EWRI Manuals and Reports on Engineering Practice n° 109, McGraw-Hill, 2005. 597 p.

CABRAL, Eduardo. **Disciplina: Gestão de Resíduos Sólidos**. IPCE/PGTGA. IN: [http://www.deecc.ufc.br/Download/Gestao de Residuos Solidos PGTGA/CONSIDERACOES SOBRE RESIDUOS SOLIDOS.pdf](http://www.deecc.ufc.br/Download/Gestao%20de%20Residuos%20Solidos%20PGTGA/CONSIDERACOES%20SOBRE%20RESIDUOS%20SOLIDOS.pdf). Acesso em: Janeiro 2014.

CALLADO, Nélia Henriques; FORESTI, Eugênio, Ensaio de atividade desnitrificante utilizando diferentes fontes exógenas de carbono. **Anais...** VI Simpósio Ítalo Americano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Vitória, ES, Set 2002.

CORTEZ, Suzana Maria Ribeiro. **Landfill leachate treatment in rotating biological contactors**. Tese de doutorado em Engenharia Química e Biológica, Universidade de Minho, Minho, Portugal, 2010. 238p.

CORTEZ, Suzana; TEIXEIRA, Rosário Oliveira; MOTA, Manuel, Denitrification of a landfill leachate with high nitrite concentration in a rotating biological contactor, **Biodegradation Spings Science**, n. 22, 2012. p 661-671.

DELLA GIUSTINA, Saulo Varela. **Remoção biológica de nitrogênio utilizando biofiltro aerado submerso multi-estágio**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da UFRGS, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009. 161 p.

ELEFSIONITS, P.; WAREHAM, D. G.; SMITH, M. O. Use of volatile fatty acids from an acid-phase digester for denitrification. **Journal of Biotechnology**, n.114, Fev 2004, p. 289-297.

FACCHIN, Joséni Maria José; COLOMBO, Maria Cristina R.; COTRIM, Sérgio Luis da Silva; REICHERT, Geraldo Aantônio, Avaliação do tratamento combinado de esgoto e lixiviado de aterro sanitário na ETE Lami (Porto Alegre) após o primeiro ano de operação, **Anais do Vigésimo Sétimo Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2000, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, 11p.

FLECK, Eduardo. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**, Dissertação

submetida ao PPG de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da UFRGS, 2003, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, 323p.

FRANCO, Raquel Simões Oliveira, **Avaliação da eficiência do tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico em estação de tratamento de esgoto**, Dissertação submetida Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2009, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 109p.

GLASS, Charles; SILVERSTEIN, Joan, Denitrification kinetics of high nitrate concentration water: pH effect on inhibition and nitrite accumulation. **WaterResearch**. Vol.32, n°3, 1998. 831-839p.

GOMES, Luciana Paulo (Coord.); **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**, Rio de Janeiro: ABES, 2009.

GONÇALVES, R.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; ANDRADE, C.O.; ALEM SOBRINHO, P.; KATO, M.T.; COSTA, R.H.R.; AISSE, M.M., ZALAT, M.; Pós-tratamento de esgotos de reatores anaeróbios por reatores com biofilme, IN: Pós-tratamento de reatores anaeróbios, CHERNICHARO, Carlos Augusto Lemos (Coord.), **PROSAB**, Belo Horizonte, ABES, 2001, 544 p.

HOSSAKA, André Luiz; FERNANDES, Fernando; SILVA, Sandra Márcia Cesário Pereira; ALVIM, Carolina Alves do Nascimento; LOPES, Deize Dias, Avaliação da formação de nitritos em sistemas de lodos ativados em batelada no tratamento de lixiviados de aterros sanitários visando a desnitrificação de via curta. **Anais...** VII Simpósio Interamericano de Biossólidos, Outubro 2012, Campinas, São Paulo.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa nacional de saneamento básico**. Apresentada em 2000. Disponível em: [www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br). Acesso em: Jun, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa nacional de saneamento básico**. Apresentada em 2008. Disponível em: [www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br). Acesso em: Ago, 2012.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PÊSSOA, Constantino Arruda; **Tratamento de esgotos domésticos**, ABES, 6ª edição, Rio de Janeiro, 2011, 1050 p.

LEITE, Wellington Cyro de Almeida; **Estudo do comportamento da temperatura, pH e teor de umidade na decomposição de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários**. Dissertação. Engenharia Sanitária. Escola Engenharia São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 1991. 196p.

LEITE, B.Z.; INGUNZA, M.P.; ANDREOLI, L.V.; Alternativas de uso de resíduos do saneamento, Capítulo 10, **PROSAB**, ABES, 2006, p. 361-398.

LEMA, J.M.; MENDEZ, R.; BLAZQUEZ, R.; Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: A review, *Water, Air and Soil Pollution*, 40, **Kluwer Academic Publishers**, 1998, p. 223-250.

LUZIA, Magda Ribeiro; CAMPOS, Jucyara Carbonelli; FERREIRA, João Alberto; FRANCO, Raquel Simões Oliveira; BARBOSA, Wesley Ferreira; Utilização de filtros aeróbios em escala de laboratório para o tratamento do lixiviado do aterro metropolitano de Gramacho, **Anais do Vigésimo Terceiro Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2005, Campo Grande, MS, p1-8.

METCALF & EDDY; **Wastewater engineering treatment disposal reuse**, 4ª edition, New York, McGraw Hill Book, 2004, 1819 p.

MONTEIRO, José Henrique Penido (Coord.); **Gestão Integrada de Resíduos Sólidos: manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos**. IBAM. Rio de Janeiro, 2001, 200 p.

MORAVIA, Wagner Guadagnin; AMARAL, Miriam Cristina Santos; FERREIRA, Cynthia Fantoni Alves; LANGE, Liséte Celina; MARTINS, Luana Kessia Alves. Estudo de diferentes métodos de partida de sistemas de tratamento aeróbio para lixiviados de aterro sanitário estabilizado em escala de bancada. XXIV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Anais...**, Belo Horizonte, MG, Set2007.

MOURA, Rafael Brito de. **Desempenho de um reator vertical de fluxo contínuo e leito estruturado com recirculação do efluente sintético**. Dissertação. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade São Paulo. São Carlos, SP. 2001. 112p.

OLIVEIRA, Andreliza Carolina Del Grossi. **Bactérias heterotróficas e autotróficas envolvidas na remoção de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário em reator de leito móvel**. Mestrado. PPGEES-Engenharia de Edificações e Saneamento. Universidade Estadual de Londrina. Londrina. 2013. 127p.

OLIVEIRA, Hércules Antônio; **Avaliação do processo de tratamento biológico de águas residuárias sanitárias e industriais em sistemas combinados com reator biológico de contato seguido de filtro submerso aerado**, Tese doutorado, PPGEQ – Universidade de São Carlos, São Paulo, 2010, 105 p.

OLIVEIRA, Selene de; PASQUAL, Antenor; Avaliação de parâmetros indicadores de poluição por efluente líquido de um aterro sanitário, **Revista Eng. Sanit. Ambient.**, vol.9, No.3, July/Sept. 2004.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P.; Landfill leachate treatment: Review and opportunity, Science Direct, **Journal Hazardous Materials**, 150, 2008, p. 468-493.

SANTOS, Vanessa Schweitzer. **Estudos da remoção de matéria orgânica em lixiviados de aterros sanitários através de contactor biológico rotatório**. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Valle do Rio dos Sinos, UNISINOS, São Leopoldo, RS, 2013, 84 p.

KIMURA, Maura Sayuri Rodrigues. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por contactor biológico rotatório (CBR) visando à remoção de nitrogênio**. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Valle do Rio dos Sinos, UNISINOS, São Leopoldo, RS, 2013, 63 p.

SL Ambiental. Comunicação pessoal, recebida em março de 2013.

SOUZA, Ândrea Aline Rosa de. **Tratamento consorciado de esgoto sanitário com lixiviados de aterros sanitários, lodo de tanques sépticos e efluentes de sanitários**

**químicos por lodos ativados em batelada na ETE Canoas – CORSAN.** Dissertação. PPGEC-Unisinos. São Leopoldo. RS. 2011. 185p.

STOERMER, E.; LEDWELL S.; GU A.; KEELING, R., Biodiesel byproduct can help control nutrients, **Water Environment & Technology Magazine**, vol 11, No. 09, September, 2009, p. 84-89.

SEGATO, Luciana Maturana; SILVA, Celso Luiz, Caracterização do chorume do aterro sanitário de Bauru, **Anais do Vigésimo Sétimo Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2000, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, 9p.

SEGATTO, Evelise. **Tratamento de efluentes de curtume por contactores biológicos rotatórios com opção de pré-tratamento por reator acidogênico.** Programa de pós-graduação em Engenharia Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Metrado, UFRGS, Porto Alegre, RS, 2002, 104 p.

SOUTO, Gabriel D'Arrigo de; POVINELLI, Jurandy. Características do lixiviado de aterro sanitário no Brasil. XXIV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, **Anais...**, Belo Horizonte, MG, 2007.

TEIXEIRA, Pilar; OLIVEIRA, Rosário. Denitrification in a closed RBC: Effect of disk submergence. **Process Biochemistry**.N.37, p. 345–349, 2001.

VON SPERLING, Marcos; **Princípios básicos do tratamento de esgotos**, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade de Minas Gerais, Volume 2, 1996, 211 p.

\_\_\_\_\_; Análise dos padrões brasileiros de qualidade de corpos d'água e de lançamento de efluentes líquidos, **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, vol. 3, n° 1, Jan/Mar 98, p. 111-132.

WELANDER, U.; HENRYSSON, T.; WELANDER, T., Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate in a pilot scale suspended carrier biofilm process. **Water Research**, Vol. 32, N 5, 1998, p. 1564-1570.

WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBER, J.V.;  
Landfill leachate treatment methods: a review, **Environ Chem Lett**, 4<sup>o</sup> edition, 2006, p. 51-  
61.

ZHOU, Shao-qi; ZHANG, Hong-Guo; SHI, Gong. Combined treatment of landfill leachate  
with fecal supernatant in sequencing batch reactor. **Journal of Zhejiang University  
SCIENCEB**, n 7 (5), 2006, p.397-403.