



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

TATIANA GOMES DE PONTES

**TRATAMENTO DE EFLUENTE ANAERÓBIO EM LAGOAS DE POLIMENTO
COM ALIMENTAÇÃO CONTÍNUA E BATELADA**

CAMPINA GRANDE

2016

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

TATIANA GOMES DE PONTES

**TRATAMENTO DE EFLUENTE ANAERÓBIO EM LAGOAS DE POLIMENTO
COM ALIMENTAÇÃO CONTÍNUA E BATELADA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento as exigências para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

ORIENTADOR: Prof. Dr. JOSÉ TAVARES DE SOUSA

CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. VALDERI DUARTE LEITE

CAMPINA GRANDE - PB

2016

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação.

P814t Tatiana Gomes de Pontes
 Tratamento de efluente anaeróbio em lagoas de polimento com alimentação contínua e batelada [manuscrito] / Tatiana Gomes de Pontes. - 2016.
 80 p. : il. color.

Digitado.
 Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2016.
 "Orientação: Prof. Dr. José Tavares de Sousa, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental".
 "Co-Orientação: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental".
 1. Lagoas de polimento. 2. Tratamento anaeróbio. 3. Tratamento biológico. 4. Remoção de coliformes termotolerantes. I. Título.

21. ed. CDD 628.3

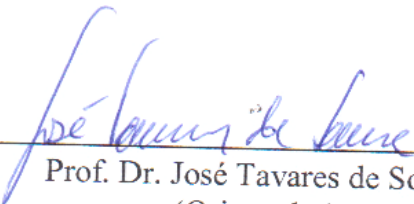
TATIANA GOMES DE PONTES

**TRATAMENTO DE EFLUENTE ANAERÓBIO EM LAGOAS DE POLIMENTO
COM ALIMENTAÇÃO CONTÍNUA E BATELADA**

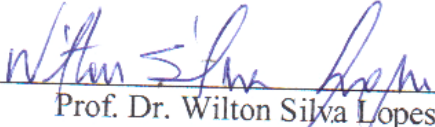
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do título de mestre em Ciência Tecnologia Ambiental.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 25 DE FEVEREIRO DE 2016

Banca examinadora:


Prof. Dr. José Tavares de Sousa
(Orientador)


Prof. Dr. Valderi Duarte Leite
(Co-orientador)


Prof. Dr. Wilton Silva Lopes
(Examinador Interno)


Prof. Dra. Paula F. Feitosa Cavalcanti
(Examinadora Externa)

CAMPINA GRANDE - PB

2016

Dedico aos meus pais José e Tânia, a minha irmã Mariana e a toda minha família, por tudo que representam para mim.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por tudo que acontece na minha vida e pela presença constante no meu cotidiano, me dando força e discernimento para seguir em frente.

Aos meus pais José e Tânia e a minha irmã Mariana por tudo que sou, pelo exemplo de vida, pelos valores e princípios que me ensinaram ao longo dos anos e todo esforço que fizeram e fazem por mim, além da imensa força, incentivo e amor transmitido.

Aos meus avós paternos Júlio (in memoriam) e Ana (in memoriam) e aos meus avós maternos Severino e Maria, tios, tias, primos e primas, pela amizade, carinho, confiança, tudo que representam para mim.

Aos meus professores e orientadores José Tavares e Valderi Leite pela oportunidade de fazer parte da área acadêmica, todo incentivo, amizade, compreensão, paciência e imenso conhecimento transmitido durante os dois anos, conhecimento que levarei comigo não apenas na área acadêmica, mas para a vida.

Aos professores do MCTA José Tavares, Valderi Leite, Beatriz Ceballos, Mônica Maria, Simone Simões, Rui de Oliveira, Adrianus van Haandel, Wilton Lopes, pelo grande aprendizado e esclarecimento de dúvidas.

Ao meu namorado André Luiz, meu maior presente do mestrado, por todo amor, companheirismo, dedicação, ajuda e incentivo imprescindível durante todas as etapas do mestrado e da vida, sempre me apoiando e dando força.

Aos amigos e extrabianos Sr. Marcondes, Sr. João, Valquíria, Paula, Larissa, Dayanne, Jéssica, Nélia, Vinícius, Lincoln, Silvânia, Sílvia, Danikely, Danillo, Virgínia, Tales, Gleiton, Carol, Leda, Geovânia, Yohanna, Albiery, Dennis, Morgana, Erika, Aluísio, Eyre, Júlia, Edilma, Elaine, Josivandro, Graciely, e tantos outros, que contribuíram positivamente para realização do trabalho, pela ajuda operacional do sistema, por todos os momentos de descontração e aflição que passamos juntos, todos os sorrisos, ajuda, compartilhamento de conhecimentos e companheirismo prestado.

Aos Professores Rui de Oliveira e Wilton Lopes pela participação da banca examinadora da qualificação auxiliando e direcionando a escrita da versão final do trabalho.

A Professora Paula Cavalcanti por gentilmente aceitar participar da banca da defesa como examinadora externa e ao Professor Wilton Lopes como examinador interno, contribuindo com considerações relevantes.

A Universidade Estadual da Paraíba, ao Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental, ao secretário Josemberg, a CAPES, e a Extrabes pela concessão do espaço físico para realização da pesquisa.

A todos que contribuíram de forma direta e indireta para realização deste trabalho.

Muito obrigada!

“Na natureza nada se cria, nada se perde, tudo se transforma”.

(Antoine Lavoisier)

RESUMO

Neste trabalho foi avaliado o pós-tratamento do efluente do reator UASB em lagoas de polimento alimentadas com fluxo contínuo e batelada, investigando diferentes profundidades, em duas fases experimentais. Na primeira fase do trabalho, o sistema experimental era constituído de quatro lagoas de polimento, na qual duas foram monitoradas com alimentação contínua (LC₅₇ e LC₄₅) e duas com alimentação semicontínua (LB₅₇ e LB₄₅), sendo seu afluente oriundo da lagoa de transbordo, tanto as lagoas LC₅₇ e LB₅₇ (57 cm de profundidade), quanto às lagoas LC₄₅ e LB₄₅ (45 cm de profundidade) tinham TDH de 12 dias. Na segunda fase o trabalho experimental era constituído por três lagoas, na qual duas eram alimentadas em bateladas e TDH de 8 dias (LBT₄₅ e LB₂₄₅), com seus afluentes advindos respectivamente, da LT e do TE2, e uma alimentada continuamente com TDH de 12 dias (LC₂₄₅), ambas as lagoas da segunda fase tinham 45 cm de profundidade. Na primeira fase, as eficiências de remoções de nitrogênio total kjeldahl, nitrogênio amoniacal e coliformes termotolerantes da lagoa LC₄₅ foram, respectivamente de 55%, 71% e 99,3%, superiores as remoções das lagoas LC₅₇ (53%, 62% e 99,3%), LB₅₇ (39%, 47% e 96,9%) e LB₄₅ (35%, 49% e 97,2%). Na segunda fase, as lagoas com alimentação em batelada e TDH de oito dias não diferiram significativamente da lagoa com alimentação contínua e TDH de 12 dias, mas destacaram-se pelas eficiências apresentadas, sobretudo de coliformes termotolerante, no qual a lagoa LBT₄₅ obteve 1E+03 UFC.100mL⁻¹ atendendo as exigências da OMS para irrigação irrestrita. As lagoas alimentadas em batelada obtiveram resultados satisfatórios, permitindo tratar uma quantidade superior de afluentes em menos tempo.

Palavras-chave: lagoas de polimento, remoção de nutrientes, remoção de coliformes termotolerantes.

ABSTRACT

This work represents the post-treatment of effluent reactor UASB in polishing ponds fed with continuous flow and batch investigating different depths, in two experimental phases. In the first phase of work, the experimental system consisted of four polishing ponds in which two were monitored with continuous feed (LC₅₇ and LC₄₅) and two with semi-continuous (LB₅₇ and LB₄₅) and its tributary coming from pond transshipment, both ponds LC₅₇ and LB₅₇ (57 cm deep), for the ponds LC₄₅ and LB₄₅ (45 cm deep) had HDT 12 days. In the second phase of the work experimental consisted of three ponds, which two were fed in single and HDT batch of 8 days (LBT₄₅ and LB₂₄₅) with its arising tributaries respectively, LT and TE2, and fed continuously with HDT 12 days (LC₂₄₅), both ponds of the second phase had 45 cm deep. In the first phase, the efficiencies of removals nitrogen overall kjeldahl, nitrogen ammonia and fecal coliforms of pond LC₄₅ were respectively 55%, 71% and 99.3%, higher removals of ponds LC₅₇ (53%, 62% and 99, 3%), LB₅₇ (39%, 47% and 96.9%) and LB₄₅ (35%, 49% and 97.2%). In the second phase, the ponds with feeding batch and HDT eight days did not differ significantly from the pond with feed continuous and HDT of 12 days, but stood out for the displayed efficiencies, particularly thermotolerant coliforms, in which the pond LBT₄₅ obtained $1E + 03 \text{ UFC.100mL}^{-1}$ meet the WHO requirements for irrigation unrestricted. The ponds fed batch satisfactory results, allowing treat a greater number of tributaries in less time.

Keywords: polishing ponds, nutrient removal, removal of fecal coliforms.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Diagrama esquemático do sistema de tratamento do esgoto sanitário na primeira fase.....	18
Figura 2-Diagrama esquemático do sistema de tratamento do esgoto sanitário na segunda fase	19
Figura 3-Comportamento da DQO bruta e filtrada na primeira fase.....	29
Figura 4-Comportamento da DQO bruta e filtrada na segunda fase	30
Figura 5-Comportamento dos sólidos totais e sólidos totais voláteis na primeira fase.....	32
Figura 6-Comportamento dos sólidos totais e sólidos totais voláteis na segunda fase	32
Figura 7-Comportamento dos sólidos suspensos e sólidos suspensos voláteis na primeira fase	33
Figura 8-Comportamento dos sólidos suspensos e sólidos suspensos voláteis na segunda fase	33
Figura 9-Comportamento do pH e Alcalinidade total na primeira fase	35
Figura 10-Comportamento do pH e Alcalinidade total na segunda fase.....	36
Figura 11-Perfil de pH e OD das lagoas durante 12 horas do dia 24-03-2015.....	39
Figura 12-Perfil de pH e OD das lagoas durante 24 horas do dia 25-05-2015.....	39
Figura 13-Comportamento do NTK e N. amoniacal na primeira fase	40
Figura 14-Comportamento do NTK e N. amoniacal na segunda fase.....	43
Figura 15-Comportamento do Fósforo total e ortofosfato na primeira fase.....	44
Figura 16-Comportamento do Fósforo total e ortofosfato na segunda fase	45
Figura 17-Densidade de indivíduos (ml/L) da LC57	50
Figura 18-Densidade de indivíduos (ml/L) da LB57	50
Figura 19-Densidade de indivíduos (ml/L) da LB45	51
Figura 20-Densidade de indivíduos (ml/L) da LC45	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Carga de DBO ₅ recomendada para definir a natureza das lagoas	7
Tabela 2- Variação da alcalinidade, acidez e pH em lagoas de polimento	10
Tabela 3- Dimensões e características das lagoas de polimento na primeira fase	18
Tabela 4- Dimensões e características das quatro lagoas de polimento na segunda fase.....	20
Tabela 5- Parâmetros físico-químicos e microbiológicos avaliados	21
Tabela 6-Valores médios e desvios padrões das variáveis analisadas na primeira fase.....	25
Tabela 7-Eficiência de remoção das variáveis analisadas na primeira fase	26
Tabela 8-Valores médios e desvios padrões das variáveis analisadas na segunda fase	27
Tabela 9-Eficiência de remoção das variáveis analisadas na segunda fase.....	28
Tabela 10- Análise de variância ANOVA para nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$).....	31
Tabela 11-Análise de variância ANOVA para nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$).....	34
Tabela 12- Teste tukey para os dados de alcalinidade total	37
Tabela 13-Teste tukey para os dados de NTK.....	40
Tabela 14- Teste tukey para os dados de N. amoniacal.....	41
Tabela 15- Comunidade Fitoplanctônica identificadas em amostras das lagoas.....	48
Tabela 16- Concentração de NTK, Nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico do lodo das lagoas.....	52
Tabela 17- Balanço de massa de nitrogênio das lagoas de polimento.....	53
Tabela 18- Dados de densidade da comunidade fitoplanctônica da LC ₅₇	62
Tabela 19-Dados de densidade da comunidade fitoplanctônica da LB ₅₇	63
Tabela 20-Dados de densidade da comunidade fitoplanctônica da LB ₄₅	64
Tabela 21-Dados de densidade da comunidade fitoplanctônica da LB ₄₅	65

LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS

CAGEPA	Companhia de Água e Esgotos da Paraíba
CO ₂	Dióxido de Carbono
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EB	Esgoto sanitário
EXTRABES	Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários
LB ₂₄₅	Lagoa em batelada com afluente proveniente do tanque de equalização
LB ₄₅	Lagoa com alimentação semicontínua e 45 cm de profundidade
LB ₅₇	Lagoa com alimentação semicontínua e 57 cm de profundidade
LBT ₄₅	Lagoa em batelada com afluente proveniente da lagoa de transbordo
LC ₂₄₅	Lagoa com alimentação contínua na segunda fase experimental
LC ₄₅	Lagoa com alimentação contínua e 45 cm de profundidade
LC ₅₇	Lagoa com alimentação contínua e 57 cm de profundidade
LT	Lagoa de transbordo
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio Amoniacal
N-NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio dissolvido
pH	Potencial hidrogeniônico
P-PO ₄ ³⁻	Ortofosfato
Ptotal	Fósforo Total
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
ST	Sólidos totais
STV	Sólidos totais voláteis
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TE	Tanque de equalização
TE2	Segundo tanque de equalização
UASB	Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS.....	3
2.1. Geral	3
2.2. Específicos	3
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1 Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB).....	4
3.2 Lagoas de estabilização	5
3.2.1 Descrição do processo fotossintético	7
3.2.2 Comunidade fitoplanctônica em lagoas de polimento	10
3.2.3 Remoção de nutrientes	12
3.2.4 Remoção de microrganismos patogênicos	15
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	17
4.1 Localização	17
4.2 Sistema experimental	17
4.3 Primeira fase	17
4.4 Segunda fase.....	19
4.5 Análises físico-químicas e microbiológicas.....	20
4.6 Biomassa algal.....	21
4.7 Caracterização da comunidade fitoplanctônica	22
4.8 Perfil de pH e oxigênio dissolvido	23
4.9 Análises do lodo acumulado nas lagoas	23
4.10 Balanço de massa de Nitrogênio.....	23
4.11 Análise Estatística empregada no tratamento dos dados.....	24
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	25
5.1 Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	29

5.2	Sólidos totais e suspensos	31
5.3	Biomassa algal.....	34
5.4	pH e Alcalinidade Total	35
5.5	Perfil de pH e oxigênio dissolvido (OD).....	37
5.6	Nitrogênio Total Kjeldahl e Nitrogênio Amoniacal.....	40
5.7	Fósforo total e ortofosfato	43
5.8	Coliformes Termotolerantes	45
5.9	Comunidade fitoplanctônica em lagoas de polimento.....	47
5.10	Análise do lodo acumulado nas lagoas.....	52
5.11	Balanco de massa de Nitrogênio.....	53
6	CONCLUSÕES	54
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	55

1. INTRODUÇÃO

O lançamento indiscriminado de águas residuárias domésticas a céu aberto ou em corpos hídrico, sem devido tratamento prévio, pode ocasionar danos ao meio ambiente, deterioração das águas superficiais ou subterrâneas e a saúde pública com a disseminação de doenças infecciosas transmissíveis, causadas pelos microrganismos patogênicos.

Nesse contexto, é imprescindível o tratamento do esgoto sanitário eliminando ou minimizando a presença de constituintes indesejáveis antes de serem dispostas no meio ambiente, em consonância com as legislações vigentes de condições e padrões de lançamento de efluentes visando à preservação da diversidade biológica.

Durante as últimas décadas, além dos problemas ambientais e de saúde, a escassez de água vem despertando um crescente interesse pelo tratamento de águas residuárias, sendo uma alternativa promissora de combate à crise hídrica, na qual dependendo da condição sanitária pode ser disposta para diversos fins. As restrições cada vez mais severas quanto à qualidade dos efluentes líquidos lançados no meio ambiente, têm exigido a otimização de processos de tratamento visando minimizar os impactos ambientais.

O emprego de reatores anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) no tratamento de águas residuárias é uma realidade no Brasil por apresentarem características favoráveis como eficiência na remoção de matéria orgânica, baixa produção de lodo, demanda de pouca área para instalação, baixo custo de implantação e simplicidade operacional (CHERNICHARO, 2007; LATIF et al., 2011). Entretanto, é necessário um pós-tratamento para seu efluente que contém entre outros constituintes os nutrientes e microrganismos patogênicos, não satisfazendo aos padrões de lançamento estabelecido pela legislação ambiental.

A eutrofização de águas superficiais é resultante do lançamento de efluentes em corpos hídricos, que contém excesso de nutrientes na sua composição, tais como fósforo e nitrogênio propiciando o desenvolvimento de biomassa fitoplanctônica e consequentemente depleção de oxigênio no meio, causando desestabilização e danos à biota aquática pela prevalência do meio anaeróbio, assim como, o florescimento de cianobactérias produzindo toxinas, podendo causar danos à saúde humana.

O pós-tratamento do efluente proveniente do reator UASB, tratando esgoto sanitário, tem o intuito de promover a adequação da qualidade sanitária do efluente anaeróbio aos

padrões de lançamento em água superficial ou reúso agrícola, sem haver impactos prejudiciais ao meio ambiente e à saúde pública.

Dentre as alternativas para pós-tratamento, a lagoa de polimento é uma das mais adequadas para tratamento de águas residuárias e têm alcançado enorme popularidade em diversas partes do mundo, particularmente em regiões de clima tropical, em função de seu baixo custo de instalação, operação, manutenção e elevada eficiência de tratamento, além de ser totalmente natural e altamente sustentável (VARON e MARA, 2004).

A associação de reator UASB e lagoas de polimento constitui um tratamento biológico anaeróbio/aeróbio de fácil aplicação, custo reduzido e elevada eficiência do sistema quanto às remoções apresentadas no efluente final. A lagoa de polimento recebe o afluente com sólidos em suspensão e matéria orgânica praticamente estabilizada, tendo como objetivo o “polimento” do efluente do reator UASB, removendo nutrientes e microrganismos patogênicos, assim como complementar a remoção do material carbonáceo remanescente.

2. OBJETIVOS

2.1.Geral

Avaliar o desempenho do tratamento de efluente anaeróbio em lagoas de polimento com características físicas e operacionais diferenciadas.

2.2.Específicos

- Avaliar a remoção de nitrogênio, fósforo, coliformes termotolerantes, sólidos, matéria orgânica e biomassa algal em sete lagoas de polimento.
- Avaliar o funcionamento das lagoas em função da alimentação e da diferença de profundidade;
- Avaliar a influência da lagoa de transbordo na alimentação de lagoas de polimento operando em batelada.
- Qualificar e quantificar a comunidade fitoplanctônica presente nas lagoas;
- Identificar o mecanismo predominante de remoção de nitrogênio.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB)

As principais condições para um bom desempenho do sistema de tratamento biológico de águas residuárias é manter uma quantidade de massa de lodo no sistema que garanta o contato da mesma com o afluente. A trajetória ascendente de alimentação do reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) proporciona o contato, entre o material orgânico do afluente e a massa de lodo no reator. Para manter uma massa de lodo ativa é instalado na parte superior do reator um separador trifásico (sólido, líquido e gás), no qual os sólidos suspensos são retidos por sedimentação, sendo produzido um efluente livre de sólidos suspensos (VAN HAANDEL et al., 2015).

Durante o período inicial de partida do reator UASB, a taxa de alimentação é aumentada progressivamente, formando-se um leito de lodo denso com partículas granulares de elevada capacidade de sedimentação, desenvolvendo-se, acima uma zona de crescimento bacteriano mais disperso, denominada de manta de lodo. A estabilização da matéria orgânica ocorre em todas as zonas de reação e a mistura do sistema no reator é promovida pelo movimento ascendente do fluxo do esgoto e das bolhas de gás (CHERNICHARO, 2007).

A movimentação ascendente permite a formação do lodo anaeróbio na zona de digestão, onde a água residuária que entra na parte inferior do reator, irá percolar, ocorrendo a ação dos microrganismos anaeróbios do leito e manta de lodo na decomposição da matéria orgânica. Após esta passagem, o efluente transita para a zona de decantação na parte superior do reator e o efluente do reator UASB poderá, então, ser encaminhado para um pós-tratamento.

O mecanismo de tratamento realizado no reator UASB é a digestão anaeróbia. O processo é constituído por uma cadeia de reações biológicas interligadas, na qual a matéria orgânica (sob a forma de carboidratos, proteínas, lipídeos e outros compostos), é transformada em metano, dióxido de carbono e biomassa anaeróbia (DONOSO-BRAVO et al., 2011).

O reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), representa um grande avanço da tecnologia anaeróbia para o tratamento de efluentes doméstico. É atrativo para os países de climas tropical e subtropical pela aplicabilidade nessas regiões, onde a temperatura é elevada, resultando na intensa atividade das arqueas metanogênicas (LETTINGA et al., 2004).

O reator UASB é bem sucedido para o tratamento de esgotos domésticos por apresentar diversas características. Segundo van Haandel et al. (2006), a elevada eficiência do reator UASB se relaciona com o crescimento da biomassa dispersa e consequente formação de partículas floculentas/granulares, e a existência de um separador trifásico. Esse separador trifásico tem a função de garantir que partículas mais densas retornem para a zona de digestão, mantendo elevada retenção dos sólidos com menor tempo de detenção hidráulica.

A configuração do reator UASB, viabiliza o desenvolvimento de grande quantidade de biomassa ativa, possibilitando elevado tempo de retenção celular, podendo acomodar altas cargas orgânicas volumétricas, com tempo de detenção hidráulica baixo, dependendo das condições operacionais e da característica do afluente (CHERNICHARO, 2007).

As remoções de microrganismos patogênicos, nutrientes e DQO são essenciais no tratamento de águas residuárias domésticas. Entretanto, o reator anaeróbio remove principalmente material carbonáceo e sólidos, produzindo efluente que não pode ser lançado diretamente em corpos hídricos pela elevada concentração de nutrientes, podendo causar depleção de oxigênio e eutrofização no meio aquático.

Neste cenário, é necessário um pós-tratamento aeróbio do esgoto digerido, que remova substancialmente nutrientes e microrganismos patogênicos, e consequentemente produza um efluente com melhor qualidade sanitária. O pós-tratamento do efluente anaeróbio em lagoas de polimento, tem como objetivo adequar à qualidade do efluente anaeróbio, em consonância com as exigências das normas vigentes, para lançamento de águas residuárias tratadas em corpos de água ou para reuso agrícola, sem que haja impacto adverso no meio ambiente e a saúde pública.

3.2 Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são uma forma simples para o tratamento de águas residuárias domésticas. Há diversas variantes dos sistemas de lagoas de estabilização, com diferentes níveis de simplicidade operacional e requisitos de área. As lagoas mais usuais são as anaeróbias, facultativas, de maturação e de polimento.

Os sistemas de lagoas de estabilização convencionais consistem em várias lagoas que devem ser operadas em série. Na primeira lagoa, a que recebe o esgoto bruto estabelece um ambiente predominantemente anaeróbio, no qual a demanda de oxigênio supera a capacidade de produção de OD, sendo denominada de lagoa anaeróbia. Na segunda lagoa da série,

denominada lagoa facultativa, há um ambiente aeróbio na camada superior, devido à produção de OD pela atividade fotossintética das algas e anaeróbio na camada inferior. Geralmente em um sistema convencional, após as lagoas anaeróbia e facultativa, existe uma ou mais lagoas adicionais, com ambiente predominantemente aeróbio, denominada lagoa de maturação, onde a concentração de matéria orgânica é baixa e a produção de oxigênio excederá a taxa de oxidação, essas lagoas se destinam ao tratamento aeróbio complementar e melhoria da qualidade microbiológica do efluente (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; CAVALCANTI et al., 2001).

Sistemas eficientes constituídos de pré-tratamento com reatores anaeróbios e unidades de pós-tratamento, podem atender às exigências de qualidade para os efluentes, com vantagens técnicas e econômicas, em relação aos sistemas convencionais. O efluente do reator UASB apresenta menor turbidez comparado com efluente de lagoa facultativa em sistemas convencionais, com isso, a radiação solar pode penetrar até camadas mais profundas, favorecendo o desenvolvimento de algas e cianobactérias em toda extensão da massa líquida. Esses organismos, através da atividade fotossintética, liberam oxigênio molecular em quase toda a coluna da água (MARA, 2003). Várias alternativas de pós-tratamento de efluentes anaeróbios se encontram em desenvolvimento, e algumas já se encontram em uso na prática, como as lagoas de polimento (SOARES et al., 2000; FLORENCIO et al., 2000; KATO e FLORENCIO, 2001).

As lagoas de polimento são conceitualmente semelhantes às lagoas de maturação, pois recebem um efluente digerido com características parecidas, mas possuem essa nomenclatura específica para diferenciar-se de outras lagoas de estabilização, por realizarem especificamente o pós-tratamento de efluentes dos reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB). Nessa configuração, o reator UASB remove a maior parcela de matéria orgânica e dos sólidos suspensos presentes no esgoto bruto, enquanto a lagoa é responsável pelo “polimento” do efluente removendo parcelas de matéria orgânica e sólidos suspensos remanescentes, bem como efetiva remoção de nutrientes e organismos patogênicos (CAVALCANTI, 2009; BASTOS et al., 2010; DIAS et al., 2014).

Os principais parâmetros operacionais que interferem no funcionamento das lagoas de polimento são a carga orgânica aplicada e o tempo de detenção hidráulica (VON SPERLING, 2002). O tempo de detenção hidráulica (TDH) de águas residuárias em lagoas de estabilização é um fator imprescindível na eficiência do sistema e poderá resultar em diferentes comportamentos da comunidade microbiana. Se o tempo for curto poderá impedir a geração

significativa de biomassa algal e tempo muito prolongado pode resultar no crescimento exagerado do fitoplâncton, formando uma camada superficial densa e verde, causando sombreamento das camadas inferiores da água e inibição da fotossíntese, resultando na diminuição do oxigênio produzido nas camadas mais profundas, inibição da elevação do pH e menor eficiência na remoção de patógenos (CEBALLOS, 2001; VON SPERLING e OLIVEIRA, 2010).

De acordo com Cavalcanti (2009) e muitos pesquisadores, a natureza da lagoa fica estabelecida pela carga orgânica aplicada. A Tabela 1 contém a carga de DBO_5 recomendada para que se estabeleçam lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação, tratando esgoto bruto em regiões de clima quente.

Tabela 1- Carga de DBO_5 recomendada para definir a natureza das lagoas

Lagoas anaeróbias	Entre 300 e 400 g $\text{DBO}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$
Lagoas facultativas	Entre 150 e 300 kg $\text{DBO}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$
Lagoas de maturação	< 150 kg $\text{DBO}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$

Fonte: Cavalcanti (2009)

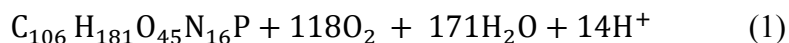
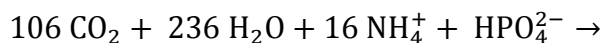
A profundidade em lagoas de estabilização é amplamente reconhecida como uma das características operacionais cruciais, uma vez que modifica a quantidade de luz e a frequência, à qual as células de microalgas são expostas, fornecendo a energia necessária dos fótons nas reações fotossintéticas convertendo nutrientes inorgânicos dissolvidos em moléculas orgânicas. A incidência da luz é determinada pela profundidade da lagoa, concentração de biomassa, e regime turbulência. A profundidade e concentração de biomassa na lagoa determinam o grau de atenuação da luz, enquanto o regime de turbulência determina a frequência de movimento dos organismos na lagoa (SUTHERLAND et al., 2014).

3.2.1 Descrição do processo fotossintético

As lagoas de estabilização são sistemas de tratamento biológico, que recebem águas residuárias brutas ou pré-tratadas, envolvendo o mutualismo entre algas e bactérias. A principal fonte de oxigênio em lagoas de estabilização é a produção fotossintética pelas algas, havendo também em menor concentração, a transferência do oxigênio atmosférico para a fase líquida da lagoa. O oxigênio transferido para a lagoa ou nela produzido, pode ser consumido

por bactérias no processo de respiração para a oxidação de material orgânico (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; JORDÃO e PESSOA, 2005).

De acordo com von Sperling (2002) deve-se destacar as reações de fotossíntese (Equação 01), produzindo matéria orgânica, e respiração na oxidação da matéria orgânica.



As algas realizam fotossíntese durante as horas do dia com a radiação luminosa, nesse período elas convertem a energia solar em energia química, reduzindo dióxido de carbono, transformando-o em matéria orgânica celular e oxigênio. Nas lagoas de maturação a água poderá ficar supersaturada com OD devido à atividade fotossintética durante o dia, entretanto quando houver o equilíbrio entre os processos de respiração e fotossíntese, estequiometricamente a massa de oxigênio produzida na fotossíntese é exatamente igual à massa de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica, transformando matéria orgânica fecal em massa de algas, nesse processo, para ocorrer uma remoção de matéria orgânica é necessário que o oxigênio da atmosfera ou outro oxidante seja introduzido na lagoa. Entretanto, caso a fotossíntese prevaleça sobre a respiração (o que pode acontecer se a concentração de material orgânico e, conseqüentemente, a taxa de respiração são baixas), pode ocorrer à supersaturação de oxigênio na lagoa, de fato, as algas podem produzir cerca de quinze vezes mais oxigênio do que consomem. Os processos biológicos de oxidação e fotossíntese são complementares no sentido que os produtos de um processo são usados pelo outro (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; VON SPERLING, 2002; CAVALCANTI, 2009).

A captura de energia solar pelos seres fotoautotróficos eucariontes é feita através de pigmentos, sendo os principais a Clorofila *a* e *b*, que se encontram nos cloroplastos. A Clorofila é o pigmento mais importante na recepção da luz durante a fotossíntese, sendo que esta absorção ocorre com maior intensidade nas faixas de comprimento de onda entre 400-500 nm (luz azul) e 600- 700 nm (luz verde). A fotossíntese possui duas fases fisiológicas: (a) fase clara na qual a energia luminosa é utilizada para quebrar a molécula de água e liberar o oxigênio e H^+ , ocorrendo acúmulo de energia química na forma de ATP; (b) fase escura, que é independente da luz, ocorre à redução do CO_2 para a formação de glicose através do uso da energia química acumulada na primeira fase (ARAUJO, 2007).

A respiração aeróbia é um processo metabólico que ocorre nos seres vivos que utilizam o oxigênio comoceptor final de elétrons. O processo de catabolismo, também conhecido como respiração exógena, envolve reações de oxidação de matéria orgânica, gerando ATP através da movimentação de elétrons e tendo o oxigênio comoceptor final de elétrons. O processo de anabolismo ou respiração endógena envolve reações de biossíntese que consomem energia, resultando em novas células, dessa forma a maioria da energia utilizada nessas reações é utilizada para síntese proteica (BROWN, 2005).

Entre as diversas formas de microrganismos existentes em lagoas de polimento, as algas verdes (*Chlorophyta*), são componentes significativos, especialmente as microalgas do gênero *Chlorella sp.* Através de seu metabolismo, as algas atuam no funcionamento da lagoa de estabilização: liberando oxigênio (O_2), absorvendo a energia solar e convertendo-a em calor e energia química (KELLNER e PIRES, 1998), consomem o dióxido de carbono (CO_2) produzido pela oxidação bacteriana da matéria orgânica, elevando o pH do meio e reduzindo ou removendo nutrientes como nitrogênio, fósforo, carbono, ferro e silício para suprir suas necessidades nutricionais com elementos constituintes de suas células e favorecendo seu crescimento celular (MASSERET et al., 2000).

O CO_2 pode diminuir muito durante as horas de luminosidade, quando a atividade fotossintética das algas supera a respiração das bactérias e, até mesmo, a respiração das próprias algas. Como consequência, há uma elevação do pH nessas horas, devido à dissociação dos íons bicarbonato (HCO_3^-) em dióxido de carbono (CO_2), que é fonte de carbono utilizado pelas algas, e íons hidroxila (OH^-), responsáveis pela alteração do pH. O pH pode aumentar até valores de 10,5, e à noite, ou quando a intensidade da radiação solar passa a limitar a atividade fotossintética, o pH da massa líquida baixa (KONIG, 1998).

De acordo com Alves et al. (2011) o aumento do pH em lagoas de polimento pode ser previsto pelas variações de alcalinidade e acidez. Essas variáveis são afetadas pelos processos que se desenvolvem simultaneamente em lagoas: processos de remoção física e biológica (fotossíntese) de CO_2 , volatilização da amônia, oxidação de ácidos graxos voláteis e precipitação de carbonato de cálcio.

O pH aumenta significativamente em lagoas de polimento pelo consumo de CO_2 na fotossíntese, ocorrendo uma remoção adicional por volatilização quando a fase líquida é supersaturada com concentração em cerca de 0,5 mg CO_2 /L a 25°C, não afetando a alcalinidade, mas reduzindo a acidez em 2 meq por mol de CO_2 . A volatilização da amônia é equivalente à remoção de uma base forte ou a adição de um ácido forte para a fase líquida,

reduzindo a alcalinidade e aumentando a acidez. Por outro lado, a elevação do pH em valores superiores a 9,5 favorece a supersaturação de CaCO_3 , podendo haver a precipitação desse sal, diminuindo a alcalinidade. A oxidação de ácidos graxos voláteis resulta na diminuição do pH e aumento da alcalinidade. De acordo com a Tabela 2 nos efeitos dos diferentes processos sobre a alcalinidade, acidez e pH em lagoas de polimento, apenas a remoção de CO_2 aumenta o pH, havendo diminuição do valor deste parâmetro quando ocorre os outros processos.

Tabela 2- Variação da alcalinidade, acidez e pH em lagoas de polimento

Processo	Mudanças		
	Alcalinidade (meq/mol)	Acidez (meq/mol)	pH
Remoção de CO_2	0	-2	aumenta
Remoção de NH_3	-1	+1	diminui
Oxidação de AGV	+1	+3	diminui
Precipitação de CaCO_3	-2	0	diminui

Fonte: Alves et al., (2011)

3.2.2 Comunidade fitoplanctônica em lagoas de polimento

Em qualquer ambiente aquático, as variações na biomassa e na diversidade da comunidade fitoplanctônica são respostas às modificações da qualidade físico-química e biológica do meio. No caso de lagoas de estabilização, a diversidade e densidade das espécies são também muito influenciadas pela carga orgânica da lagoa e variam com as estações do ano, clima e qualidade do esgoto (VON SPERLING e OLIVEIRA, 2010).

As algas são organismos aquáticos com importância ecológica e alta sensibilidade a mudanças ambientais. Em lagoas de estabilização a existência da população de algas é importante para a estabilidade da relação simbiótica com as bactérias aeróbias, contribuindo direta e indiretamente, nos processos envolvendo remoção de nutrientes (volatilização, precipitação e assimilação) e remoção dos microrganismos patogênicos (produção de toxinas, altos níveis de OD e pH) (BENTO et al., 2005; AMENGUAL-MORRO et al., 2012).

As algas indicam as condições ambientais dominantes, sua capacidade de sintetizar matéria orgânica, rápido desenvolvimento, multiplicação e súbito desaparecimento, são aspectos dinâmicos que indicam a qualidade do meio em que estão presentes. Além disso, atuam sobre as condições físico-químicas, modificando a cor, a turbidez, a oxigenação, a

alcalinidade e outras propriedades das águas em que habitam (SOLDATELLI e SCHWARZBOLD, 2010).

Segundo von Sperling e Oliveira (2010) as algas basicamente controlam a eficiência do tratamento e a qualidade do efluente, assim, esse sistema deve ser projetado para otimizar a concentração e a diversidade de espécies das algas presentes. As principais classes de algas encontradas em lagoas de estabilização são: *Cyanophyceae*, *Chlorophyceae*, *Bacillariophyceae*, *Euglenophyceae* e *Zygnemaphyceae*, variando suas espécies em cada tipo de lagoa e ambiente.

Em lagoas de estabilização, o fitoplâncton varia muito pouco e a seleção de espécies é influenciada principalmente pela matéria orgânica, temperatura e intensidade luminosa. A classe *Chlorophyceae* caracteriza-se por apresentar elevada riqueza de táxons, em relação às demais classes, sendo sua ocorrência notadamente observada principalmente em águas continentais brasileiras, sistemas eutrofizados e ambientes com matéria orgânica. A classe *Euglenophyceae* tem preferência por altos teores de amônia, sendo favorecida em condições de alta demanda bioquímica de oxigênio, e com elevada carga de matéria orgânica, podendo ser indicadora biológica da poluição orgânica da água, os gêneros flagelados pigmentados como *Euglena*, *Lepocinclis*, *Phacus*, *Strombomonas Deflandre* e *Trachelomonas*, destacam-se quanto à presença em biótopos rasos e ricos em matéria orgânica, como açudes, reservatórios, rios e lagos. As *Cyanophyceae* são tolerantes à poluição orgânica, os principais gêneros encontrados nas lagoas de maturação são: *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Microcystis* e *Anabaena*. As *Bacillariophyceae* apresentam elevada taxa fotossintética mesmo sobre intensidades luminosas mais baixas, otimizando seu crescimento em épocas de menor incidência de radiação solar, além disso, elas são mais adaptadas a crescer em baixas temperaturas do que outros grupos de fitoplâncton (SOLDATELLI e SCHWARZBOLD, 2010; RIEDIGER et al., 2014).

Microrganismos fotossintetizantes como as algas podem usar poluentes, como os nutrientes (N, P e K) e crescer de acordo com as condições ambientais, tais como luz, temperatura (geralmente 20-30 ° C), pH (em torno de 7,0), salinidade e CO₂ (MAITY et al., 2014) havendo várias razões para o cultivo de algas em águas residuais, bem como o tratamento eficaz em termos de custos, exigência de baixa energia, redução na formação de lodo e a produção de biomassa de algas para a produção de biocombustíveis.

Pesquisadores consideram as algas como meio tecnológico verde para remoção de poluentes de águas residuais (SUBASHCHANDRABOSE et al., 2013; PARK et al., 2011) .

Maity et al. (2014) demonstra no seu trabalho a remoção de poluentes orgânicos e inorgânicos (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , CO_2 , Cd, Zn, Ni, Co, Mn, Cu, Cr, U, Hg (II), Cd (II), Pb (II), B, TBT (tributil-estanho), fenóis e outros compostos). De acordo com os mesmos, a *Chlorella* spp., *Ourococcus multisporus*, *Nitzschia cf. pusilla*, *Chlamydomonas mexicana*, *S.obliqua*, *C. vulgaris*, foram eficientes na remoção de nitrogênio, fósforo e carbono inorgânico. A maior eficiência atingida por *C.mexicana* para a remoção de nitrogênio, fósforo e carbono inorgânico, foram de 62%, 28% e 29%, respectivamente.

Segundo Mara et al. (1983), a presença de algas é resultante da disponibilidade de nutrientes inorgânicos. Estes organismos fotossintetizantes propiciam uma periodicidade diária e bem definida da concentração de oxigênio dissolvido no efluente final e influenciam nas grandes variações da DBO₅. As algas, em efluentes de reatores facultativos, também elevam a concentração de sólidos suspensos, sendo responsáveis por até 80% do material sólido suspenso. Entretanto, esta matéria sólida sobre forma de biomassa algal, cujas concentrações variam muito durante o ciclo diário, têm características muito diferentes daquelas contidas no esgoto afluente. Estas são menos agressivas ao meio ambiente, pois são acompanhadas por elevadas concentrações de oxigênio dissolvido minimizando o impacto do efluente no corpo receptor (MAYER et al., 2001).

3.2.3 Remoção de nutrientes

Os principais mecanismos considerados por vários autores para a remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização são: volatilização da amônia que é um processo físico de desprendimento de gás amônia (NH_3) a partir da dissociação do íon NH_4^+ em ambientes aquáticos com valores elevados de pH, assimilação de amônia e nitratos pelas algas, sedimentação da biomassa morta e acumulação do lodo nas lagoas, nitrificação e desnitrificação. Esses mecanismos podem atuar simultaneamente ou mesmo prevalecer em função das características das lagoas e das condições climáticas do local, logo parâmetros como a temperatura e o pH das lagoas podem estar diretamente relacionado com a eficiência de remoção (CRAGGS, 2005; BABU et al., 2011; ASSUNÇÃO e VON SPERLING, 2013; DIAS et al., 2014).

O pH em lagoas de estabilização é um fator imprescindível para avaliar o comportamento das lagoas, estando relacionado com as remoções de nutrientes. O pH aumenta, porque a taxa de consumo de CO_2 na fotossíntese das algas excede à taxa de produção por oxidação biológica da matéria orgânica reduzindo a acidez . Para valores de pH

maiores que 9, amônia predomina na forma gasosa (NH_3), sendo assim, o nitrogênio removido por volatilização (CAVALCANTI, 2009).

A remoção de nitrogênio em sistemas de lagoas de estabilização foi atribuída principalmente à volatilização da amônia e sedimentação de nitrogênio orgânico, sendo relatada uma relação entre o fluxo de amônia, SSV (biomassa de algas) e Clorofila “a”, pois o fluxo de amônia poderá favorecer a proliferação da biomassa fitoplanctônica e consequentemente, maior taxa de absorção de nitrogênio pelas algas (CAMARGO VALERO et al., 2010). No entanto, trabalhos recentes têm demonstrado que sob condições favoráveis para o crescimento das algas, o nitrogênio é removido principalmente pela assimilação das algas, apesar da lagoa apresentar elevados valores de pH (CAMARGO VALERO e MARA, 2007). De acordo com a estequiometria do processo fotossintético para a assimilação da amônia pelas algas, é necessário para o seu desenvolvimento e reprodução 106 átomos de carbono, 16 átomo de nitrogênio e um átomo de fósforo (KARYA et al., 2013).

De acordo com Babu et al. (2011) as algas mesmo sendo relatadas como importante mecanismo de remoção, após sua morte sedimentam e mineralizam, ocorrendo a ciclagem interna da amônia, com isso a remoção de nutrientes por absorção pelas algas não é tão expressiva. Isso leva a altas taxas de remoção de amônia, mas baixas remoções de nitrogênio total e o efluente da lagoa contém algas que podem ser expressas como sólidos suspensos.

Segundo von Sperling (2002) e Camargo Valero et al. (2009) os processos de nitrificação e desnitrificação são, de maneira geral, pouco representativos em lagoas de estabilização, devido às baixas concentrações de nitrito e nitrato no efluente das lagoas, indicando que este mecanismo geralmente não apresenta uma substancial contribuição para a remoção de amônia, principalmente nas lagoas de maturação e de polimento. Nestas lagoas, em função de suas baixas profundidades e menor carga orgânica aplicada, prevalecem condições aeróbias na maior parte da massa líquida reduzindo as possibilidades de condições anóxicas e consequente desnitrificação.

A concentração de bactérias nitrificantes na zona aeróbia das lagoas é pouco expressiva pelo fato do crescimento destas bactérias serem inibidos pelas algas, além de serem adsorvidas por partículas que acabam se sedimentando nas lagoas. Os autores sugerem que a reduzida concentração destas bactérias na zona aeróbia parece não ser suficiente para ocorrer significativa oxidação do íon amônio (VON SPERLING et al., 2009). Os valores de pH acima de nove tem se mostrado prejudicial para a nitrificação em lagoas de estabilização (PARK e CRAGGS, 2011).

Segundo Esteves (1998), a fixação de nitrogênio molecular é caracterizada pela redução desta forma de nitrogênio por bactérias de vida livre e cianobactérias, sendo esta operação catalisada por um sistema de enzima denominada nitrogenase, extremamente sensível ao oxigênio. As bactérias fixadoras de nitrogênio de vida livre são o *Clostridium* e algumas espécies do gênero *Azotobacter*, as cianobactérias são as do gênero *Nostoc*, *Anabaena*, *Aphanizomenon* e *Gloeotrichia*.

A nitrificação é um processo biológico de oxidação da matéria nitrogenada, que ocorre em condições aeróbias, a amônia se converte primeiro em nitrito e depois em nitrato (JORDÃO e PESSÔA, 2005). Os microrganismos envolvidos neste processo são seres autotróficos quimiossintetizantes (ou quimioautótrofos), para os quais a principal fonte de carbono é o gás carbônico, e a energia necessária é obtida pela oxidação de um substrato inorgânico, como a amônia. Nesta oxidação participam dois gêneros de bactérias, quais sejam: *Nitrosomonas* (*N. europaea*, *N. oligocarbogenes*, *Nitrosolobus*, *Nitrosospira* e *Nitrosococcus*) e *Nitrobacter* (*N. agilis* e *N. winogradski*), responsáveis, respectivamente, pela oxidação de amônia a nitrito e deste a nitrato. O crescimento das *Nitrosomonas* é limitado pela concentração de amônio, enquanto que o crescimento das *Nitrobacter* é limitado pela concentração de nitrito. No entanto, a taxa de crescimento dos microrganismos nitrificantes, principalmente as do gênero *Nitrosomonas*, é bem lenta (VON SPERLING, 2007). O nitrato pode ser diretamente absorvido pelo fitoplâncton, formando proteína vegetal, ou poderá ser reduzido a nitrito, óxido nitroso, óxido nítrico e dinitrogênio por bactérias desnitrificantes facultativas heterotróficas, como os *Bacillus*, *Paracoccus* e *Pseudomonas*, que o utilizam como aceptor de elétrons em condições anóxicas e é chamado de desnitrificação (MADIGAN et al., 2010).

O ortofosfato solúvel é a forma de fósforo mais prontamente assimilável por organismos aquáticos e plantas, em lagoas de estabilização é removida através da assimilação pela biomassa de algas. A principal forma de remoção de fósforo em lagoas de estabilização é a precipitação de ortofosfato com íons de cálcio formando hidroxiapatita e estruvita, em condições de altos valores de pH, acima de nove. A solubilidade de fosfatos em águas residuárias depende da concentração de cátions e do pH que, por sua vez, determina a concentração relativa das espécies de fosfato, o mesmo pode sedimentar no fundo da lagoa (CAVALCANTI, 2009; ATHAYDE JÚNIOR et al., 2000).

Nem sempre é conveniente remover os nutrientes do esgoto. A remoção de nutrientes só é vantajosa quando o efluente é lançado em águas de superfície. Neste caso, é importante

reduzir ao máximo o teor de nutrientes, para evitar o crescimento exacerbado de algas, que pode prejudicar a qualidade da água devido ao processo de eutrofização. No caso do uso do efluente para irrigação, acontece o contrário. Há um interesse de se conservar os nutrientes, uma vez que estes poderão substituir os nutrientes de fertilizantes químicos (CAVALCANTI et al, 2001).

3.2.4 Remoção de microrganismos patogênicos

Os microrganismos patogênicos, bem como, os coliformes termotolerantes, são removidos em sistemas biológicos. Os principais indicadores de contaminação fecal em águas residuárias são os coliformes termotolerantes expressos em unidades formadoras de colônia por 100 ml (UFC/100ml).

O tratamento de esgoto em lagoas de estabilização promove eficiente remoção de microrganismos patogênicos resultante principalmente da radiação solar incidente, o alto TDH, pH elevado, alta concentração de OD, baixo nível de CO₂, luz ultravioleta, foto-oxidação e ação bactericida das toxinas produzidas por cianobactérias (PEARSON, 1986; VAN DER STEEN et al., 1999; MAYNARD et al., 1999; CEBALLOS, 2001).

Em países com clima tropical as lagoas de estabilização trabalham naturalmente à temperatura ambiente, a qual é alta (25-28°C) e promove a remoção de microrganismos. As reações fotoquímicas, mediadas por moléculas sensibilizadoras presentes na água e no interior de microrganismos produzem formas tóxicas de oxigênio (radicais livres, superóxido, entre outros) que aliados ao pH alto alterariam as membranas citoplasmáticas causando a morte celular, resultando assim na eliminação de microrganismos patogênicos. O pH elevado, superior a 9,2, é inibidor do crescimento da *E.coli*, a ação inibidora está associada com a ionização da membrana celular por alterações do pH intracelular, dificultando ou anulando o metabolismo celular (CEBALLOS, 2001).

A formação de espécies reativas de O₂, incluindo superóxido, peróxido de hidrogênio e/ou o radical hidroxila, são esperados em ambientes supersaturadas com OD e submetidos a luz solar intensa, normalmente encontradas em lagoas de estabilização durante períodos de sol resultante da atividade fotossintética. Estas espécies reativas resultam da captura excessiva de luz pela clorofila das algas ou por outros pigmentos celulares (tais como os citocromos, que funcionam como catalisadores fotossintéticos) podem danificar o DNA de microrganismos (MOREIRA et al., 2009).

A irradiação solar é a principal contribuinte para desinfecção em lagoas de estabilização com UVA (320-400 nm), UVB (280-320 nm) e radiação fotossintética ativa (400-700 nm), todos contribuindo para remoção de microrganismo. A luz ultravioleta pode danificar diretamente o RNA, DNA e outras células constituintes de microrganismos nos processos de fotoinativação (DAVIES-COLLEY et al., 1997; MUELA et al., 2000; BOLTON et al., 2010).

Sweeney et al. (2007) relataram elevados níveis de oxigênio dissolvido na camada superior da lagoa de estabilização, proveniente da fotossíntese das algas, podendo chegar a 30 mg/L no verão, durante o dia ocorrem frequentes variações no pH dentro das lagoas devido à fotossíntese, consumindo CO₂ da água. Isto, por sua vez, afeta os carbonatos e bicarbonatos de sistema de tamponamento, diminuindo os íons hidrogênicos e elevando o pH (PATERSON e CURTIS, 2005).

Nas lagoas de estabilização podem ser alcançados excelentes níveis de remoção de patogênicos, atingindo valores na ordem de 99,99% de remoção de coliformes termotolerantes, sendo, portanto um excelente processo de tratamento (MARA, 1996). Bento et al. (2002) verificaram remoção de até 4 unidades logarítmicas para *Escherichia coli* em lagoas facultativas com TDH de aproximadamente 12 dias.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Localização

O sistema experimental foi projetado, construído e monitorado na dependência física da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), bairro do Tambor em área da Companhia de Água e Esgoto da Paraíba – CAGEPA, sobre responsabilidade da Universidade Estadual da Paraíba na cidade de Campina Grande – PB (07° 14' 22'' S e 35° 53' 05'' W).

O trabalho foi iniciado em janeiro de 2015, com duração de oito meses, dividido em duas fases experimentais. A primeira fase teve duração de seis meses e foi investigado o desempenho de quatro lagoas de polimento tratando efluente anaeróbico oriundo de reator UASB e na segunda fase foi investigado o desempenho de três lagoas de polimento durante dois meses. O trabalho experimental ocorreu ao longo dos meses de janeiro a agosto de 2015.

4.2 Sistema experimental

O esgoto sanitário era proveniente do Interceptor Leste do sistema de esgotamento sanitário da CAGEPA da cidade de Campina Grande, o qual passa pelo campo experimental da EXTRABES. Através de uma elevatória, o esgoto sanitário era aduzido para a caixa de alimentação do sistema experimental, com capacidade de 1000 litros.

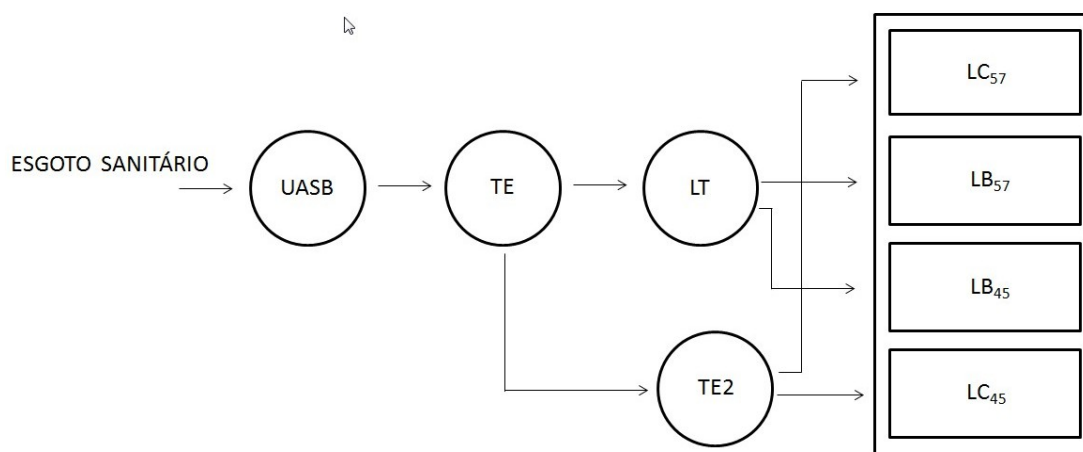
O esgoto sanitário era bombeado para a caixa de alimentação e seguia continuamente por gravidade para alimentar o reator UASB fabricado em fibra de vidro com capacidade volumétrica de 450 L e tempo de detenção hidráulica (TDH) de oito horas, foram mantidas as mesmas características operacionais em ambas as fases do trabalho.

4.3 Primeira fase

Na primeira fase do trabalho experimental o sistema era constituído de um reator UASB e quatro lagoas de polimento. O esgoto bruto (EB) alimentava o reator UASB, e seu efluente era direcionado para um tanque de equalização (TE) que seguia por gravidade para a lagoa de transbordo (LT), com capacidade de 430 litros e TDH de 2,4 dias, e para o segundo tanque de equalização (TE2) com capacidade de 160 litros, como se observa na Figura 1. O

TE2 foi instalado próximo às lagoas para garantir a operação do fluxo contínuo nas lagoas LC₅₇ e LC₄₅ funcionando como uma caixa de passagem sendo seu TDH menor que um dia.

Figura 1- Diagrama esquemático do sistema de tratamento do esgoto sanitário na primeira fase



Fonte: O autor (2016)

Os afluentes das lagoas com alimentação em fluxo contínuo LC₅₇ e LC₄₅ eram advindos do TE2, através de bombas dosadoras funcionando 24 horas, e os afluentes das lagoas operadas em regime semicontínua LB₅₇ e LB₄₅ eram provenientes da LT, alimentadas através de eletrobombas e controle de vazão por válvulas de diafragma. Duas lagoas tinham profundidade de 57 cm (LC₅₇ e LB₅₇) e as outras duas de 45 cm (LB₄₅ e LC₄₅).

Todas as quatro lagoas foram construídas em alvenaria e suas dimensões e características estão apresentadas na Tabela 3. O TDH total das lagoas LB₅₇ e LB₄₅ foram de 12,4 dias, pois o afluente permaneceu 2,4 dias na LT e 10 dias nas lagoas de polimento.

Tabela 3- Dimensões e características das lagoas de polimento na primeira fase

Lagoas	Alimentação	Profundidade (cm)	Área (m ²)	Volume (L)	TDH (dias)	Vazão (L/dia)	Taxa de aplicação superficial (kgDQOfha ⁻¹ dia ⁻¹)
LC ₅₇	contínua	57	2	1140	12	95	53,7
LB ₅₇	semicontínua	57	1,76	1000	10	100	60,8
LB ₄₅	semicontínua	45	1,76	792	10	79	48
LC ₄₅	contínua	45	1,76	792	12	66	42,4

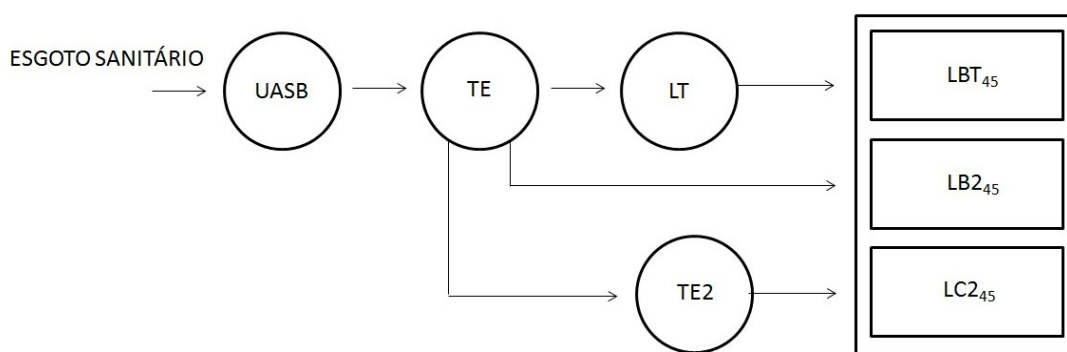
Fonte: O autor (2016)

A taxa de aplicação superficial foi expressa em kg DQO filtrada $\text{ha}^{-1}\text{dia}^{-1}$, visto que não foram realizadas análises de DBO_5 .

4.4 Segunda fase

Na segunda fase do trabalho experimental o sistema era constituído de um reator UASB e três lagoas de polimento. O esgoto sanitário (EB) alimentava o reator UASB, e seu efluente era direcionado para um tanque de equalização (TE) que seguia por gravidade para a lagoa de transbordo (LT) com capacidade de 800 litros e TDH de 2 dias, e para o segundo tanque de equalização (TE2) com capacidade de 160 litros, do qual alimentava a LC_{245} através de bomba dosadora, como observa-se na Figura 2.

Figura 2-Diagrama esquemático do sistema de tratamento do esgoto sanitário na segunda fase



Fonte: O autor (2016)

Na segunda fase eram alimentadas em bateladas (LB_{245} e LBT_{45}), sendo o afluente da LBT_{45} oriundo da lagoa de transbordo (LT) alimentada através de eletrobombas, e o afluente da LB_{245} proveniente do tanque de equalização (TE) alimentada por gravidade. O objetivo desta configuração foi comparar o efluente final das duas lagoas em batelada e a influência da LT com TDH de dois dias.

O TE tinha capacidade de 500 L e o tempo de alimentação era de aproximadamente três horas para concluir o volume necessário da batelada da lagoa LB_{245} de 616 L. O afluente da LBT_{45} permanecia por dois dias na lagoa de transbordo (LT) e seis na lagoa, enquanto o afluente da LB_{245} permanecia os oito dias na lagoa.

As descargas dos efluentes das lagoas de polimento LB_{245} e LBT_{45} eram realizadas a cada oito dias utilizando a técnica de sifonamento, permanecendo com 10 cm de volume morto, correspondendo a 22% do volume da batelada anterior, assim como na LT. O volume morto da LBT_{45} ficava exposto dois dias enquanto o afluente da lagoa estava na LT, e o

volume morto da LT ficava exposto seis dias até o novo ciclo. Os valores correspondentes ao volume morto, bem como as dimensões e características das lagoas são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4- Dimensões e características das quatro lagoas de polimento na segunda fase

Lagoa	Alimentação	Profundidade (cm)	Área (m ²)	TDH (dias)	Volume morto (L)	Vazão (L)	Taxa de aplicação superficial (kg DQO/ha ⁻¹ dia ⁻¹)
LBT ₄₅	batelada	45	1,76	6	176	616*	96,2
LB2 ₄₅	batelada	45	1,76	8	176	616*	96,2
LC2 ₄₅	contínua	45	1,76	12	---	66**	82,5

*vazão total a cada batelada (L) **L/dia

Fonte: O autor (2016)

A lagoa de polimento LC2₄₅ tinha fluxo de alimentação contínua com TDH de 12 dias e funcionou com as mesmas características operacionais da lagoa LC₄₅ na primeira fase do trabalho experimental. Ambas as lagoas da segunda fase experimental tinham 45 cm de profundidade, pois a diferença de profundidade na primeira fase (45 cm e 57 cm) não apresentou diferença significativa entre os resultados obtidos.

4.5 Análises físico-químicas e microbiológicas

As amostras para as análises dos parâmetros físico, químico e microbiológico foram coletadas às oito horas da manhã, duas vezes na semana, durante as duas fases do trabalho nos respectivos pontos de amostragem: esgoto bruto, efluente do reator UASB, LT (apenas na primeira fase experimental), efluentes das lagoas LC₅₇, LB₅₇, LB₄₅, LC₄₅ na primeira fase, e LBT₄₅, LB2₄₅ e LC2₄₅ na segunda fase. Os parâmetros analisados são apresentados na Tabela 5. Coliformes Termotolerantes e clorofila “a” foram quantificados apenas uma vez por semana.

Tabela 5- Parâmetros físico-químicos e microbiológicos avaliados

Variáveis	Métodos Analíticos	Referência
*DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	Titulométrico refluxação fechada	5220 C. / APHA et al., (2012)
*pH (-)	Potenciométrico	4500 / APHA et al., (2012)
Alcalinidade Total(mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Kapp	BUCHAUER (1998)
Nitrato N-NO ₃ ⁻ (mgN-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	Salicilato de Sódio	RODIER et al., (1975)
Nitrito N-NO ₂ ⁻ (mgN-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	Colorimétrico diazotização	4500-NO ₂ B. APHA et al.,(2012)
N. amoniacal (mgN-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	Titulação após destilação	4500-NH ₃ / APHA et al., (2012)
*NTK (mgN-NTK.L ⁻¹)	Semi-Macro Kjeldahl	4500-NTK / APHA et al., (2012)
Fósforo e Frações (mg.L ⁻¹)	Ácido Ascórbico	4500-P E./ APHA et al., (2012)
*ST (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 D. / APHA et al., (2012)
*SV (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 E. / APHA et al., (2012)
Clorofila “a” (µg.L ⁻¹)	Metanol a quente	JONES (1979)
Coliformes Termotolerantes(UFC/100mL)	Membrana de filtração	9221B / APHA et al., (2012)

*DQO – Demanda Química de Oxigênio; pH – Potencial Hidrogeniônico; N-NTK– Nitrogênio Total Kjeldahl; ST – Sólidos Totais; SV – Sólidos Voláteis.

Fonte: O autor (2016)

4.6 Biomassa algal

Para quantificação da biomassa algal, foi realizada a extração de clorofila “a” com metanol a quente de acordo com a técnica de Jones (1979). As amostras foram filtradas em papel de fibra de vidro e o material retido foi extraído em “banho maria” com metanol 90% e posteriormente centrifugado, o sobrenadante era transferido para cubetas e lido em espectrofotômetro a 665 nm, para avaliar a absorbância da clorofila “a” e de seus produtos de degradação, e a 750 nm, para corrigir a turbidez. A concentração de clorofila “a” foi obtida de acordo com a Equação 2.

$$C \text{ "a"} = \frac{[(D665 - D750) (13) (\text{Vol Ext})]}{\text{Vol Filt}} \quad (2)$$

Onde:

D665: densidade óptica do extrato a 665 nm

D750: densidade óptica do extrato a 750 nm.

Coefficiente de extinção da clorofila “a” em metanol: 13

Vol Ext: volume do extrato

Vol Filt: volume de amostra filtrada

4.7 Caracterização da comunidade fitoplanctônica

Na primeira fase experimental foram realizadas duas caracterizações qualitativa e quantitativa da comunidade fitoplanctônica compostas por algas e cianobactérias, com coleta de amostras às 12 horas, dos dias 27/02 e 27/03, utilizando um coletor vertical na coluna da massa líquida das quatro lagoas em seis pontos distintos. Foram coletadas amostras no início, meio e final das lagoas em 10 cm e 50 cm de profundidade, respectivamente na LC₅₇ e LB₅₇ e em 10 cm e 40 cm de profundidade na LB₄₅ e LC₄₅. As mesmas foram acondicionadas em frascos de polietileno de 500 ml e preservadas com lugol acético.

A identificação dos organismos foi feita utilizando microscópio binocular, em até 400 vezes de aumento. O sistema de classificação para classes e gêneros seguiu as indicações de Bicudo e Menezes (2006) e para as espécies foram utilizadas chaves de identificação específicas de cada grupo. A contagem do fitoplâncton foi realizada em microscópio invertido com aumento de 400 vezes pelo método da sedimentação de Utermöhl (1958). Através de transectos horizontais e verticais, tantos quantos foram necessários para que fossem contados no mínimo 100 indivíduos da espécie mais frequente, de modo que o erro fosse inferior a 20% e o coeficiente de confiança acima de 95% (LUND et al., 1958). O tempo de sedimentação foi de três horas para cada centímetro de altura da câmara (MARGALEF, 1983). Os resultados foram expressos em densidade (ind.ml⁻¹) e estimados de acordo com a fórmula descrita por Ross (1979) conforme a Equação 3.

$$\text{Indivíduos. mL}^{-1} = \left(\frac{n}{sc} \right) \left(\frac{1}{h} \right) (F) \quad (3)$$

Onde:

n: número de indivíduos efetivamente contados

s: área do campo em mm²

c: número de campos contados

h: altura da câmara de sedimentação em mm;

F: fator de correção para mililitro (10³ - mm³/1 ml)

4.8 Perfil de pH e oxigênio dissolvido

Foram realizados dois perfis de oxigênio dissolvido (OD) e pH nas lagoas da primeira fase. O primeiro perfil de 12 horas e segundo de 24 horas realizados respectivamente, nos dias 24/03 e 25/05/2015.

Foi utilizado o medidor de OD marca YSI MODEL 58 e os resultados são expressos em mg/l com concentrações até 20 mg/l. Para verificar os valores de pH foi utilizado o medidor de pH portátil modelo mPA210 P. Os eletrodos do medidor de oxigênio e de pH foram submersos a 10 cm da massa líquida das lagoas em três pontos distintos da superfície: início, meio e final. A temperatura externa foi obtida por dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

4.9 Análises do lodo acumulado nas lagoas

Após o período experimental o lodo das lagoas foi coletado para realização de análises de NTK e Nitrogênio amoniacal. A amostra preparada para realização de NTK foi 1 g do lodo bruto diluído em 10 mL de água destilada, e para nitrogênio amoniacal a amostra do lodo bruto foi centrifugada por 15 minutos em rotação de 3000 rpm e posteriormente 10 mL do sobrenadando foi filtrado. As amostras preparadas foram submetidas aos mesmos procedimentos analítico supracitados na Tabela 5.

4.10 Balanço de massa de Nitrogênio

O balanço de massa de nitrogênio nas lagoas de polimentos foi realizado utilizando as seguintes equações:

$$MN_{ta} = MN_{te} + MN_x + MN_v \quad (4)$$

$$MN_{ta} = N_{ta}(NTK_a + No_a)Q_a \quad (5)$$

$$MN_{te} = N_{te}(NTK_e + No_e)Q_a \quad (6)$$

$$MN_x = NTK_{lodo} * Vol \quad (7)$$

$$MN_v = MN_{ta} - (MN_{te} + MN_x) \quad (8)$$

Onde:

MN_{ta}: Massa de nitrogênio afluente (mgN.d⁻¹)

MN_{te}: Massa de nitrogênio efluente (mgN.d⁻¹)

MN_x: Massa de nitrogênio no lodo das lagoas (mgN.d⁻¹)

MN_v: Massa de nitrogênio volatilizado (mgN.d⁻¹)

NTK_a: Nitrogênio Total Kjeldahl afluente (mg.L⁻¹)

NTK_e: Nitrogênio Total Kjeldahl efluente (mg.L⁻¹)

No_a: Nitrogênio oxidado afluente (mg.L⁻¹)

No_e: Nitrogênio oxidado efluente (mg.L⁻¹)

Q_a: vazão afluente (L)

NTK_{lodo}: Nitrogênio Total Kjeldahl no lodo da lagoa (mg.L⁻¹)

Vol: volume do lodo retirado da lagoa (L)

4.11 Análise Estatística empregada no tratamento dos dados

O tratamento estatístico dos dados para os parâmetros abordados, foi realizado com o auxílio dos softwares Excel, Origen e Sisvar. Foi aplicada estatística descritiva, calculando médias, desvio padrão, coeficiente de variação e de variância (ANOVA) fator único, com o objetivo de verificar a existência ou não de diferença significativa de 5% ($\alpha=0,05$), entre os dados das lagoas de polimento. Quando houve diferença significativa, onde F foi maior que F crítico, realizou-se a análise de comparação de médias através do Teste Tukey. O comportamento dos parâmetros avaliados nas análises foi representado pelo gráfico Box Plot.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Na Tabela 6 são apresentados os resultados dos parâmetros analisados no processo de monitoração do sistema durante a primeira fase do trabalho experimental.

Tabela 6-Valores médios e desvios padrões das variáveis analisadas na primeira fase

	EB	UASB	LT	LC₅₇	LB₅₇	LB₄₅	LC₄₅
	$\bar{x} \pm \delta$	$\bar{x} \pm \delta$	$\bar{x} \pm \delta$	$\bar{x} \pm \delta$	$\bar{x} \pm \delta$	$\bar{x} \pm \delta$	$\bar{x} \pm \delta$
DQO_{total} (mgO₂.L⁻¹)	586±131	213 ± 43	200 ±39	206 ± 44	183 ± 38	175 ± 37	194 ± 23
DQO_{filtrada} (mgO₂.L⁻¹)	191±34	113 ± 18	107 ± 24	115 ± 28	114 ±26	106 ± 19	111 ± 18
Sólidos totais (mg.L⁻¹)	1299±80	1114±93	1106±58	1272±12	1240±44	1242±135	1297±126
Sólidos totais voláteis(mg.L⁻¹)	489±129	305 ± 81	308 ± 91	343±103	318 ± 85	326 ± 92	352 ± 104
Sólidos suspensos(mg.L⁻¹)	184 ± 48	67 ± 12	56 ± 23	52 ± 39	55 ± 20	55 ± 29	57 ± 25
Sólidos suspensos voláteis (mg.L⁻¹)	155 ± 45	53 ± 8	45 ± 21	45 ± 35	44 ± 15	48 ± 28	49 ± 22
Clorofila “a” meio(µg.L⁻¹)	---	---	907	1104	2837	2504	1274
pH	7,4 ± 0,2	7,5± 0,15	7,7 ± 0,2	8,4 ± 0,2	8,2 ± 0,2	8,3 ± 0,3	8,7 ± 0,3
Alcalinidade Total (mgCaCO₃.L⁻¹)	365 ± 50	401 ± 32	387 ± 25	342 ± 24	333 ± 33	321 ± 38	295 ± 27
NTK (mgN-NTK.L⁻¹)	65 ± 16	62 ± 7	60 ± 6,5	30 ± 5	36 ± 6	39 ± 5	28 ± 6
N. amoniacal (mgN-NH₄⁺.L⁻¹)	50 ± 9	57 ± 9	55 ± 9	22 ± 4	29 ± 8	28 ± 5	17 ± 5
Fósforo total (mg P.L⁻¹)	8 ±1	7 ± 1	6,8 ±1	5,8 ± 2	6± 1	5,7 ± 1	6,2 ± 1
Ortofosfato (mgP-PO₄³⁻.L⁻¹)	5,6± 1	5,5±1	5,4±1	4,4±1	4,4±1	4,7±1	4,8±1
Coliformes Termotolerantes (UFC/100mL)	1,18E+07	3,2E+06	2,12E+06	2,33E+04	6,55E+04	5,99E+04	2,25E+04

Fonte: O autor (2016)

Na Tabela 7 encontram-se as respectivas eficiências de remoções das variáveis analisadas na primeira fase experimental, calculadas considerando as concentrações dos afluentes e efluentes. Os resultados posteriormente serão explicados detalhadamente.

Tabela 7-Eficiência de remoção das variáveis analisadas na primeira fase

	EB-UASB	UASB-LT	UASB-LC₅₇	LT-LB₅₇	LT-LB₄₅	UASB-LC₄₅
	Eficiência (%)	Eficiência (%)	Eficiência (%)	Eficiência (%)	Eficiência (%)	Eficiência (%)
DQO_{total} (mgO₂.L⁻¹)	64	6	--	--	--	--
DQO_{filtrada} (mgO₂.L⁻¹)	41	5	--	--	--	--
Sólidos totais (mg.L⁻¹)	14	1	--	--	--	--
Sólidos totais voláteis (mg.L⁻¹)	38	--	--	--	--	--
Sólidos suspensos (mg.L⁻¹)	64	16	--	--	--	--
Sólidos suspensos voláteis (mg.L⁻¹)	66	15	--	--	--	--
Alcalinidade Total (mgCaCO₃.L⁻¹)	--	3	15	14	17	26
NTK (mgN-NTK.L⁻¹)	--	4	53	39	35	55
N. amoniacal (mgN-NH₄⁺.L⁻¹)	--	3	62	47	49	71
Fósforo total (mg P.L⁻¹)	--	5	19	12	16	13
Ortofosfato (mgP-PO₄³⁻.L⁻¹)	--	1	19	20	13	15
Coliformes Termotolerantes (UFC/100mL)	72,9	33,8	99,3	96,9	97,2	99,3

Fonte: O autor (2016)

Na Tabela 8 são apresentados os resultados dos parâmetros analisados no processo de monitoração dos sistemas durante a segunda fase do trabalho experimental.

Tabela 8-Valores médios e desvios padrões das variáveis analisadas na segunda fase

	EB	UASB	LC2₄₅	LBT₄₅	LB2₄₅
	$\bar{x} \pm \delta$	$\bar{x} \pm \delta$	$\bar{x} \pm \delta$	$\bar{x} \pm \delta$	$\bar{x} \pm \delta$
DQO_{total} (mgO₂.L⁻¹)	796 ± 379	311 ± 153	226 ± 89	274 ± 156	268 ± 136
DQO_{filtrada} (mgO₂.L⁻¹)	279 ± 158	220 ± 104	106 ± 54	138 ± 95	106 ± 50
Sólidos totais (mg.L⁻¹)	1400 ± 229	1044 ± 56	1083 ± 87	1127 ± 142	1098 ± 143
Sólidos totais voláteis (mg.L⁻¹)	461 ± 159	266 ± 85	216 ± 19	252 ± 62	212 ± 51
Sólidos suspensos (mg.L⁻¹)	224 ± 67	81 ± 30	80 ± 70	55 ± 24	70 ± 20
Sólidos suspensos voláteis (mg.L⁻¹)	195 ± 76	78 ± 24	77 ± 64	60 ± 31	83 ± 31
Clorofila “a” efluente (µg.L⁻¹)	---	---	812	1204	1611
pH	7,4±0,3	7,4±0,2	8,8±0,5	8,7±0,6	8,8±0,5
Alcalinidade Total (mgCaCO₃.L⁻¹)	362 ± 57	393 ± 92	258 ± 41	257 ± 61	293 ± 14
NTK (mgN-NTK.L⁻¹)	66 ± 18	58 ± 19	24 ± 7	25 ± 8	24,5 ± 3
N. amoniacal (mgN-NH₄⁺.L⁻¹)	45 ± 13	48 ± 19	16 ± 7	15 ± 8	14 ± 5
Fósforo total (mg P.L⁻¹)	10±3	8,2±3	4,8±1	4,9±2	4,7±1
Ortofosfato (mgP-PO₄³⁻.L⁻¹)	5,1 ± 1	5,9±2	3,2±1	3,4±2	2,5±1
Coliformes Termotolerantes (UFC/100mL)	1,25E+07	2,50E+06	1,44E+04	1,00E+03	2,00E+03

Fonte: O autor (2016)

Na Tabela 9 encontram-se as respectivas eficiências de remoções das variáveis analisadas na segunda fase experimental, calculadas considerando as concentrações dos afluentes e efluentes.

Tabela 9-Eficiência de remoção das variáveis analisadas na segunda fase

	EB-UASB Eficiência (%)	UASB- LC2 ₄₅ Eficiência (%)	UASB- LBT ₄₅ Eficiência (%)	UASB- LB2 ₄₅ Eficiência (%)
DQO_{total} (mgO₂.L⁻¹)	61	27	12	14
DQO_{filtrada} (mgO₂.L⁻¹)	21	52	37	52
Sólidos totais (mg.L⁻¹)	25	--	--	--
Sólidos totais voláteis(mg.L⁻¹)	42	19	5	20
Sólidos suspensos (mg.L⁻¹)	64	--	32	13
Sólidos suspensos voláteis (mg.L⁻¹)	60	--	23	--
Alcalinidade Total (mgCaCO₃.L⁻¹)	--	34	35	25
NTK (mgN-NTK.L⁻¹)	--	59	57	57
N. amoniacal (mgN-NH₄⁺.L⁻¹)	--	67	68	71
Fósforo total (mg P.L⁻¹)	--	41	40	42
Ortofosfato (mgP-PO₄³⁻.L⁻¹)	--	45	43	57
Coliformes Termotolerantes (UFC/100mL)	80	99,4	99,96	99,92

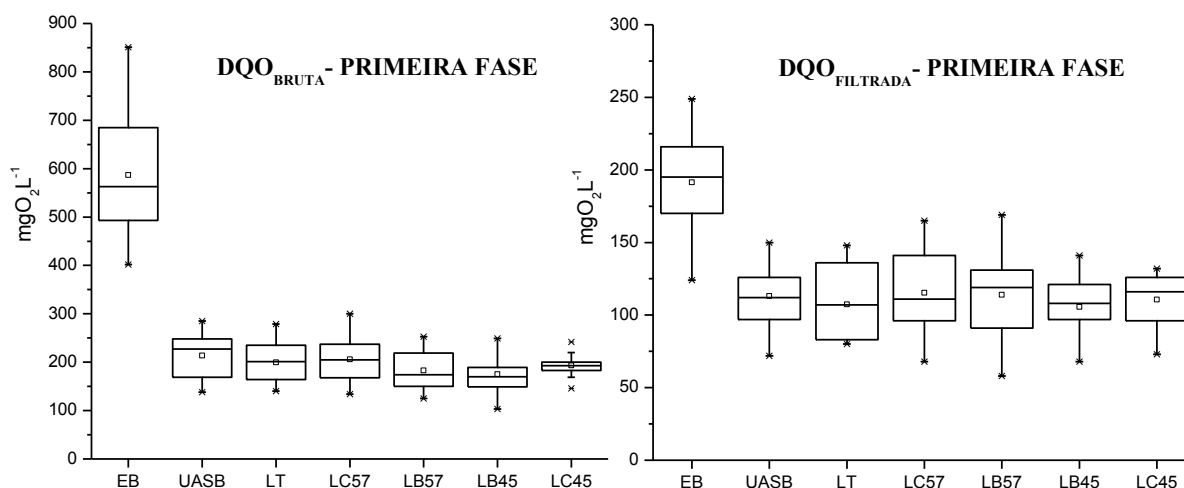
Fonte: O autor (2016)

As variáveis analisadas foram Demanda Química de Oxigênio (DQO) das amostras brutas e filtradas, sólidos e suas frações, Clorofila “a”, pH, Alcalinidade Total, Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Nitrogênio amoniacal, Fósforo Total e Ortofosfato, e Coliformes Termotolerantes. Também foram realizadas as análises de Nitrito e Nitrato, entretanto não serão abordadas no trabalho por apresentarem concentrações baixas, inferiores a 1mg/L.

5.1 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Na Figura 3 apresenta-se o comportamento da concentração de DQO bruta e filtrada das diversas unidades constituintes do sistema experimental em relação à primeira fase.

Figura 3-Comportamento da DQO bruta e filtrada na primeira fase



Fonte: O autor (2016)

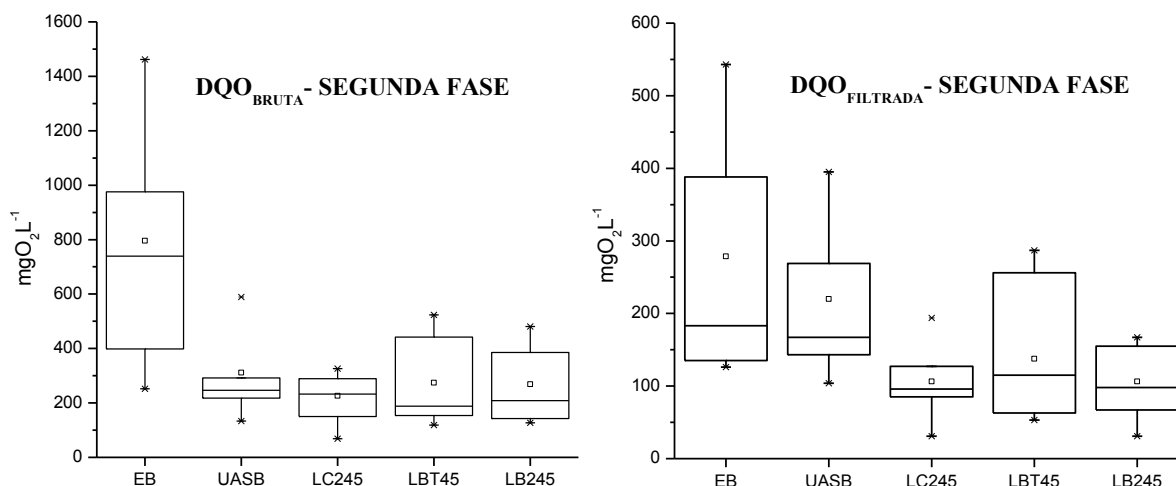
O esgoto sanitário da cidade de Campina Grande manteve na primeira fase da pesquisa concentração média de DQO bruta de 586 ± 131 mgO₂/L e 191 ± 34 mgO₂/L de DQO filtrada. O reator UASB apresentou eficiência de remoção de DQO bruta, na ordem de 64% e 61%, respectivamente, na primeira e segunda fase do trabalho, estando de acordo com as variações esperadas por van Haandel e Lettinga (1994), na qual remove matéria orgânica na faixa de 55 a 75%.

De acordo com a Figura 3 os efluentes das lagoas de polimento na primeira fase não apresentaram remoções significativas para as variáveis de DQO, a concentração do efluente foi próxima ou maior que a concentração do afluente, resultante da elevada concentração de biomassa algal que é constituinte da matéria orgânica e predominou no meio, conforme observa-se na Tabela 6 com as concentração de Clorofila “a” e sólidos totais voláteis nos efluentes das lagoas, por isso as eficiências de remoções de sólidos e DQO não foram apresentados na Tabela 7.

Dias et al. (2014) tratando esgoto doméstico em reator UASB seguido de três lagoas de polimento com 25m de comprimento e 5,25m de largura, variando as profundidades operacionais de 0,4 m para 0,8 m, e o TDH de 1,4 dias para 6,2 dias, removeu cerca de 64% da DQO no reator UASB, ocorrendo posteriormente um aumento na concentração devido a intensa produção algal.

De acordo com a Figura 4 na segunda fase do trabalho experimental o esgoto sanitário da cidade de Campina Grande apresentou concentração média de 796 ± 379 mgO_2/L (DQO bruta) e 279 ± 158 mgO_2/L (DQO filtrada), superiores as da primeira fase, decorrente do racionamento da água de abastecimento que se iniciou na cidade.

Figura 4-Comportamento da DQO bruta e filtrada na segunda fase



Fonte: O autor (2016)

Diferente da primeira fase, na segunda fase do trabalho as lagoas de polimento apresentaram melhor desempenho de remoção de DQO bruta e filtrada (Tabela 9), essa remoção pode ser atribuída as menores concentrações de biomassa algal nas lagoas, 812 , 1204 e 1611 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente nas lagoas LC245, LBT45, e LB245, expressa em Clorofila “a” (Tabela 8), quando comparada com a concentrações da primeira fase, 1104 , 2837 , 2504 e 1274 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente na LC57, LB57, LB45, e LC45, outro fator que deve ser considerado é a superior concentração de sólidos suspensos (81 ± 30 mg/L) e sólidos suspensos voláteis (78 ± 24 mg/L) na segunda fase.

Cavalcanti (2009) para explicar a diminuição da DQO, considerou diferentes mecanismos físico como floculação, sedimentação e migração de algas da superfície da lagoa para o fundo, ressaltando que a transparência do esgoto digerido permitiu elevada incidência de luz na lagoa e migração de algas do topo para o fundo. A redução da DQO também pode ser atribuída, parcialmente a sedimentação dos flocos de lodo anaeróbico presente do efluente do reator UASB.

De acordo com a Tabela 10 as concentrações de DQO bruta e DQO filtrada no efluente das lagoas nas duas fases experimentais não apresentaram diferença significativa de acordo com a análise de variância ANOVA com F menor que F crítico para nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$).

Tabela 10- Análise de variância ANOVA para nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$)

	ANOVA 5% ($\alpha=0,05$)			
	FASE 1		FASE 2	
	F	F crítico	F	F crítico
DQO bruta	2,71	2,72	0,28	3,55
DQO filtrada	0,75	2,71	0,46	3,59

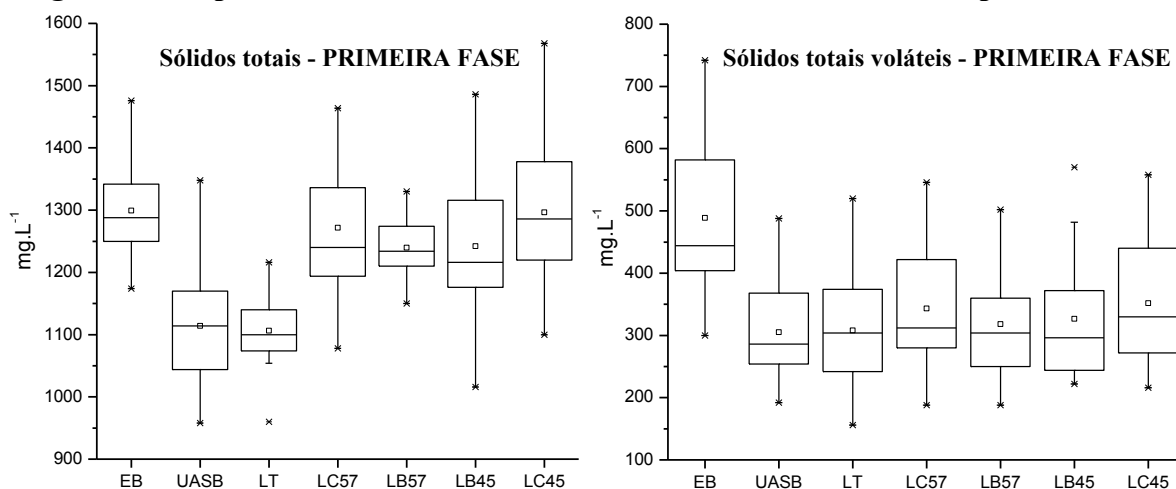
Fonte: O autor (2016)

5.2 Sólidos totais e suspensos

Nas Figuras 5 e 6 são apresentados o comportamento de sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV) na primeira e segunda fase do trabalho. As concentrações de sólidos totais e sólidos totais voláteis no efluente do reator UASB foram de 1114 ± 93 mgST/L e 305 ± 81 mgSTV/L na primeira fase, e 1044 ± 56 mgST/L e 266 ± 85 mgSTV/L na segunda fase, removendo 38% e 42% de STV.

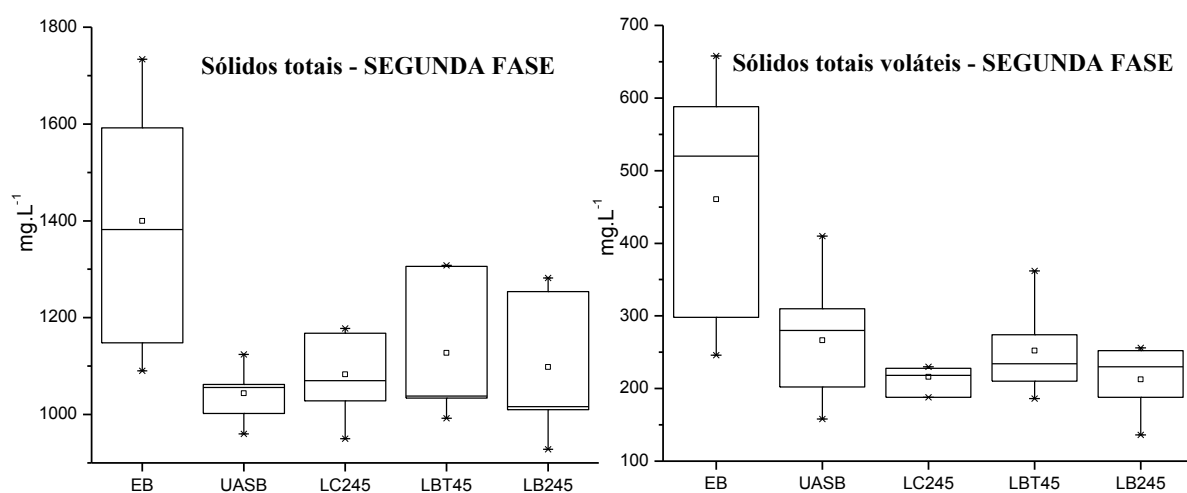
Na primeira fase a lagoa de transbordo (LT) indicou redução na concentração de ST (1106 ± 58 mgST/L) e subsequentemente redução dos ST no efluente das lagoas de polimento com alimentação em semicontínua, quando comparada com as lagoas com alimentação contínua. Como não foi realizada análise da LT na segunda fase não foi possível comparar esse comportamento entre as duas fases experimentais, entretanto o efluente final da LBT₄₅ apresentou concentração de ST superior aos das outras lagoas.

Figura 5-Comportamento dos sólidos totais e sólidos totais voláteis na primeira fase



Fonte: O autor (2016)

Figura 6-Comportamento dos sólidos totais e sólidos totais voláteis na segunda fase

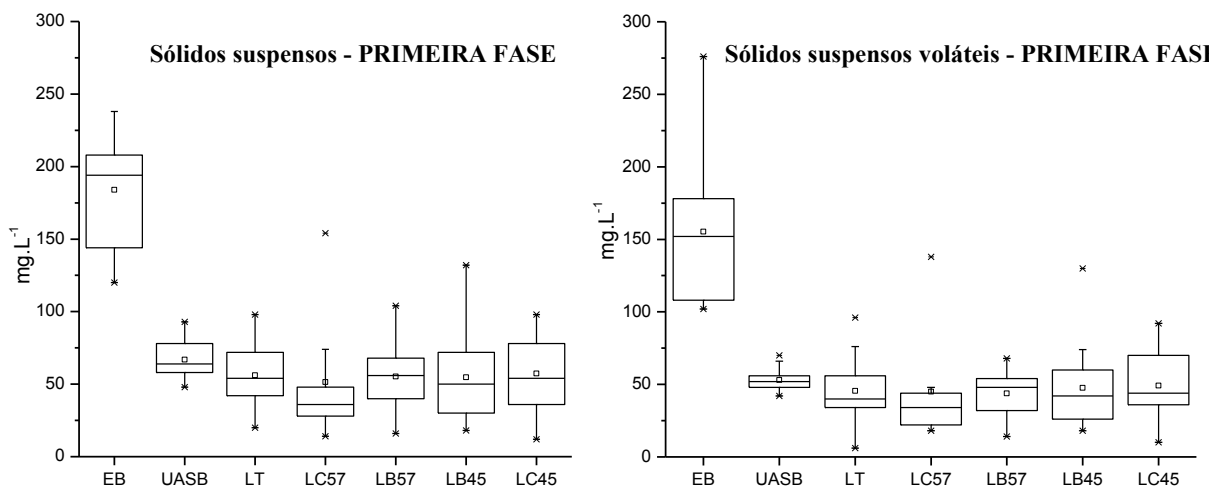


Fonte: O autor (2016)

As concentrações dos sólidos dos efluentes das lagoas de polimento na primeira fase foram 1272 ± 12 , 1240 ± 44 , 1242 ± 135 e 1297 ± 126 mgST/L, respectivamente nas lagoas LC₅₇, LB₅₇, LB₄₅, e LC₄₅, e na segunda fase 1083 ± 87 , 1127 ± 142 e 1098 ± 143 , nas lagoas LC₂₄₅, LBT₄₅, e LB₂₄₅, em ambas as fases as eficiências de remoções de sólidos totais foram negativas, resultante da biomassa algal.

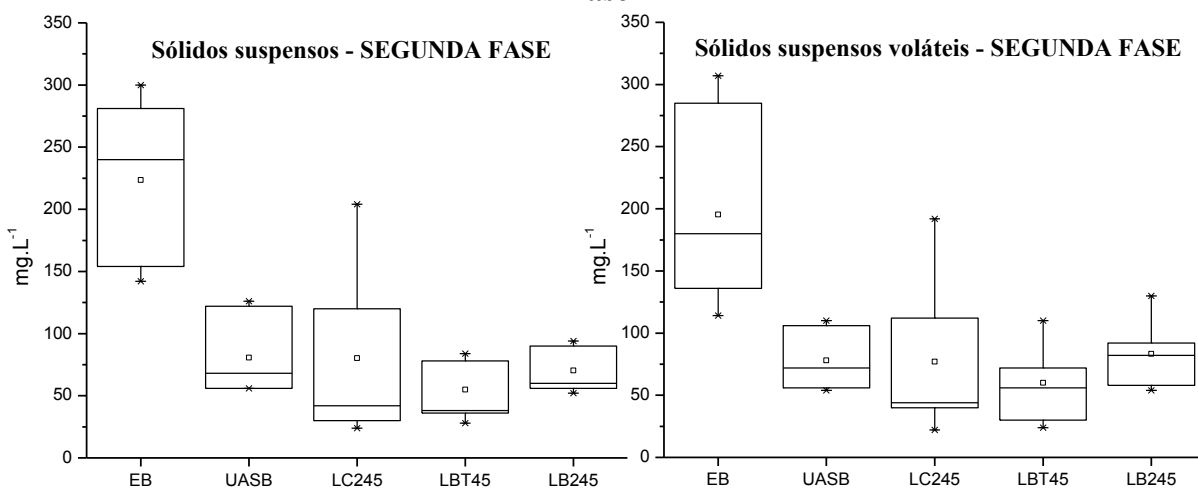
O comportamento dos resultados das análises de sólidos suspensos (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) das duas fases experimentais são apresentados nas Figuras 7 e 8. Em ambas as fases o reator UASB obteve 64% de remoção de SST contribuindo na redução da turbidez do afluente das lagoas e consequentemente aumentando a transparência do esgoto digerido favorecendo maior penetração de luz solar em maiores profundidades estimulando a biossíntese e aumento da biomassa fitoplanctônica de algas e cianobactérias.

Figura 7-Comportamento dos sólidos suspensos e sólidos suspensos voláteis na primeira fase



Fonte: O autor (2016)

Figura 8-Comportamento dos sólidos suspensos e sólidos suspensos voláteis na segunda fase



Fonte: O autor (2016)

Os efluentes das lagoas de polimentos em ambas as fases experimentais não apresentaram diferença significativa em relação à análise de sólidos e suas frações, conforme observa-se na Tabela 11 a análise de variância ANOVA obteve F menor que F crítico para nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).

Tabela 11-Análise de variância ANOVA para nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$)

ANOVA 5% ($\alpha=0,05$)				
	FASE 1		FASE 2	
	F	F crítico	F	F crítico
Sólidos totais	1,18	2,72	0,19	3,68
Sólidos totais voláteis	0,53	2,72	1,03	3,88
Sólidos suspensos	2,13	2,75	0,47	3,73
Sólidos suspensos voláteis	1,98	2,76	0,39	3,73

Fonte: O autor (2016)

5.3 Biomassa algal

O efluente digerido e a massa de algas proveniente da lagoa de transbordo com 907 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de clorofila “a”, propiciou um maior desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica nas lagoas que operaram em sistema semicontínuo. De acordo com Cavalcanti (2009) a lagoa de transbordo com tempo de detenção hidráulica de 1,6 dias é suficiente para manter uma massa expressiva de algas.

A concentração de Clorofila “a” nas lagoas LB₅₇ e LB₄₅, foram respectivamente 2837 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 2504 $\mu\text{g.L}^{-1}$ superiores as concentrações das lagoas LC₅₇ e LC₄₅, respectivamente de 1104 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 1274 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Na segunda fase do trabalho (Tabela 8) as lagoas apresentaram concentrações de 812 $\mu\text{g.L}^{-1}$, 1204 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 1611 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente nas lagoas LC₂₄₅, LBT₄₅, e LB₂₄₅. A lagoa de polimento com fluxo de alimentação em batelada e afluente advindo do tanque de equalização apresentou concentração superior de Clorofila “a”, pois o líquido permaneceu todo o TDH de oito dias na lagoa, favorecendo o desenvolvimento da biomassa algal

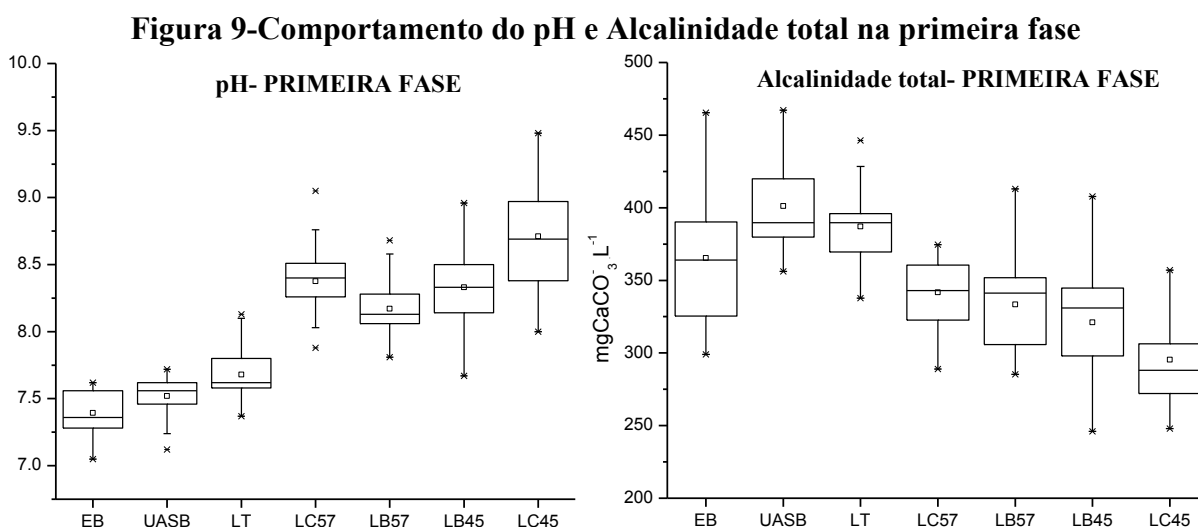
A clorofila estabelece correlação com DQO e STV, o excessivo desenvolvimento de algas proporciona, portanto, um equivalente acréscimo de sólidos orgânicos em suspensão (sólidos voláteis), os quais são suscetíveis à oxidação química, o que aumenta substancialmente os valores de DQO (MATHEUS et al., 1989).

As lagoas de polimento além de removerem microrganismos patogênicos e nutrientes, reduzem significativamente o tempo necessário de tratamento, quando comparada com o sistema de lagoas convencionais (20-25 dias), produzindo um efluente com qualidade microbiológica parecida. Uma das desvantagens das lagoas rasas é a elevada concentração de SST e DBO no efluente, resultante da presença das algas (VAN DER STEEN et al., 1999).

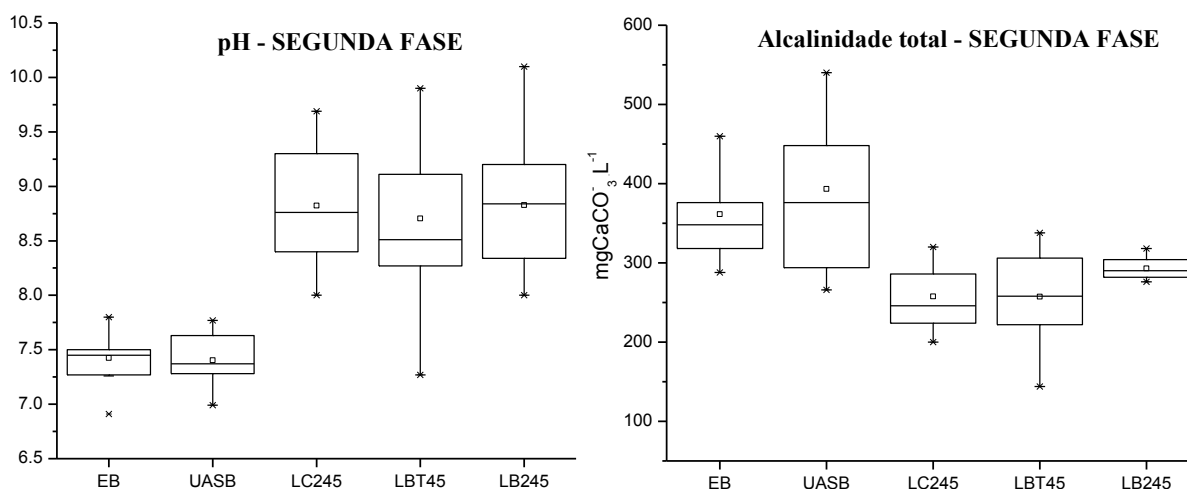
5.4 pH e Alcalinidade Total

Nas Figuras 9 e 10 estão presentes os valores de pH e alcalinidade total do sistema na primeira e segunda fase. Nas duas fases tanto o esgoto sanitário (EB), quanto o efluente do reator UASB manteve pH médio em torno de 7,4 (Tabelas 6 e 8). Segundo os valores obtidos e observados nas Figuras 9 e 10, tanto o afluente quanto o efluente do reator anaeróbico apresentaram pH próximo da neutralidade e consequentemente condições favoráveis para o bom desenvolvimento das arqueas metanogênicas.

Na primeira fase (Figura 9) as lagoas mantiveram-se com pH de $8,4 \pm 0,2$ na LC₅₇, $8,2 \pm 0,2$ na LB₄₅, $8,3 \pm 0,3$ na LB₄₅ e $8,7 \pm 0,3$ na LC₄₅. Leite et al. (2005) tratando esgoto doméstico e percolado com DQO de 445 mg/L em uma série de lagoas de estabilização, sendo uma facultativa e três de maturação com profundidades variando de 0,44 a 0,57 m e TDH de 15 dias apresentou pH médio de 8,6 no efluente da última lagoa. Na segunda fase experimental (Figura 10) as lagoas apresentaram pH de $8,8 \pm 0,5$ na LC₂₄₅, $8,7 \pm 0,6$ na LBT₄₅, e $8,8 \pm 0,5$ na LB₂₄₅.



Fonte: O autor (2016)

Figura 10-Comportamento do pH e Alcalinidade total na segunda fase

Fonte: O autor (2016)

As variações de pH em lagoas de estabilização, sobretudo em lagoas de polimento está relacionada com a eficiência de remoção de vários parâmetros. O pH afeta os reatores biológicos ao influenciar nas taxas de crescimento dos microrganismos, havendo uma íntima relação entre a proliferação do fitoplâncton, o aumento do pH e o decaimento de coliformes termotolerantes.

O aumento do pH deve-se ao consumo de CO₂ pelas algas e cianobactérias e liberação, na água, de radicais hidroxila, os quais alteram as membranas celulares estimulando a lise e destruição celular, o mesmo efeito é atribuído aos radicais livres de oxigênio. Enquanto os radicais de hidroxila são liberados do sistema carbônico pelo consumo de CO₂ exercido pelo fitoplâncton, os radicais livres de oxigênio são formados pela ação da luz solar sobre o OD, ambos têm ação tóxica sobre as membranas bacterianas.

Nas Figuras 9 e 10 são apresentados os dados referentes aos valores de alcalinidade. Na primeira fase a alcalinidade total do esgoto sanitário foi de $365 \pm 46 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ e no efluente do UASB o valor foi de $401 \pm 32 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, na segunda fase o EB obteve $362 \pm 57 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ e o efluente do UASB $393 \pm 92 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, segundo van Haandel e Lettinga (1994) o aumento da alcalinidade no reator UASB é decorrente do processo de amonificação nos sistemas anaeróbios, no qual a conversão de 1 mol de NTK (14g-N) resulta na criação de um alcalinidade de 1 equivalente produzindo $0,071 \text{ meq.mgN}^{-1}$.

As concentrações de alcalinidade total no efluente das lagoas na primeira fase (Figura 9) foram de $342 \pm 24 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, $333 \pm 33 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, $321 \pm 38 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, e $295 \pm 27 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente nas lagoas LC₅₇, LB₅₇, LB₄₅ e LC₄₅. A análise de variância ANOVA indica variações significativas entre a alcalinidade total do efluente das lagoas de

polimento, sendo $F(8,56)$ maior que F crítico (2,71) para nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$). Como houve a diferença significativa foi aplicado o teste Tukey (Tabela 12).

Tabela 12- Teste tukey para os dados de alcalinidade total

Tratamento	Média	Resultado do teste
LC ₅₇	342	A
LB ₅₇	333	A
LB ₄₅	321	A
LC ₄₅	295	B

Fonte: O autor (2016)

Analizando os dados presentes na Tabela 12 as lagoas LC₅₇, LB₅₇ e LB₄₅ apresentaram comportamento semelhante com resultado A na aplicação do teste, diferindo da LC₄₅ com resultado B. Essa diferença também pode ser observada na Figura 9, bem como o pH superior que a LC₄₅ obteve comparando com as outras lagoas da primeira fase.

Na segunda fase (Figura 10) as concentrações de alcalinidade total no efluente das lagoas foram de $258 \pm 41 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, $257 \pm 61 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, e $293 \pm 14 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente nas lagoas LC₂₄₅, LBT₄₅ e LB₂₄₅, as mesmas não apresentaram diferença significativa para a análise de variância ANOVA entre a alcalinidade total dos efluentes, sendo $F(1,57)$ menor que F crítico (3,44) para nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$).

Nas duas fases experimentais as lagoas de polimento reduziram a concentração de alcalinidade total em seus efluentes. De acordo com Cavalcanti (2009) em lagoas de polimento a redução da alcalinidade é decorrente da remoção de amônia devido à dessorção ser equivalente a remoção de uma base forte ou adição de um ácido forte, no qual 1 meq de alcalinidade é destruído, e da precipitação do carbonato de cálcio com pH elevado, ocorrendo precipitação de 1 mol de CaCO_3 reduzindo 2 equivalentes de alcalinidade. Portanto, a elevada remoção de amônia e a acentuada atividade fotossintética no sistema explicariam, respectivamente, a redução de alcalinidade e elevação de pH ao longo da série de lagoas (BASTOS et al., 2010).

5.5 Perfil de pH e oxigênio dissolvido (OD)

Os perfis de pH e oxigênio dissolvido (OD) foram realizados no início, meio e final da massa líquida das lagoas e apresentaram valores semelhantes, com isso, serão apresentados

apenas os valores obtido no final. O equipamento não faz a leitura dos valores obtidos de OD com concentrações superiores a 20mg/L, e os mesmos foram considerados como 20 mg/L para plotagem dos gráficos de comportamento durante as horas do dia.

Na Figura 11 pode ser observado o comportamento do pH e OD durante o primeiro perfil realizado, com duração de 12 horas. As lagoas atingiram pH e OD máximo entre 13-14 horas, a LC₅₇ obteve pH de 8,57 e 20 mg/L de OD, a LB₅₇ obteve pH de 8,83 e 20 mg/L de OD, a LB₄₅ pH de 8,54 e 15,33 mg/L de OD e a LC₄₅ pH de 8,67 e 14,9 mg/L de OD, resultante da elevada atividade fotossintética da comunidade fitoplanctônica.

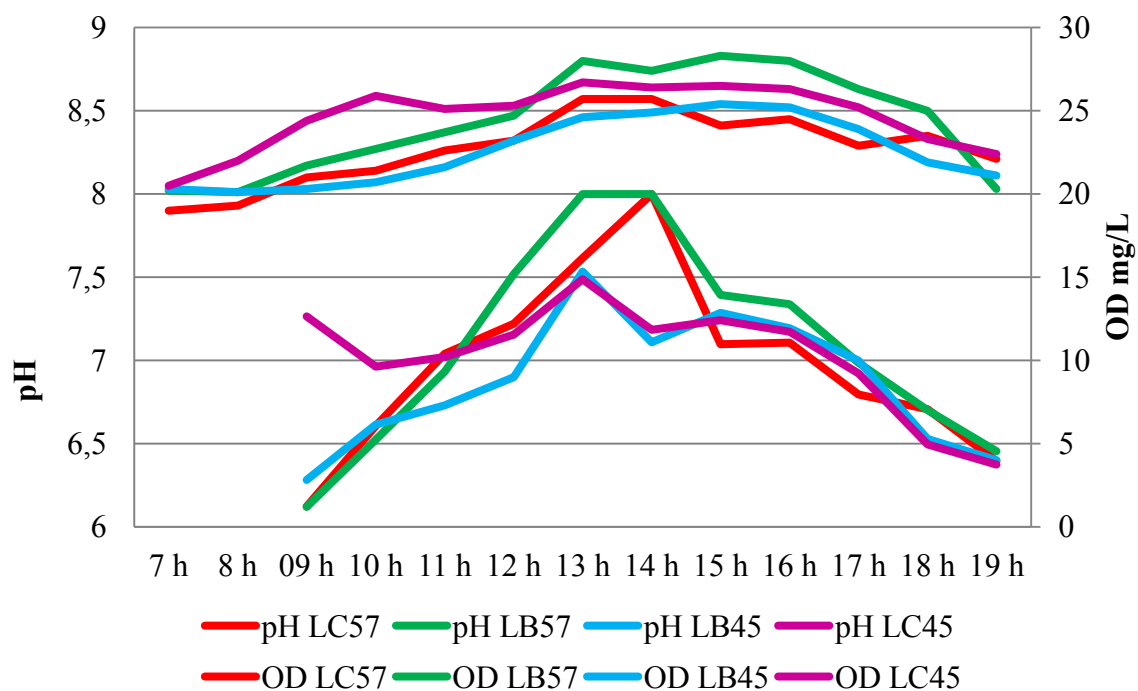
De acordo com os dados disponibilizado pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) da estação A313 de Campina Grande-PB, a temperatura às 7 horas era 22°C, às 13 e 14 horas era 28°C, a temperatura máxima do dia foi às 16 horas com 30°C, e 27°C às 19 horas.

Na Figura 12 pode ser observado o comportamento do pH e OD durante o segundo perfil realizado, com duração de 24 horas. As lagoas atingiram pH máximo de 8,47, 8,31, 8,53, 8,64, respectivamente nas lagoas LC₅₇, LB₅₇, LB₄₅, e LC₄₅, às 16 horas. O OD máximo obtido foi de 11,26 na LC₅₇, 2,64 na LB₅₇, 10,13 na LB₄₅, às 12 horas e 9,87 na LC₄₅ às 14 horas.

De acordo com os dados disponibilizado pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) da estação A313 de Campina Grande-PB, a temperatura às 8 horas era 22°C, às 12 era 26°C, às 14 horas era 28°C, a temperatura máxima do dia foi às 16 horas com 30°C, e 22°C às 8 horas do dia 26-05-2015.

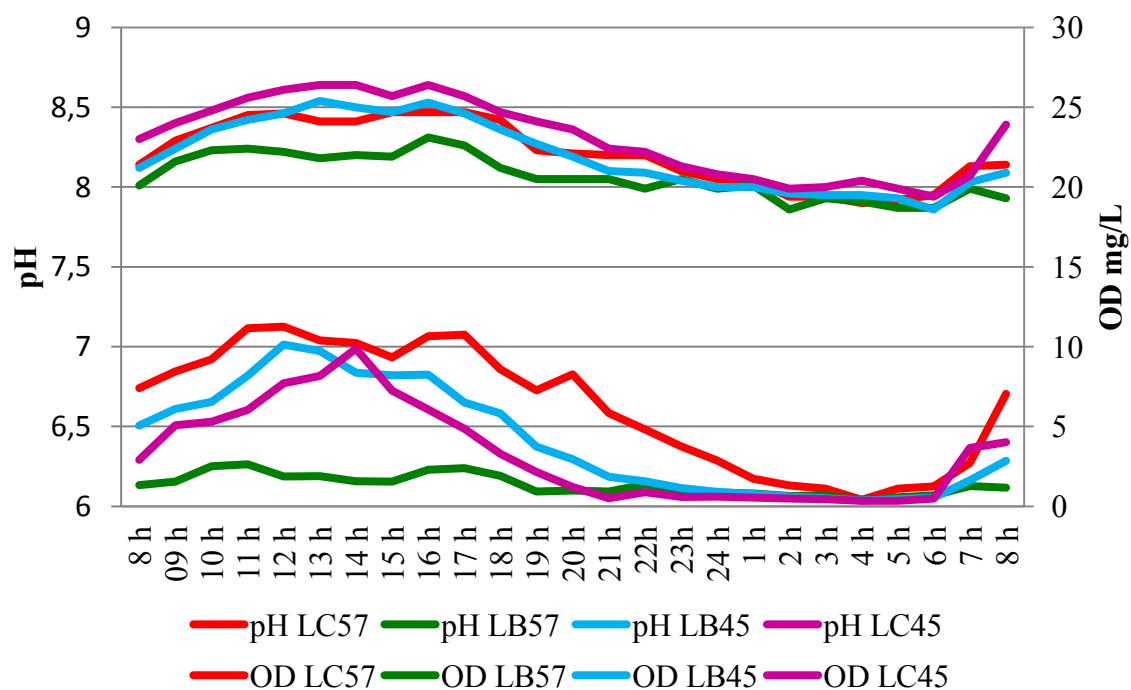
Como resultado da atividade fotossintética das algas nas lagoas, há uma variação diária na concentração de OD. Após o nascer do sol, o OD sobe gradualmente, em resposta à fotossíntese, até atingir um máximo no meio da tarde, depois ele cai até um mínimo durante a noite, quando a fotossíntese cessa e as algas (como também as bactérias), consomem oxigênio através da respiração, a profundidade em que o balanço entre oxigênio produzido e consumido é igual à zero é denominada oxipausa (MARA, 2003; SHILTON, 2005).

Figura 11-Perfil de pH e OD das lagoas durante 12 horas do dia 24-03-2015



Fonte: O autor (2016)

Figura 12-Perfil de pH e OD das lagoas durante 24 horas do dia 25-05-2015

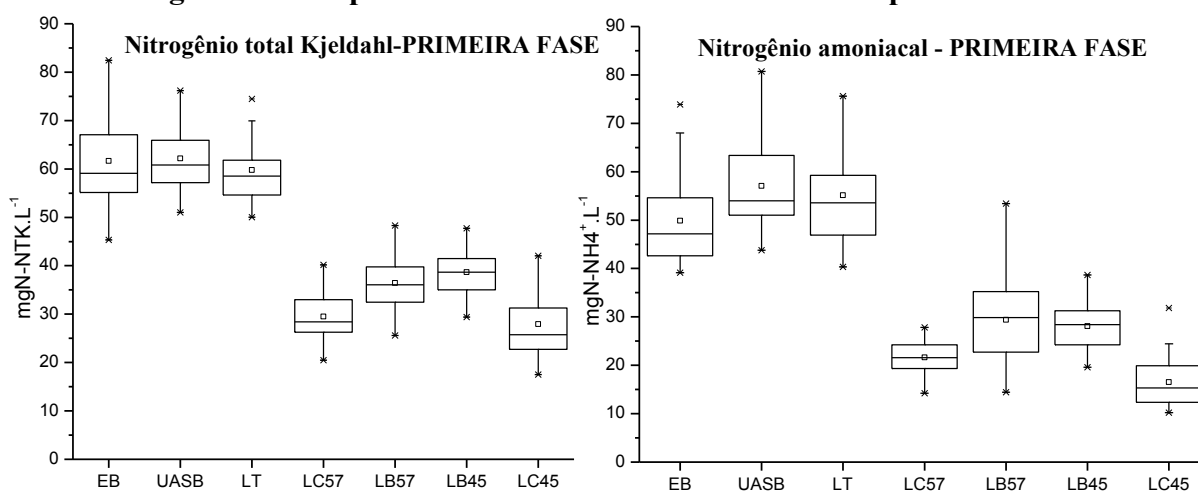


Fonte: O autor (2016)

5.6 Nitrogênio Total Kjeldahl e Nitrogênio Amoniacal

No esgoto sanitário as formas de nitrogênio predominantes são o nitrogênio orgânico e o amoniacal, constituindo o Nitrogênio Total Kjeldahl. A concentração média de NTK na primeira fase do trabalho no esgoto sanitário foi de 65 ± 16 mg/L, $62 \pm 7,8$ mg/L no UASB e 60 ± 10 mg/L na lagoa de transbordo (Figura 13), não havendo remoção significativa de nutrientes em sistema anaeróbio.

Figura 13-Comportamento do NTK e N. amoniacal na primeira fase



Fonte: O autor (2016)

As concentrações médias de NTK (Figura 13) foram de 30 ± 5 mg/L na LC₅₇, 36 ± 6 mg/L na LB₅₇, 39 ± 5 mg/L na LB₄₅ e 28 ± 6 mg/L na LC₄₅, com eficiência de remoção (Tabela 7) na ordem de 53%, 39%, 35% e 55%, respectivamente na LC₅₇, LB₅₇, LB₄₅ e LC₄₅. A análise de variância ANOVA verificou variações significativas entre o NTK do efluente das lagoas de polimento, sendo F (20,5) maior que F crítico (2,7) para nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). Como houve diferença significativa foi aplicado o teste Tukey (Tabela 13).

Tabela 13-Teste tukey para os dados de NTK

Tratamento	Média	Resultado do teste
LC ₅₇	30	A
LB ₅₇	36	B
LB ₄₅	39	B
LC ₄₅	28	A

Fonte: O autor (2016)

De acordo com a Tabela 13 houve diferença significativa entre o sistema de alimentação das lagoas, entretanto as lagoas com alimentação contínua LC₅₇ e LC₄₅, assim como as lagoas com alimentação semicontínua LB₅₇ e LB₄₅ não apresentaram diferença significativa entre os resultados, com isso os 12 cm de diferença da profundidade entre as lagoas não foi relevante na remoção de NTK.

Sutherland et al., (2014) investigaram o desempenho de três lagoas de estabilização com profundidades diferentes (200 mm, 300 mm e 400 mm), 2,2 m de comprimento, 1 m de largura e área de superfície de 2,23 m² em diferentes estações do ano (inverno, primavera e verão). As concentrações de oxigênio dissolvido, temperatura, pH e condutividade não variaram significativamente entre as lagoas com diferentes profundidades em cada estação do ano, mas variaram entre estações. A temperatura e oxigênio dissolvido aumentaram durante o dia, mas não diferiram significativamente entre as lagoas, obtendo pH máximo no verão de $9,18 \pm 0,22$, $8,79 \pm 0,03$ e $8,56 \pm 0,04$, nas lagoas com respectivas profundidades de 200, 300 e 400 mm de profundidades.

Os dados médios de N. Amoniacal da primeira fase do trabalho no esgoto sanitário foi de 50 ± 9 mg/L, 57 ± 9 mg/L no UASB e 55 ± 10 mg/L na lagoa de transbordo (Figura 13). As concentrações médias de N. Amoniacal foram de 22 ± 4 mg/L na LC₅₇, 29 ± 8 mg/L na LB₅₇, 28 ± 5 mg/L na LB₄₅ e 17 ± 5 mg/L na LC₄₅, com eficiência de remoção (Tabela 7) na ordem de 62%, 47%, 49% e 71%, respectivamente na LC₅₇, LB₅₇, LB₄₅ e LC₄₅. A análise de variância ANOVA verificou variações significativas entre o N. Amoniacal do efluente das lagoas de polimento, sendo F (23,8) maior que F crítico (2,7) para nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). Como houve diferença significativa foi aplicado o teste Tukey (Tabela 14).

Tabela 14- Teste tukey para os dados de N. amoniacal

Tratamento	Média	Resultado do teste
LC ₅₇	22	A
LB ₅₇	29	B
LB ₄₅	28	B
LC ₄₅	17	C

Fonte: O autor (2016)

De acordo com a Tabela 14 as lagoas apresentaram diferença significativa em função da alimentação e da diferença de profundidade nas lagoas contínuas, diferindo do

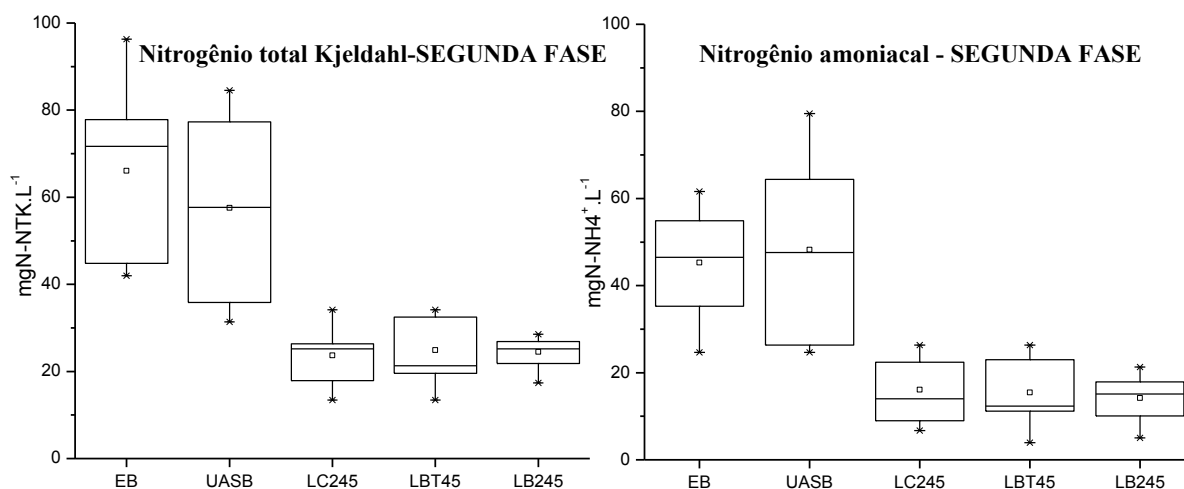
comportamento de NTK, entretanto as lagoas com alimentação semicontínua LB₅₇ e LB₄₅ não apresentaram diferença significativa entre os resultados, com isso os 12 cm de diferença da profundidade entre as lagoas LB₅₇ e LB₄₅ não foi relevante na remoção de N. Amoniacal.

A elevação do pH em lagoas de polimento favorece a transformação do íon amônia (NH_4^+) em amônia livre (NH_3), gás que se desprende da massa líquida, ocorrendo volatilização de nitrogênio, que é o principal mecanismo de remoção de nitrogênio em lagoas de polimento. Esse fenômeno explica a diferença de comportamento apresentado entre as lagoas com fluxo de alimentação contínuo, no qual a LC₄₅ manteve o efluente com pH 8,7 superior ao das outras lagoas na primeira fase experimental.

Assunção e von Sperling (2013) avaliaram a influência do pH e da temperatura na remoção de nitrogênio em três lagoas de polimento em série, tratando efluente de reator UASB, cada lagoa removeu nitrogênio na ordem de 20-30%, concluíram que a remoção de nitrogênio é mais eficiente quando a temperatura e o pH das lagoas são elevados. O pH aumentou ao longo da série das lagoas, resultante da predominância da fotossíntese, especialmente na terceira lagoa que operava com 0,6 m de profundidade.

Dias et al., (2014) removeu 16 mg/L de nitrogênio total, na investigação da influência da profundidade das lagoas, tanto as lagoas com 0,4 m de profundidade, quanto as lagoas com 0,8 m, tratando 20m³ de efluente de reator UASB, mostrou que as lagoas rasas, mesmo que apresentem um volume menor e, portanto um tempo de retenção mais curto, eram susceptíveis de alcançar melhores eficiências de remoção de nitrogênio do que lagoas mais profundas com os valores mais elevados de TDH.

Na segunda fase experimental (Figura 14) as concentrações médias de NTK foram de 24±7 mg/L na LC₂₄₅, 25±8 mg/L na LBT₄₅, e 24±3 mg/L na LB₂₄₅, com eficiência de remoção (Tabela 8) na ordem de 59%, 57% e 57% , respectivamente na LC₂₄₅, LBT₄₅ e LB₂₄₅. Conforme a análise de variância ANOVA não houve diferença significativa entre o NTK do efluente das lagoas de polimento na segunda fase, sendo F (0,09) menor que F crítico (3,35) para nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$).

Figura 14-Comportamento do NTK e N. amoniacal na segunda fase

Fonte: O autor (2016)

Os dados médios de N. Amoniacal da segunda fase experimental (Figura 14) foram de 16 ± 7 mg/L na LC₂₄₅, 15 ± 8 mg/L na LBT₄₅, e 14 ± 5 mg/L na LB₂₄₅, com eficiência de remoção (Tabela 9) na ordem de 67%, 68%, e 71%, respectivamente na LC₂₄₅, LBT₄₅, e LB₂₄₅. Conforme a análise de variância ANOVA não há diferença significativa entre o N. Amoniacal do efluente das lagoas de polimento, sendo F (0,21) menor que F crítico (3,35) para nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).

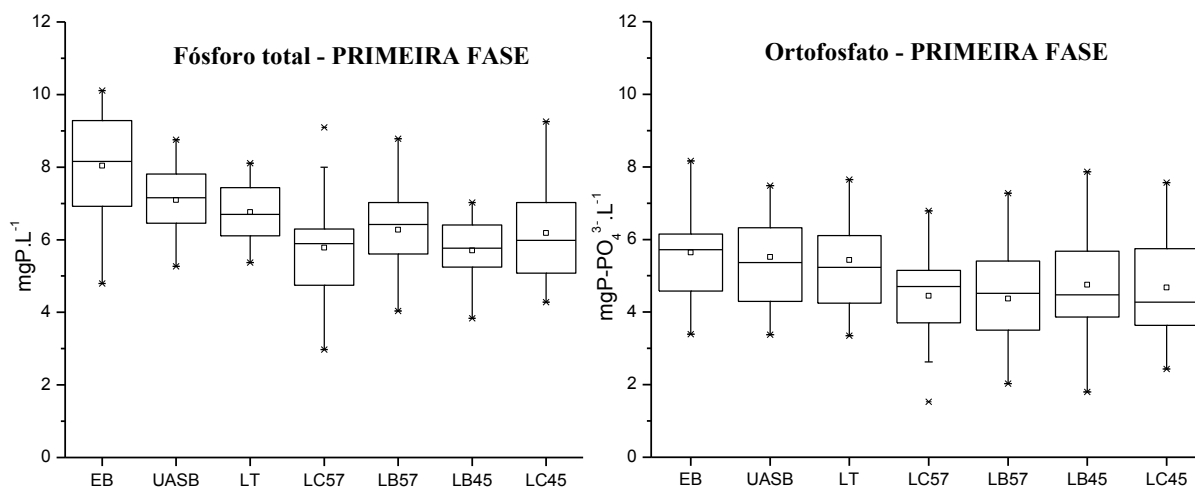
A configuração das lagoas abordada na segunda fase experimental com alimentação em batelada e TDH de oito dias mostrou-se eficiente, tanto na remoção de NTK, próximo de 60%, quanto na remoção de nitrogênio amoniacal, próximo a 70%, não apresentando diferença significativa da lagoa operada com alimentação contínua e TDH de 12 dias, com isso essa configuração de lagoa de polimento é promissora para o tratamento de esgoto sanitário pela eficiência de remoção de nitrogênio e TDH reduzido.

5.7 Fósforo total e ortofosfato

Na primeira fase do trabalho experimental as concentrações médias de fósforo total e ortofosfato (Figura 15) foram respectivamente 8 ± 1 mg/L e $5,6 \pm 1$ mg/L no EB, 7 ± 1 mg/L e $5,5 \pm 1$ mg/L no UASB, $6,8 \pm 1$ mg/L e $5,4 \pm 1$ mg/L na LT, $5,8 \pm 2$ mg/L e $4,4 \pm 1$ mg/L na LC₅₇, 6 ± 1 mg/L e $4,4 \pm 1$ mg/L na LB₅₇, $5,7 \pm 1$ mg/L e $4,7 \pm 1$ mg/L na LB₄₅ e $6,2 \pm 1$ mg/L e $4,8 \pm 1$ mg/L na LC₄₅. A análise de variância ANOVA não verificou variações significativas entre o fósforo total do efluente das lagoas de polimento, sendo F (1,12) menor que F crítico (2,7),

assim como para ortofosfato, sendo $F(0,4)$ menor que F crítico (2,7) para nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$).

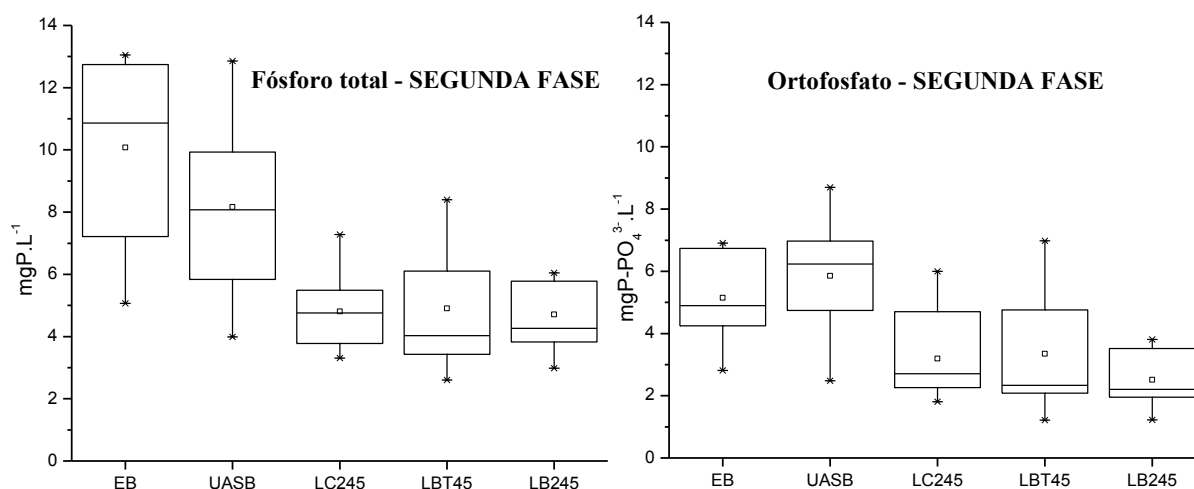
Figura 15-Comportamento do Fósforo total e ortofosfato na primeira fase



Fonte: O autor (2016)

As eficiências de remoções de fósforo total nas lagoas foram de 19%, 12%, 16% e 13%, e 19%, 20%, 13% e 15% de ortofosfato, respectivamente nas lagoas LC₅₇, LB₅₇, LB₄₅ e LC₄₅. A maior eficiência foi observada na LP1, resultado, provavelmente, da assimilação pelas algas e cianobactérias e à precipitação, embora o pH (8,4) não tenha elevado o suficiente para uma remoção mais significativa por precipitação. Segundo von Sperling (2002), seria necessário pH de, no mínimo, 9,0 para que esta ocorresse de forma significativa em lagoas. Valores de pH elevados podem favorecer maior precipitação de fósforo na forma de hidroxiapatita $[Ca_{10}(OH)_2(PO_4)_6]$ e estruvita $[Mg(NH_4)PO_4]$ (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

As concentrações de fósforo total e ortofosfato do EB na segunda fase (Figura 16) foram respectivamente 10 ± 3 mg/L e $5,1 \pm 3$ mg/L, valores superiores aos da primeira fase, pois o esgoto sanitário da cidade estava mais concentrado em consequência do racionamento da água de abastecimento que foi implantado, o efluente do reator UASB obteve $8,2 \pm 3$ mg/L e $5,9 \pm 2$ mg/L e os efluentes das lagoas $4,8 \pm 1$ mg/L e $3,2 \pm 1$ mg/L na LC₂₄₅, $4,9 \pm 2$ mg/L e $3,4 \pm 2$ mg/L na LBT₄₅, e $4,7 \pm 1$ mg/L e $2,5 \pm 1$ mg/L na LB₂₄₅. De acordo com a análise de variância ANOVA não houve variações significativas entre o fósforo total do efluente das lagoas de polimento, sendo $F(0,04)$ menor que F crítico (3,35), assim como para ortofosfato, sendo $F(0,94)$ menor que F crítico (3,35) para nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$).

Figura 16-Comportamento do Fósforo total e ortofosfato na segunda fase

Fonte: O autor (2016)

O desempenho das lagoas foi de 41%, 40% e 42% de eficiência de remoção de fósforo total na segunda fase, e 45%, 43% e 57% (Tabela 9) de eficiência de remoção de ortofosfato, respectivamente nas lagoas LC₂₄₅, LBT₄₅ e LB₂₄₅. De acordo com von Sperling (2002) os principais mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização são a retirada do fósforo orgânico contido nas algas e bactérias através da saída com o efluente final e a precipitação de fosfatos em condições de elevado pH. Além da assimilação pela comunidade fitoplanctônica, o segundo mecanismo justifica a remoção superior apresentada na segunda fase em relação a primeira, visto que as lagoas apresentaram pH médio próxima a 9.

5.8 Coliformes Termotolerantes

A concentração média na primeira fase do trabalho de coliformes termotolerantes (CT) presente foi de 1,18E+07 no EB, 3,2E+06 no UASB, 2,12E+06 na LT, 2,33E+04 na LC₅₇, 6,55E+04 na LB₅₇, 5,99E+04 na LB₄₅ e 2,25E+04 na LC₄₅, conforme a Tabela 6. A análise da ANOVA não verificou diferença significativa entre as concentrações de CT no efluente das lagoas, sendo F (2,32) menor que F crítico (3) para nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). As lagoas obtiveram eficiência de remoção de 99,3 na LC₅₇, 96,9 na LB₅₇, 97,2 na LB₄₅ e 99,3 na LC₄₅ (Tabela 7).

As lagoas que operaram com alimentação semicontínua (LB₅₇ e LB₄₅) obtiveram concentrações de CT superior nos seus efluentes, em relação às alimentadas continuamente, pois todos os dias eram alimentadas adicionando afluente advindo da LT com concentração elevadas de CT, na ordem de 10⁶, provavelmente misturando-se com os efluentes das lagoas

pela pressão exercida na alimentação por eletrobombas e pelas lagoas serem pequenas com comprimento de 2 metros.

A Organização Mundial de Saúde estabeleceu limites para a irrigação irrestrita (culturas consumidas cruas, campos esportivos, jardins públicos), com concentração de coliformes fecais abaixo de 10^3 CF /100 mL e para irrigação restrita (produção de culturas não ingeridas cruas, processadas industrialmente, cereais, forragens, pastagens e árvores), as concentrações de coliformes fecais devem estar abaixo de 10^5 CF/100 mL (WHO, 1989). Portanto, na primeira fase experimental as lagoas atenderam os parâmetros exigidos pela WHO para uso dos efluentes na irrigação restrita, com concentração de CT superior a 10^3 .

Na segunda fase experimental as concentrações médias de coliformes termotolerantes (CT) presentes foram de $1,25\text{E}+07$ no EB, $2,5\text{E}+06$ no UASB, $1,44\text{E}+04$ na LC₂₄₅, $1\text{E}+03$ na LBT₄₅ e $2\text{E}+03$ na LB₂₄₅, conforme a Tabela 8. A análise da ANOVA não verificou diferença significativa entre as concentrações de CT no efluente das lagoas, sendo F (1,99) menor que F crítico (3,8) para nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). De acordo com a Tabela 9 as lagoas obtiveram eficiência de remoção de 99,4 na LC₂₄₅, 99,96 na LBT₄₅ e 99,92 na LB₂₄₅. Logo as lagoas LC₂₄₅ e LB₂₄₅ atendem o padrão exigido pela WHO para uso do efluente na irrigação restrita, entretanto a lagoa com fluxo de alimentação em batelada LBT₄₅ atende os parâmetros exigidos pela WHO para uso do efluente na irrigação irrestrita, com concentração de CT na ordem de grandeza de 10^3 .

Na segunda fase do trabalho as lagoas em bateladas apresentaram o decaimento de CT em oito dias pela estabilidade do meio proporcionada pela configuração em batelada. A LBT₄₅ com afluente proveniente da LT obteve concentração na ordem de $1\text{E}+03$, inferior a LB₂₄₅ com afluente proveniente do TE e concentração na ordem de $2\text{E}+03$, resultado da exposição do volume morto de 10 cm que a mesma possuía por dois dias em elevada atividade fotossintética, além disso, o volume morto da LT ficava exposto por seis dias, logo a lagoa recebia um afluente relativamente tratado.

Sousa et al., (2005) avaliando o desempenho de três pós-tratamentos: wetland, leito de brita não vegetado e lagoas de polimento, em efluente de reator UASB, concluíram que apenas a lagoa de polimento produziu efluente de acordo com as recomendações da OMS para irrigação irrestrita com concentrações de coliformes termotolerantes menor que 1000 UFC/100mL e ausência de ovos de helmintos. A eficiência de remoção de E.coli em lagoas de polimento é elevada com concentrações de $3.7\text{E}2$, mesmo com baixo TDH nas lagoas,

destacando a importância da baixa profundidade reforçando os mecanismos de remoção com base na radiação UV e pH (DIAS et al., 2014).

5.9 Comunidade fitoplanctônica em lagoas de polimento

A comunidade fitoplanctônica identificada nas lagoas foi composta por 20 táxons distribuídos em cinco classes taxonômicas Cyanophyceae (7 táxons), Chlorophyceae (5 táxons), Bacillariophyceae (4 táxons), Euglenophyceae (2 táxons) e Zygnemaphyceae (2 táxons). A Tabela 15 mostra a identificação no início (I), meio (M) e final (F) em diferentes profundidades das lagoas, as lagoas LC₅₇ e LB₅₇ foram identificadas em 10 cm e 50 cm de profundidade da massa líquida e nas lagoas LB₄₅ e LC₄₅ em 10 cm e 40 cm de profundidade.

Dentre os 20 táxons encontrados, sete foram no nível de espécie (*Cylindropermopsis raciborskii*, *Monoraphidium arcuatum*, *Monoraphidium minutum*, *Phacus longicauda*, *Nitzschia palea*, *Phacus longicauda* e *Phacus tortus*) e treze em nível de gênero, conforme podemos observar na Tabela 15. As Chlorophyceae e Cyanophyceae foram as Classes com maiores números de táxons identificados, porém a espécie dominante foi a *Chlorella sp* (Chlorophyceae) nas lagoas LC₅₇, LB₅₇ e LB₄₅, e *Phacus tortus* (Euglenophyceae) na lagoa LC₄₅.

Segundo Di Bernardo et al. (2010) as Chlophyceae estão adaptadas para viver em ambientes com baixa ou elevada presença de nutrientes, as Euglenophyceae são comuns em ambientes ricos em matéria orgânica, e as cianobactérias apresentam importância na produção primária de plâncton, pois realizam fotossíntese principalmente nos ambientes com baixa intensidade luminosa, com isso, a classe Cyanophyceae apresentou maior diversidade, entretanto sua densidade foi reduzida ao longo das lagoas, obtendo uma quantidade superior de indivíduos próximo ao lançamento do afluente das lagoas com concentrações de sólidos elevado e inferior no efluente resultante da sedimentação das partículas suspensas, como observa-se nas Figuras 17, 18, 19 e 20.

Tabela 15- Comunidade Fitoplantônica identificadas em amostras das lagoas

	LC ₅₇						LB ₅₇						LB ₄₅						LC ₄₅									
	*	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	1	2	3	7	8	9	1	2	3	7	8	9			
Classe CYANOPHYCEAE																												
Microcystis sp		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
Oscillatoria sp		x	x		x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
Planktothrix sp		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
Cylindrospermopsis raciborskii		x	x	x					x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
Phormidium sp		x	x	x		x			x	x	x	x	x						x				x	x	x	x	x	x
Lynblya sp				x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x
Gleiterinema sp		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
Classe CHLOROPHYCEAE																												
Monoraphidium arcuatum		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x
Monoraphidium minutum		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
Scenedesmus sp		x	x	x	x				x	x	x	x				x	x	x	x	x			x	x	x			
Chlorococcum sp		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x			x	x	x			x					
Chlorella sp		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
Classe BACILLARYOPHYCEAE																												
Gomphonema sp		x	x	x	x				x	x						x							x					x
Navicula sp			x		x		x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x		x	x	x	x	x	x
Nitzschia palea		x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x		x	x		x	x	
Cymbella sp																		x	x				x	x	x			
Classe EUGLENOPHYCEAE																												
Phacus longicauda		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
Phacus tortus		x	x						x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
Classe ZYGNEMAPHYCEAE																												
Cosmarium sp		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x					x	x	x	x	x		
Closterium sp						x	x	x																				

*1- Início 10 cm; 2-meio 10 cm; 3- fim 10 cm; 4-início 50 cm; 5-meio 50 cm; 6-final 50 cm; 7-início 40 cm; 8-meio 40 cm; 9- final 40 cm de profundidade das lagoas

Fonte: O autor (2016)

De acordo com a Tabela 15, nas quatro lagoas o *Scenedesmus sp* não foi observado no meio e final das lagoas com profundidades de 50 e 40 cm. As espécies *Microcystis sp*, *Planktothrix sp*, *Gleiterinema sp*, *Monoraphidium minutum*, *Chlorella sp* e *Phacus longicauda* foram identificadas nas quatro lagoas no início, meio e final, tanto em 50, quanto em 40 cm de profundidade. A *Cymbella sp* só esteve presente nas lagoas LB₄₅ e LC₄₅ e a *Closterium sp* apenas na LC₅₇.

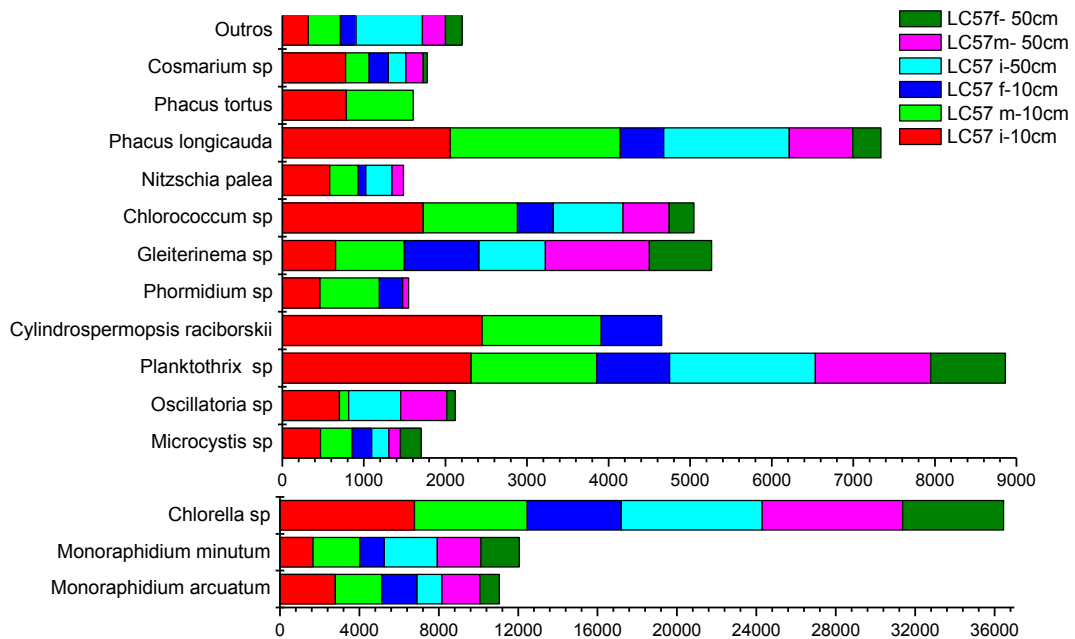
Em lagoas de estabilização, as algas flageladas predominam próxima a entrada da lagoa, como as *Chlamydomonas*, *Euglena*, *Phacus*, as quais são mais adaptadas às altas cargas orgânicas e as algas verdes predominam na saída do efluente, onde a matéria orgânica já foi degradada, sendo mais abundantes em águas mais transparentes como *Chlorella*, *Chlorococcum*, *Scenedesmus* e *Micractinium* (BRANCO, 1978).

De forma geral foram quantificados poucos indivíduos das espécies *Closterium sp*, *Cymbella sp* e *Gomphonema sp* nas quatro lagoas, assim como *Scenedesmus sp* nas lagoas LC₅₇, LB₅₇ e LC₄₅, *Navicula sp* nas lagoas LC₅₇ e LB₅₇, *Lynblya sp* nas lagoas LC₅₇ e LC₄₅, *Cosmarium sp* nas lagoas LB₅₇ e LB₄₅, *Phormidium sp* na LB₄₅ e *Chlorococcum sp* na lagoas LC₄₅, sendo considerado como outros nos gráficos de densidade (Figuras 17, 18, 19 e 20).

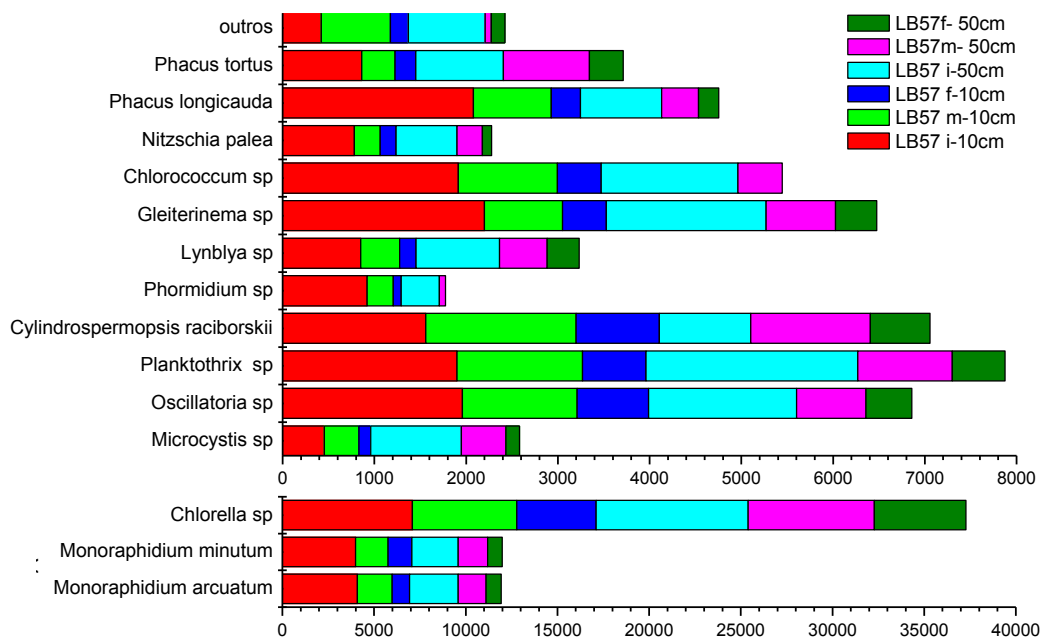
A divisão Zignemaphyceae apresentou menor diversidade e frequência de ocorrência nas lagoas (Tabela 15), principalmente pela relação dos representantes dessa classe com águas ácidas (COESEL e KRIENITZ, 2008). Por sua vez, *Cosmarium sp* pode ocorrer em águas mais claras e em ambientes com situações eutróficas (BICUDO e UNGARETTI, 1986), o que é o caso das lagoas de polimento.

De acordo com a Figura 17 a *Chlorella sp* foi o gênero predominante na LC₅₇ com 36460 indivíduos.mL⁻¹, seguida das espécies *Monoraphidium arcuatum* e *Monoraphidium minutum*, com respectivamente 11049 e 12057 indivíduos.mL⁻¹. A LB₅₇ apresentou comportamento parecido obtendo 37281, 11936 e 11993 indivíduos.mL⁻¹(Figura 18), respectivamente. Na LB₄₅ a *Chlorella sp* também predominou com 26626 indivíduos.mL⁻¹, seguida das espécies *Phacus tortus* e *Phacus longicauda* com 24631 e 12898 indivíduos.mL⁻¹, conforme a Figura 19.

A LC₄₅ apresentou comportamento diferente das lagoas LC₅₇, LB₅₇ e LB₄₅, obtendo a espécie *Phacus tortus* predominante com 30887 indivíduos.mL⁻¹, seguida da *Chlorella sp* 26872 indivíduos.mL⁻¹ (Figura 20). O apêndice do trabalho contém os valores das densidades dos indivíduos utilizadas nas Figuras 17, 18, 19 e 20.

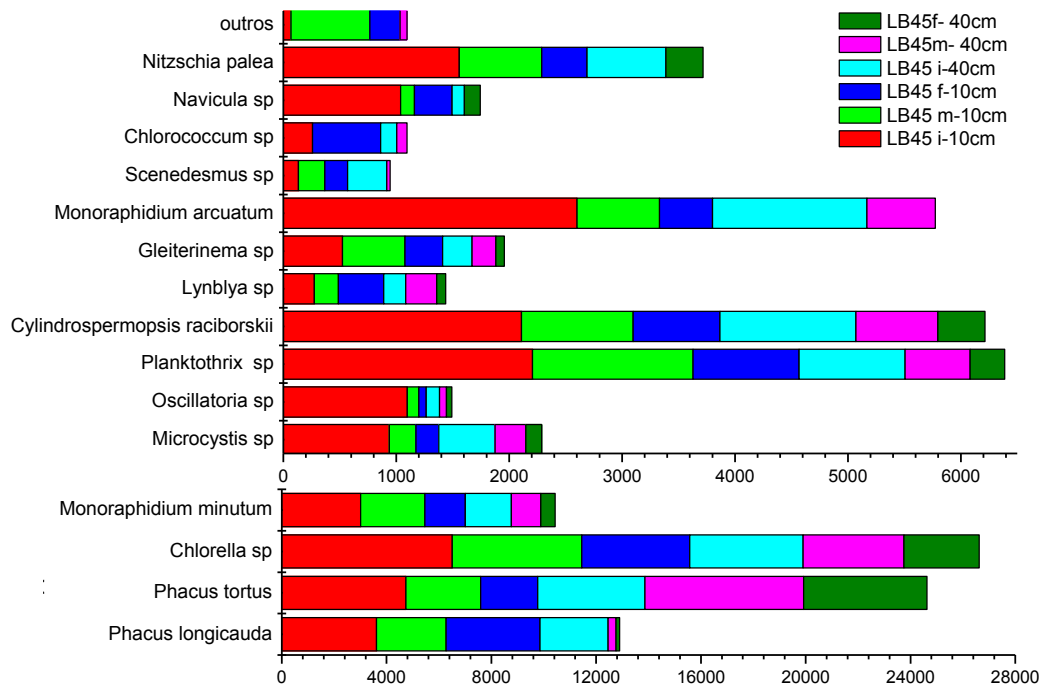
Figura 17-Densidade de indivíduos (ml/L) da LC57

Fonte: O autor (2016)

Figura 18-Densidade de indivíduos (ml/L) da LB57

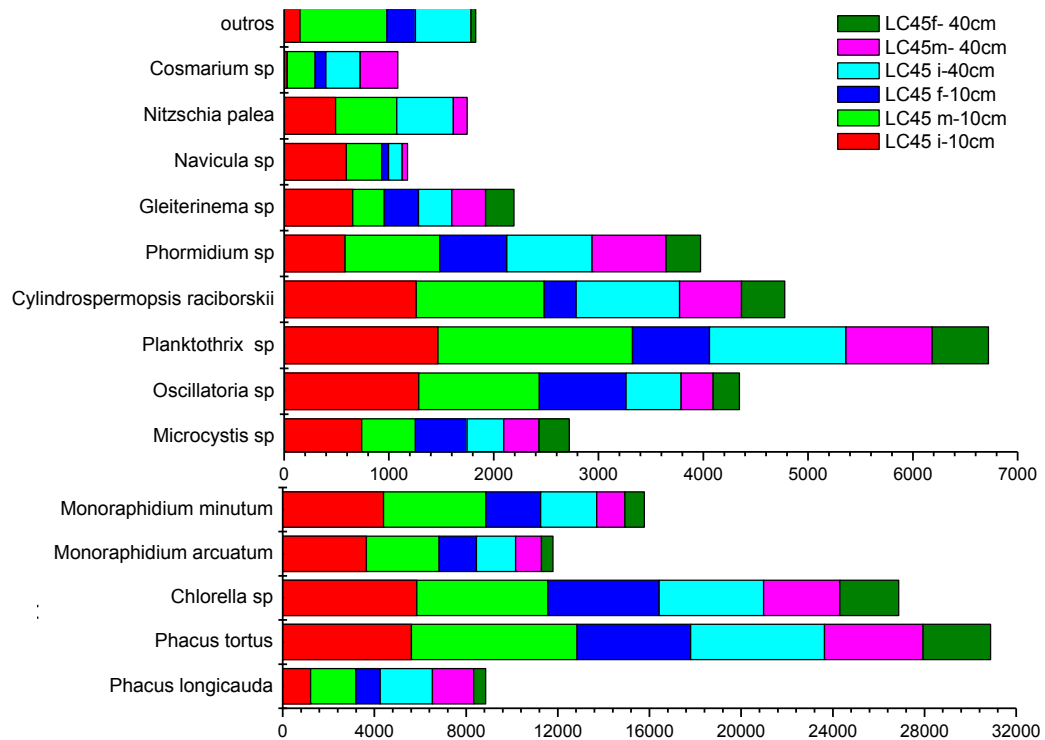
Fonte: O autor (2016)

Figura 19-Densidade de indivíduos (ml/L) da LB45



Fonte: O autor (2016)

Figura 20-Densidade de indivíduos (ml/L) da LC45



Fonte: O autor (2016)

5.10 Análise do lodo acumulado nas lagoas

Na Tabela 16 são apresentados os resultados das análises realizadas no lodo coletado das lagoas, após encerrar o período experimental. As lagoas LC₅₇, LB₅₇, LB₄₅ e LC₄₅ abordadas na primeira fase experimental funcionaram durante seis meses, obtendo concentrações de NTK superiores aos das lagoas na segunda fase que funcionaram durante dois meses.

Tabela 16- Concentração de NTK, Nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico do lodo das lagoas

	NTK (g.L ⁻¹)	N. amoniacal (g.L ⁻¹)	N.orgânico (g.L ⁻¹)
LC ₅₇	3,41	0,16	3,25
LB ₅₇	2,4	0,2	2,2
LB ₄₅	2,63	0,2	2,43
LC ₄₅	2,68	0,19	2,49
LC ₂₄₅	1,73	0,01	1,72
LBT ₄₅	1,4	0,01	1,39
LB ₂₄₅	1,74	0,09	1,65

Fonte: O autor (2016)

As amostras coletadas do lodo na primeira fase ficaram guardadas em baldes por dois meses, e conseqüentemente o processo de amonificação dos compostos orgânicos iniciou-se, apresentando concentrações de nitrogênio amoniacal de 0,16 g.L⁻¹, 0,2 g.L⁻¹, 0,2g.L⁻¹ e 0,19 g.L⁻¹, respectivamente nas lagoas LC₅₇, LB₅₇, LB₄₅ e LC₄₅, diferente dos resultados obtidos das lagoas da segunda fase, que foi realizada a análise uma semana após a coleta do lodo, obtendo resultados de 0,01 g.L⁻¹, 0,01 g.L⁻¹ e 0,09 g.L⁻¹, respectivamente nas lagoas LC₂₄₅, LBT₄₅ e LB₂₄₅, entretanto esse processo não altera o balanço de massa de nitrogênio que foi realizado com a concentração de NTK.

A sedimentação do nitrogênio orgânico é um dos mecanismos para remoção de nitrogênio em lagoas de polimento, os resultados abordados na Tabela 16 foram obtidos pela diferença do NTK e o nitrogênio amoniacal.

5.11 Balanço de massa de Nitrogênio

As cargas de nitrogênio (g-N.d^{-1}) presentes no afluente (MNta), efluente (MNte), lodo (MNx) e a estimativa do nitrogênio volatilizado (MNv) são apresentados na Tabela 17, assim como as respectivas frações de cada mecanismos abordado, considerando o valor de nitrogênio do afluente como 100%.

As lagoas que funcionaram com alimentação semicontínua obtiveram superiores frações de nitrogênio nos efluentes, 62% na LB₅₇ e 66% LB₄₅, consequentemente menor eficiência de remoção de nitrogênio (Tabela 7) e baixa fração de nitrogênio volatilizada com 35% e 32%. Na segunda fase do trabalho foi observado um comportamento diferente, no qual as lagoas com alimentação em batelada obtiveram inferiores frações de nitrogênio nos efluentes, 42% nas lagoas LBT₄₅ e LB₂₄₅ e superiores frações de nitrogênio volatilizado com 53%. As lagoas LC₄₅, LC₂₄₅, LBT₄₅ e LB₂₄₅ que mantiveram pH próximo a 9, obtiveram frações de nitrogênio volatilizado superiores a 50%, divergente das lagoas com pH inferior.

Tabela 17- Balanço de massa de nitrogênio das lagoas de polimento

	MNta (g-N.d ⁻¹)	MNte (g-N.d ⁻¹)	Fração %	MNx (g-N.d ⁻¹)	Fração %	MNv (g-N.d ⁻¹)	Fração %
LC ₅₇	5,9	2,9	49	0,3	5	2,7	46
LB ₅₇	6	3,7	62	0,2	3	2,1	35
LB ₄₅	4,7	3,1	66	0,1	2	1,5	32
LC ₄₅	4,1	1,9	46	0,1	2	2,1	51
LC ₂₄₅	3,8	1,6	42	0,2	5	2	53
LBT ₄₅	4,5	1,9	42	0,2	4	2,4	53
LB ₂₄₅	4,5	1,9	42	0,2	4	2,4	53

Fonte: O autor (2016)

As concentrações de nitrogênio no lodo das lagoas foram de 0,1 g-N.d⁻¹ a 0,3g-N.d⁻¹, variando a fração de nitrogênio de 2% a 5%, estando próximo dos resultados apresentados por Camargo Valero et al. (2010), no qual o nitrogênio variou de 4,17% a 6,78% de peso seco em lagoas de maturação.

6 CONCLUSÕES

A remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos no reator UASB, favoreceu a redução da turbidez do afluente das lagoas de polimento, e conseqüentemente intensificou o desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica presente nas lagoas pelo aumento da penetração da luz, contribuindo para a elevação do pH.

A lagoa de transbordo com TDH de 2,4 dias propiciou o desenvolvimento de biomassa algal, intensificando o processo fotossintético, visto que as algas tem papel primordial no funcionamento de lagoas de polimento, além disso, a lagoa de transbordo contribuiu com a sedimentação de sólidos suspensos advindo do efluente do reator UASB.

Na primeira fase do trabalho a diferença de 12 cm de profundidade entre as lagoas alimentadas continuamente, assim como entre as lagoas com alimentação semicontínua, não apresentou diferença significativa na remoção de nutrientes e coliformes termotolerantes.

As lagoas LC₅₇ e LC₄₅ com alimentação contínua, na primeira fase experimental, apresentaram remoções de NTK, nitrogênio amoniacal e coliforme termotolerante superiores às lagoas com alimentação semicontínua (LB₅₇ e LB₄₅).

As lagoas LBT₄₅ e LB₂₄₅ na segunda fase experimental, que funcionaram com alimentação em batelada e TDH de 8 dias não divergiram significativamente da lagoa LC₄₅ com fluxo de alimentação contínua e TDH de 12 dias em relação às remoções de nutrientes e coliformes termotolerantes.

A permanência de 10 cm de volume morto na lagoa alimentada em batelada, cerca de 20% da batelada anterior, além de favorecer o desenvolvimento da biomassa algal é uma alternativa em relação à utilização da lagoa de transbordo, visto que o afluente da lagoa pode ser oriundo do reator UASB e não da lagoa de transbordo com TDH maior que 1,6 dias.

As lagoas alimentadas em batelada se destacaram por apresentarem remoções superiores às lagoas com alimentação contínua e semicontínua, destacando-se como promissora no tratamento de esgoto sanitário. Além de obter excelentes resultados, principalmente nas remoções de nutrientes e coliformes termotolerante, é possível tratar uma quantidade superior de afluente em menos tempo.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVES, E.M.; CAVALCANTI, P.F.C.; VAN HAANDEL,A. Desorption rate of volatile compounds in polishing ponds. **Water Science & Technology**, v.63, n.6, p.1177-1182, 2011.
- AMENGUAL-MORRO,C.; NIELL,G.M.; MARTINEZ-TABERNER,A. Phytoplankton as bioindicator for waste stabilization ponds. **Journal of Environmental Management**, v.95, p.71-76, 2012.
- APHA, AWWA. WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed.Washington, DC. American Public Health Association. American Water Works Association, Water Pollution control Federation, 2012.
- ARAUJO, I.S. **Avaliação de lagoas facultativa aerada e de maturação, em escala real, como etapas secundária e terciária de sistema de tratamento de dejetos suínos**. Santa Catarina: 2007. 237 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina.
- ASSUNÇÃO, F.A.L.; VON SPERLING,M. Influence of temperature and pH on nitrogen removal in a series of maturation ponds treating anaerobic effluent.**Water Science & Technology**, v.67, n.13, p.2241-2248, 2013.
- ATHAYDE JÚNIOR, G.B. et al. Estudo de espécies de fósforo e nitrogênio em lagoas de estabilização. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. , 2000, Porto Alegre. **Anais ...** Porto Alegre: ABES, 2000.
- BABU, M.A.; VAN DER STEEN, N.P.; HOOIJMANS,C.M.; GIJZEN,H.J. Nitrogen mass balances for pilot-scale biofilm stabilization ponds under tropical conditions. **Bioresource Technology**, v.102, p. 3754-3760, 2011.
- BASTOS, R.K.X.; DORNELAS, F.L.; RIOS, E.N.; RUAS, D.B.; OKANO, W.Y. Dinâmica da qualidade da água e da comunidade planctônica em lagoas de polimento. Estudo de caso no sudeste brasileiro. **Revista AIDIS**, v.3, n.1, p.97-107, 2010.
- BENTO, A.P.; GOTARDO, J.T.; OLIJNYK, D.P.; REGINATTO, V.; LAPOLLI, F.R. Comunidade planctônica e comunidades perifítica presente em lagoa com biofilme e lagoa facultativa aplicadas ao tratamento de esgoto doméstico. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23., 2005,Campo Grande. **Anais...** Campo Grande, 2005.
- BENTO; A.P.; LAPOLLI,F.R.; RIBEIRO, L.F.; SARTORATO, J. Wastewater treatment using stabilization ponds: Florianópolis experience, south Brazil. In: International Conference on Waste Stabilization Ponds, 5., 2002, Auckland. **Anais...** New Zealand:IWA-NZWWA, 2002.

- BICUDO, C.E.M. ; MENEZES, M. **Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil - chave para identificação e descrições**. 2. ed. São Carlos: Rima Editora. 2006. 502 p.
- BICUDO, C.E.M.; UNGARETTI, I. Desmídias (Zignemaphyceae) da lagoa-represa da Águas Belas, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, n. 46, p. 285-307, 1986.
- BOLTON, N.F.; CROMAR, N.J.; HALLSWORTH, P.; FALLOWFIELD, H.J. A review of the factors affecting sunlight inactivation of micro-organisms in waste stabilisation ponds: preliminary results for enterococci. **Water Science Technology**, vol. 61, p. 885-890, 2010.
- BRANCO, S. M. **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. CETESB. 2 ed.. São Paulo. 1978.
- BROWN, T. **Química: A ciência central**. 9. Ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 972p.
- BUCHAUER, K. **A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to waste-water and sludge treatment process**. Water SA, v.24, n. 1, p. 49-56. 1998.
- CAMARGO VALERO, M. A.; MARA, D. D. Nitrogen removal in maturation ponds: tracer experiments with 15N-labelled ammonia. **Water Science & Technology**, v. 55, p. 81–85, 2007.
- CAMARGO VALERO, M.A.; MARA,D.D.; NEWTON,R.J. Nitrogen removal in maturation waste stabilisation ponds via biological uptake and sedimentation of dead biomass.**Water Science & Technology**, v.61, n.4, p.1027-1034, 2010.
- CAMARGO VALERO, M.A.; MARA,D.D.; NEWTON,R.J. Nitrogen removal in maturation waste stabilisation ponds via biological uptake and sedimentation of dead biomass.**Water Science & Technology**, v.61, n.4, p.1027-1034, 2010.
- CAMARGO VALERO, M.A.; READ, L.F.; MARA, D.D.; NEWTON, R.J.; CURTIS, T.P.; DAVENPORT, R.J. Nitrification-denitrification in WSP: a mechanism for permanent nitrogen removal in maturation ponds. In: IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds,8., 2009. **Anais...** Belo Horizonte, 2009.
- CAVALCANTI, P. F.F.; VAN HANDELL, A.; KATO, M. T.; VON SPERLING, M.; LUDUVICE, M.L.; MONTEGGIA, L.O. Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoas de polimento. In: **Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio**. Projeto PROSAB. Belo Horizonte – MG, 2001.
- CAVALCANTI, P.F. **Aplicação de reatores UASB e lagoas de polimento no tratamento de esgoto doméstico**. João Pessoa: Gráfica Santa Marta, 2009. 172p.

CEBALLOS, B.S.O. Eliminación de microorganismos por medio del tratamiento de las aguas residuales. In: Sergio Rolim Mendoça (org.). **Sistemas de Lagunas de Estabilización. Como Utilizar Aguas Residuales Tratadas en Sistemas de Regadío**. Editora: McGraw Hill/Acodal. Pag. 107 - 136, 2001.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. 379 p.

COESEL, P.F.M. & KRIENITZ, L Diversity and geographic distribution of desmids and other coccoid green algae. **Biodiversity and Conservation**, n.17, p. 381– 392, 2008.

CRAGGS, R. Nutrients. In: A. Shilton (ed.) **Pond Treatment Technology**. London:IWA, 2005, p. 77-99.

DAVIES-COLLEY, R. J.; DONNISON, A. M.; SPEDD, D. J. Sunlight wavelengths inactivating faecal indicator micro-organisms in waste stabilisation ponds. **Water Sci. Technol.** v.5, p.219–225, 1997.

DI BERNARDO, L.; MINILLO, A.; DANTAS, A.D.B. Floração de algas e de cianobactérias: Suas influências na qualidade da águas e nas tecnologias de tratamento. São Carlos: EditoraLDiBe Ltda., 2010. 536p.

DIAS, D.F.C.; POSSMOSER-NASCIMENTO, T.E.; RODRIGUES, V.A.J.; VON SPERLING, M. Overall performance evaluation of shallow maturation ponds in series treating UASB reactor effluent: Ten years of intensive monitoring of a system in Brazil. **Ecological Engineering**, n.71, p.206-214, 2014.

DONOSO-BRAVO, A.; MAILIER, J.; MARTIN, C.; RODRIGUEZ, J.; ACEVES-LARA, C.A.; WOUWER, A.V. Model selection, identification and validation in anaerobic digestion: A review. **Water Research**, v. 45, p. 5347-5364, 2011.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos da Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1998.

FLORENCIO, L.; KATO, M.T; MORAIS, J.C. Domestic sewage treatment in Mangueira full-scale UASB plant at Recife, Pernambuco. In: Oficina e Seminário Latino-Americano de Digestão Anaeróbia, 6., 2000, Recife. **Anais...** Recife: Editora UFPE, 2000.

JONES, J. G. Guide to Methods in freshwater, London, **Freshwater Biological Association**, n.39, 1979. 112p.

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

- KARYA, N.G.A.I.; VAN DER STEEN, N.P.; LENS, P.N.L. Photo-oxygenation to support nitrification in an algal–bacterial consortium treating artificial wastewater. **Bioresource Technology**, v.134, p. 244-250, 2013.
- KATO, M. T.; FLORENCIO, L. Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios em lagoa de polimento. IN: **Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio: coletânea de trabalhos técnicos**. Projeto PROSAB. Belo Horizonte – MG, 2001.
- KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de estabilização: projeto e operação**. Rio de Janeiro: ABES, 1998, 244p.
- KONIG, A. **Aspectos teóricos e práticos sobre algas e parasitos intestinais em estação de tratamento de esgoto**. Universidade Federal da Paraíba. Fundação Ecosistemas do Espírito Santo. 1998. 60 p.
- LATIF, M. A.; GHUFRAN, R.; WAHID, Z.A.; AHMAD, A. Integrated application of upflow anaerobic sludge blanket reactor for the treatment of wastewaters. **Water Research**, v. 45, p. 4683-4699, 2011.
- LEITE, V.D. et al. Tratamento de águas residuárias em lagoas de estabilização para aplicação na fertirrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, p.71-75, 2005.
- LETTINGA, G.; MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G.; GIJZEN, H. Anaerobic sewage treatment in a one-stage UASB reactor and a combined UASB-Digester system. **Water Research**. v.38, n. 9. p. 2348-2358, 2004.
- LUND, J.W.G.; KIPLING, C.; LECREN, E.D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and statistical basis of estimation by counting. **Hydrobiologia**, v.11, p. 143-170, 1958.
- MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; DUNLAP, P.V.; CLARK, D.P. **Microbiologia de Btock**. 12. Ed. Porto Alegre: Artmed, 2010. 1160p.
- MAITY, J.P. et al. Microalgae for third generation biofuel production, mitigation of greenhouse gas emissions and wastewater treatment: Present and future perspectives - A mini review. **Energy**, p. 1-10, 2014.
- MARA, D. D. Waste Stabilization ponds: Effluent Quality Requirements and Implications for process Design. **Water Science technology**, v. 33, n.7, p. 23-31, 1996.
- MARA, D. **Domestic wastewater treatment in developing countries**. London: Earthscan, 2003. 293p.
- MARA, D.D.; PEARSON, H.W.; SILVA, S.A. Brazilian stabilization pond research suggest low-cost urban application. **World Water**, v. 6, p.20-24, 1983.

- MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Omega, 1983.
- MASSERET, E. et al. Effects of a waster stabilization lagoon discharge on bacterial and phytoplanktonic communities of a stream. **Water Environment Research**, v.72, n.3, p.285-294, 2000.
- MATHEUS, C.L.; GIANOTTI, E.P.; MORAIS, A.G. Correlação entre clorofila, STV e DQO. **Revista DAE**, v.49, n. 154, p. 20-23, 1989.
- MAYER, M G R.; MOREIRA, E A.; CAVALCANTI, P.F. F e VAN HAANDEL, A C. Remoção de material orgânico e sólidos em suspensão em lagoas de polimento tratando efluente do reator UASB. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21., 2001, João Pessoa. **Anais...** ABES, João Pessoa, 2001.
- MAYNARD, H. E.; OUKI, S. K.; WILLIAMS, S. C. Tertiary Lagoons: a review of removal mechanisms and performance. **Water Research**. v. 33, 1999.
- MOREIRA,J.F.;CABRAL,A.R.;OLIVEIRA,R.;SILVA,S.A. Causal model to describe the variation of faecal coliform concentrations in a pilot-scale test consisting of pondsaligned in series. **Ecological Engineering**. v.35, p.791-799, 2009.
- MUELA, A.; GARCIA-BRIGASS, J. M.; ARANA, I.; BARCINA, I; The effect of simulated solar radiation on Escherichia coli: the relative roles of UV-B, UV-A and photosynthetically active radiation. **Microb. Ecol**, v.39, p.65–71, 2000.
- PARK, J.B. K.; CRAGGS, R.J.; SHILTON,AN. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresoure Technology**, v.102, p. 35-42, 2011.
- Park, J.B.K., Craggs, R.J. Nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science & Technology**, v.63,n.8,p.1758–1764, 2011.
- PATERSON, C.; CURTIS, T. Physical and chemical environments. In: Shilton, A. (ed.) **Pond Treatment Technology**. London: IWA Publishing, 2005.
- PEARSON, H. W. **Estimation of chlorophyll-a as a measure of algae biomass in waste stabilization ponds**. In: Regional Seminar on Waste Stabilization Pond Research. Pan American Center for Sanitary Engineering and Environment Sciences, Lima, 1986.
- RIEDIGER, W.; BUENO,N.C.; JATIS;SEBASTIEN,N.Y. Fitoplâncton de lagoas de estabilização da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) no oeste do Paraná, Brasil:classes *Chlorophyceae* e *Euglenophyceae*. **Iheringia Série Botânica**, v.69, n.2, p.329-340, 2014.
- RODIER, J. **L'analyse de l'eau: eaux naturelles, euax résiduales, eaux de mer**. v.1, 5 ed. Dunod (Ed.) Paris. p. 692, 1975.
- ROSS, J. **Práticas de Ecologia**. Barcelona: Omega, 1979.
- SHILTON, A. **Pond Treatment Technology**. IWA Publishing. London, 2005, 479p.

- SOARES, A.M.E.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L.; MELO, M.C. Avaliação da remoção de patogênicos em lagoas de estabilização com diferentes relações geométricas tratando o efluente de um reator UASB compartimentado. In: C.A.L. Chernicharo (coord.), **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Projeto PROSAB, FINEP. Belo Horizonte-MG, 2000.
- SOLDATELLI, V.F.; SCHWARZBOLD, A. Comunidade fitoplanctônica em lagoas de maturação, Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia Série Botânica**, v.65, n.1, p.75-86, 2010.
- SOUSA, J.T.; VAN HAANDEL, A.C.; CAVALCANTI, P.F.F.; FIGUEIREDO, A.M.F. Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semi-árido nordestino. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, n.3, p.260-265, 2005.
- SUBASHCHANDRABOSE, S.R. et al. Mixotrophic cyanobacteria and microalgae as distinctive biological agents for organic pollutant degradation. **Environ Int.**, v. 72, p. 51-59, 2013.
- SUTHERLAND, D.L.; TURNBULL, M.H.; CRAGGS, R.J. Increased pond depth improves algal productivity and nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds. **Water Research**. v.53, p. 271-281, 2014.
- SWEENEY, D. G.; NIXON, J. B.; CROMAR, N. J; FALLOWFIELD, H. J. Temporal and spatial variations of physical, biological and chemical parameters in a large waste stabilisation pond, and the implications for WSP modelling. **Water Science Technology**, v.55, p.1-9, 2007.
- UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte. **Limnologie**, v.9. p. 1-38, 1958.
- VAN DER STEEN, P.; BRENNER, A.; BUUREN, J.V. post-treatment of uasb reactor effluent in an integrated duckweed and stabilization pond system. **Water Research**. v.33, N.3, p. 615-620, 1999.
- VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Epgraf, 1994. 240p.
- VAN HAANDEL, A.; KATO, M.T.; CAVALCANTI, P.F.F.; FLORENCIO, L. Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, p. 21-38, 2006.

VAN HAANDEL, A.; SANTOS, S.L.; CHAVES, S.R.M.; COSTA, J.W.N. Influência do projeto do separador de fases sobre o desempenho do reator UASB no tratamento de águas residuárias municipal. **Revista DAE**, n. 200, p. 64-75, 2015.

VARON, M. P.; MARA, D. D. Waste Stabilisation Ponds. **Delft: International Water and Sanitation Centre**, 2004.

VON SPERLING, M. **Estudos de modelagem da qualidade da água de rios**. 1.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2007, 243 p.

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Belo Horizonte: UFMG, 2002. 196 p.

VON SPERLING, M.; FILHO, B.C.; MONTEGGIA, L.O.; PIVELLI, R.P. Remoção de nutrientes em sistemas naturais. In: **Nutrientes do esgoto sanitário: utilização e remoção**. Projeto PROSAB. Fortaleza – CE, 2009.

VON SPERLING, M.; OLIVEIRA, C.M. Avaliação da influência do tempo de detenção hidráulica e da taxa de aplicação superficial na composição da comunidade fitoplanctônica presente em lagoas de polimento e a influência dessa comunidade nas condições ambientais (pH, OD e amônia) das lagoas. **Revista AIDIS**, v.3, n.1, p.11-21, 2010.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture**. World Health Organisation Technical Report Series, n. 778. World Health Organisation, Geneva, 1989.

APÊNDICE

Tabela 18- Dados de densidade da comunidade fitoplanctônica da LC₅₇

	LC ₅₇ i- 10cm	LC ₅₇ m- 10cm	LC ₅₇ f- 10cm	LC ₅₇ i- 50cm	LC ₅₇ m- 50cm	LC ₅₇ f- 50cm
<i>Microcystis sp</i>	467	390	237	213	141	254
<i>Oscillatoria sp</i>	699	114	0	639	566	102
<i>Planktothrix sp</i>	2315	1538	894	1788	1415	916
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	2450	1459	741	0	0	0
<i>Phormidium sp</i>	460	731	285	0	71	0
<i>Gleiterinema sp</i>	654	841	917	814	1273	763
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	2785	2338	1777	1263	1910	975
<i>Monoraphidium minutum</i>	1667	2361	1224	2680	2193	1932
<i>Chlorococcum sp</i>	1726	1156	442	851	566	305
<i>Chlorella sp</i>	6776	5684	4742	7095	7074	5089
<i>Nitzschia palea</i>	580	349	95	321	141	0
<i>Phacus longicauda</i>	2061	2080	535	1537	778	347
<i>Phacus tortus</i>	786	819	0	0	0	0
<i>Cosmarium sp</i>	776	288	237	213	212	51
Outros						
<i>Closterium</i>	0	0	0	34	106	51
<i>Scenedesmus</i>	37	171	95	426	0	0
<i>Navicula</i>	0	114	0	142	0	153
<i>Lynblya</i>	0	57	47	71	177	0
<i>Cymbella</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema</i>	278	57	47	142	0	0

Fonte: O autor (2016)

Tabela 19-Dados de densidade da comunidade fitoplanctônica da LB₅₇

	LB ₅₇ i- 10cm	LB ₅₇ m- 10cm	LB ₅₇ f- 10cm	LB ₅₇ i- 50cm	LB ₅₇ m- 50cm	LB ₅₇ f- 50cm
<i>Microcystis sp</i>	455	375	130	987	486	150
<i>Oscillatoria sp</i>	1959	1251	779	1613	758	500
<i>Planktothrix sp</i>	1900	1368	692	2308	1031	574
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	1561	1637	909	995	1305	649
<i>Phormidium sp</i>	922	284	87	415	69	0
<i>Lynblya sp</i>	851	424	177	912	517	351
<i>Gleiterinema sp</i>	2200	853	476	1741	758	450
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	4094	1887	959	2653	1515	830
<i>Monoraphidium minutum</i>	3989	1777	1300	2528	1595	804
<i>Chlorococcum sp</i>	1916	1080	476	1493	482	0
<i>Chlorella sp</i>	7095	5684	4327	8292	6887	4995
<i>Nitzschia palea</i>	780	284	173	663	275	100
<i>Phacus longicauda</i>	2079	849	317	885	404	220
<i>Phacus tortus</i>	861	364	226	955	938	367
Outros						
<i>Scenedesmus sp</i>	37	171	87	498	0	0
<i>Navicula sp</i>	213	114	62	166	34	150
<i>Cosmarium sp</i>	101	299	45	174	34	0
<i>Closterium sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema sp</i>	71	171	0	0	0	0

Fonte: O autor (2016)

Tabela 20-Dados de densidade da comunidade fitoplanctônica da LB₄₅

	LB ₄₅ i- 10cm	LB ₄₅ m- 10cm	LB ₄₅ f- 10cm	LB ₄₅ i- 40cm	LB ₄₅ m- 40cm	LB ₄₅ f- 40cm
<i>Microcystis sp</i>	938	238	201	499	273	141
<i>Oscillatoria sp</i>	1097	102	67	118	61	47
<i>Planktothrix sp</i>	2206	1423	938	940	576	305
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	2108	989	771	1203	728	418
<i>Lynblya sp</i>	274	214	402	195	273	80
<i>Gleiterinema sp</i>	525	552	335	259	212	74
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	2602	730	469	1368	606	0
<i>Monoraphidium minutum</i>	3007	2455	1541	1765	1122	541
<i>Scenedesmus sp</i>	134	233	201	347	30	0
<i>Chlorococcum sp</i>	260	0	603	141	91	0
<i>Chlorella sp</i>	6511	4937	4121	4328	3850	2878
<i>Navicula sp</i>	1039	122	335	108	0	141
<i>Nitzschia palea</i>	1558	730	402	697	0	329
<i>Phacus longicauda</i>	3616	2653	3585	2600	303	141
<i>Phacus tortus</i>	4741	2846	2178	4096	6063	4706
Outros						
<i>Cosmarium sp</i>	33	638	201	0	0	0
<i>Closterium sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Phormidium sp</i>	0	0	0	0	60	0
<i>Cymbella sp</i>	0	60	67	0	0	0
<i>Gomphonema sp</i>	34	0	0	0	0	0

Fonte: O autor (2016)

Tabela 21-Dados de densidade da comunidade fitoplanctônica da LB45

	LC _{45i} - 10cm	LC _{45m} - 10cm	LC _{45f} - 10cm	LC _{45i} - 40cm	LC _{45m} - 40cm	LC _{45f} - 40cm
<i>Microcystis sp</i>	740	513	493	349	338	289
<i>Oscillatoria sp</i>	1285	1149	829	525	303	253
<i>Planktothrix sp</i>	1467	1857	734	1304	823	536
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	1261	1220	306	985	592	412
<i>Phormidium sp</i>	582	902	642	813	705	330
<i>Gleiterinema sp</i>	655	301	326	318	323	272
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	3656	3165	1628	1713	1128	498
<i>Monoraphidium minutum</i>	4396	4474	2389	2440	1229	846
<i>Chlorella sp</i>	5851	5712	4865	4552	3327	2566
<i>Navicula sp</i>	594	336	65	131	51	0
<i>Nitzschia palea</i>	491	584	0	541	130	0
<i>Phacus longicauda</i>	1213	1981	1065	2279	1798	519
<i>Phacus tortus</i>	5620	7215	4963	5841	4301	2948
<i>Cosmarium sp</i>	30	265	103	328	359	0
Outros						
<i>Closterium sp</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Scenedesmus sp</i>	0	265	130	359	0	0
<i>Lynblya sp</i>	30	248	65	172	0	22
<i>Chlorococcum sp</i>	61	0	0	0	0	0
<i>Cymbella sp</i>	61	159	75	0	0	0
<i>Gomphonema sp</i>	0	159	0	0	0	22

Fonte: O autor (2016)