



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA – UEPB
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA – CCT
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - DESA**

Rodolfo Hathchwell Borges de Queiroz

PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE ANAERÓBIO EM REATOR DE MICROALGAS IMOBILIZADAS

Campina Grande/ PB

2014

Rodolfo Hathchwell Borges de Queiroz

PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE ANAERÓBIO EM REATOR DE MICROALGAS IMOBILIZADAS

Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) apresentado a Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientador: Professor Dr. José Tavares de Sousa.

Campina Grande / PB
2014

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.

Q3p Queiroz, Rodolfo Hathchwell Borges de.
Pós-tratamento de efluente anaeróbio em reator de microalgas
Imobilizadas [manuscrito] / Rodolfo Hathchwell Borges de
Queiroz. - 2014.
41 p. : il. color.

Digitado.
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia
Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro
de Ciências e Tecnologia, 2014.
"Orientação: Prof. Dr. José Tavares de Sousa, Departamento
de Engenharia Sanitária e Ambiental".

1. Abastecimento de água. 2. Águas residuais. 3. Algas. 4.
Tratamento de água. I. Título.

21. ed. CDD 628.4

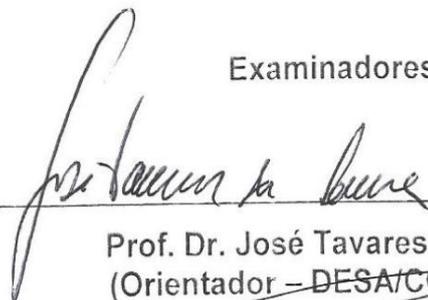
Rodolfo Hathchwell Borges de Queiroz

PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE ANAERÓBIO EM REATOR DE MICROALGAS IMOBILIZADAS

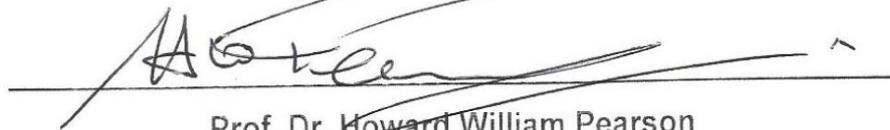
Trabalho de Conclusão de Curso (TCC)
apresentado a Coordenação do Curso de
Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade
Estadual da Paraíba como requisito parcial para a
obtenção do título de Bacharel em Engenharia
Sanitária e Ambiental.

Aprovado em: 28/07/2014

Examinadores:

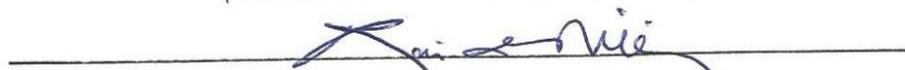


Prof. Dr. José Tavares de Sousa
(Orientador - DESA/CCT/UEPB)



Prof. Dr. Howard William Pearson

(Examinador - DESA/CCT/UEPB)



Prof. Dr. Rui de oliveira
(Examinador - DESA/CCT/UEPB)

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, o criador e sustentador de todas as coisas e a Jesus Cristo seu filho amado;

Ao professor e orientador Dr. José Tavares de Sousa pelo apoio e confiança em mim depositada para execução deste trabalho e pelas suas contribuições.

Aos professores Dr. Lívio José da Silva, Dr. Rui de Oliveira, Dra Weruska Brasileiro Ferreira, Dr Howard William Pearson, Dr Fernando Fernandes Vieira e a Mestre Alessandra dos Santos Silva pelos conselhos e grande apoio em minha caminhada.

Aos meus pais Djailton Almeida de Queiroz e Elaini Borges de Queiroz, e irmã Rhayssa Nadinni Borges de Queiroz, que me proveram de conforto e estima durante esta jornada.

Aos meus amigos e irmãos Alcides Marques Noberto, Andrey de Araujo Dantas, Yuri Ramos de Farias Aires, João Luis Siqueira Neto e Wesley Darwin Borges de Farias pela amizade e incentivos.

Às mestrandas Dayane Andrade e Jéssyca Freitas, grandes colaboradoras e amigas, sem as quais a realização das atividades experimentais seria mais laboriosa.

Ao pós-doutorando Israel Nunes Henriques, pelo auxílio na montagem do experimento, treinamento e sugestões técnicas, que viabilizaram a concretização deste trabalho.

À Universidade Estadual da Paraíba – UEPB.

E a todos que, diretamente e indiretamente, contribuíram para realização deste trabalho.

Sumario

1.	INTRODUÇÃO.....	9
2	OBJETIVOS.....	11
2.1	<i>Objetivo geral</i>	11
2.2	<i>Objetivos específicos</i>	11
3.	REVISÃO LITERÁRIA.....	12
3.1	Legislação.....	12
3.2	Definições de Esgoto.....	13
3.3	Importância do Tratamento do Esgoto.....	14
3.4	Tratamento do Esgoto.....	15
3.4.1	Processos Físicos.....	16
3.4.2	Processos Químicos.....	16
3.4.3	Processos Biológicos.....	17
3.4.3.1	Tratamento Anaeróbio.....	17
3.4.3.1.1	Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)	17
3.4.3.1.2	Filtro Anaeróbio.....	18
3.4.3.2	Tratamento Aeróbio.....	19
3.5	Pós-Tratamento de Efluentes Anaeróbios.....	20
3.5.1	Microalgas.....	20
3.5.2	Imobilização de Microalgas.....	21
3.6	Lagoas de Estabilização.....	21
4	MATERIAL E MÉTODO.....	23
5	RESULTADOS.....	25
5.1	Remoção de Nutrientes.....	30
5.1.1	Remoção do Fósforo.....	31
5.1.2	Remoção do Nitrogênio.....	31
5.2	Remoção de Coliformes.....	34
6	CONCLUSÃO.....	38
	REFERÊNCIAS.....	39

RESUMO

O lançamento de esgotos sem tratamento em corpos aquáticos causa sérios problemas à qualidade de vida e coloca em risco o abastecimento de água da população, por causa da eutrofização das águas e da disseminação de doenças. A necessidade de se preservarem os recursos hídricos impulsionou o desenvolvimento de diversos processos de tratamento para minimizar os efeitos adversos ocasionados com os lançamentos de esgotos no ambiente. A aplicação de processos biológicos aeróbios é a mais utilizada nas grandes estações de tratamento centralizadas, porém, a tecnologia adotada nesses sistemas é sofisticada precisando de equipamentos que consomem grande quantidade de energia, e ainda produz elevado volume de lodo. Por oferecerem diversas vantagens para o tratamento de esgoto os processos biológicos anaeróbios passaram a ocupar uma posição de destaque principalmente em regiões tropicais. Embora apresente inúmeras vantagens, os processos biológicos anaeróbios não possuem eficiência significativa na remoção de nutrientes e indicadores microbiológicos assim necessitando de um pós-tratamento de seu efluente. Sabe-se que a utilização de microalgas favorece a remoção de nutrientes, contaminantes orgânicos, metais pesados e microrganismos patogênicos, porém um dos problemas principais na utilização de microalgas para o tratamento biológico de águas residuais é a sua recuperação a partir do efluente tratado. Com isso técnicas de imobilização têm sido estudadas para minimizar este problema. O trabalho realizado se deu no pós-tratamento de efluente anaeróbio utilizando um reator de microalgas imobilizadas em escala de bancada. A remoção de nutrientes no Reator de Algas Imobilizadas (RAI) só se materializa quando o pH adquire um valor elevado. Com o pH chegando a 11,65, o RAI proporcionou uma remoção de 88,63% do ortofosfato, 64,13% do fósforo total, 92,66% do nitrogênio amoniacal e 93,05% do NTK, ocorrendo também a remoção de 99,97% dos coliformes termotolerantes do efluente anaeróbio.

Palavras-chave: Pós-tratamento. Algas. Imobilização.

ABSTRACT

The release of untreated sewage in water bodies causes serious problems to the quality of life and threatens the water supply of the population, because of the eutrophication of waters and the spread of diseases. The need to preserve water resources spurred the development of several treatment processes to minimize the adverse effects caused with wastewater discharges into the environment. The application of aerobic biological processes is the most used in large centralized treatment plants, however, the technology used in these systems is in need of sophisticated equipment that consumes large amounts of energy, and still produces high volume of sludge. Because they offer several advantages for the treatment of sewage anaerobic biological processes came to occupy a prominent position mainly in tropical regions. Although it has many advantages, anaerobic biological processes have no significant removal efficiency of nutrients and microbiological indicators thus requiring a post-treatment of its effluent. It is known that the use of microalgae favors the removal of nutrients, organic contaminants, heavy metals and pathogenic microorganisms, but a major problem in the use of microalgae for the biological treatment of wastewater is its recovery from the treated effluent. With this immobilization techniques have been studied to minimize this problem. The work took place in the post-treatment of anaerobic reactor effluent using microalgae immobilized on a bench scale. Nutrient removal in Reactor Immobilized Algae (RAI) only emerges when the pH gets a elevado. Com pH value reaching 11.65, the RAI provided a removal of 88.63% of orthophosphate, 64.13% of total phosphorus, ammonia nitrogen of 92.66% and 93.05% of TKN, also occurring removing 99.97% of the anaerobic effluent fecal coliform..

Keywords: Post-treatment. Algae. standstill

1 INTRODUÇÃO

Os efluentes domésticos constituem uma das principais preocupações no setor de saneamento básico. O lançamento de esgotos sem tratamento em corpos aquáticos causa sérios problemas à qualidade de vida e coloca em risco o abastecimento de água da população, por causa da eutrofização das águas e da disseminação de doenças (JORDÃO e PESSOA, 2005). A Organização das Nações Unidas - ONU (2008) afirma que a população mundial ultrapassa os 7 bilhões de habitantes e que 40% dessa população não têm acesso à rede coletora de esgoto tendo como consequência a morte de 1,5 milhões de crianças por ano vítimas de doenças de veiculação hídrica (NASCIMENTO, 2011).

A necessidade de se preservar os recursos hídricos impulsionou o desenvolvimento de diversos processos de tratamento para minimizar os efeitos adversos ocasionados com os lançamentos de esgotos no ambiente, a aplicação de processos biológicos aeróbios é a mais utilizada nas grandes estações de tratamento centralizadas, porém, a tecnologia adotada nesses sistemas é sofisticada precisando de equipamentos que consomem grande quantidade de energia e ainda produz elevado volume de lodo. Só a partir dos anos 80 os sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos, passaram a ocupar uma posição de destaque por oferecerem diversas vantagens para o tratamento de esgoto principalmente em regiões tropicais (CHERNICHARO 1997).

Dentre os processos anaeróbios um método que vem crescendo ao longo dos anos é o upflow anaerobic sludge blanket (UASB) devido às vantagens por ele proporcionadas: ocupa pequena área, produz pouco lodo, não consome energia e não necessita de equipamentos mecânicos. (VAN HAANDEL ; LETTINGA, 1994).

Embora o UASB apresente inúmeras vantagens, ele dificilmente conseguirá produzir efluentes que atendam aos padrões estabelecidos pelas normas ambientais, então, para atender esses padrões torna-se importante a inclusão de um pós-tratamento de seus efluentes. Neste caso, pode-se utilizar filtros anaeróbios (FA) acoplados ao UASB para se garantir um efluente com DBO inferior a 60mg/L. (CHERNICHARO, 1997)

Os sistemas de lagoas têm conquistado grande aceitação, por possuírem grande estabilidade operacional, por sua simplicidade, por seu baixo custo operacional e elevada eficiência (MARA & PEARSON, 1987).

Segundo Busato (2004) a eficiência de remoção de coliformes totais e termotolerantes no sistema UASB/FA não é significativa, resultando em 81% e 76%, respectivamente, com concentrações mínimas efluentes de $9,8E+05$ para coliformes totais e $9,0E+05$ para coliformes termotolerantes. Assim, o efluente do sistema UASB/FA necessita de um polimento, pois se sabe que a remoção de patógenos em reatores anaeróbios é insatisfatória (CHERNICHARO, 1997).

Este trabalho visa avaliar a utilização de um reator de algas imobilizadas como pós-tratamento de efluente secundário oriundo do UASB/FA para remoção de nutrientes e indicadores microbiológicos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Promover o pós-tratamento de efluentes produzidos num conjunto de reatores anaeróbios e avaliar a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e indicadores microbiológicos.

2.2 Objetivos Específicos

- Monitorar reator de microalgas imobilizadas, investigando sua eficiência na remoção de nutrientes e coliformes termotolerantes.

- Investigar o melhor pH para a remoção de nutrientes e indicadores microbiológicos.

3 REVISÃO LITERÁRIA

3.1 Legislação

De acordo com a Resolução CONAMA 357 de 2005 as águas são classificadas como águas doces, salinas e salobras. O Art.3º classifica as águas em treze classes de qualidade, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes. **As águas doces** são classificadas em classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4; **as águas salinas** em classe especial, classe 1, classe 2 e classe 3 e as **águas salobras** em classe especial, classe 1, classe 2 e classe 3.

A maioria dos corpos d'água receptores, no Brasil, se enquadra na classe 2, onde se destacam os parâmetros indicados na Tabela 1, como padrões de qualidade a serem mantidos no corpo receptor (PESTANA & GANGHIS, 2007).

Tabela 1: Padrões de qualidade a serem mantidos no corpo receptor (Resolução CONAMA nº 357 de 2005)

PARÂMETROS INORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Fósforo total (ambiente lêntico)	0,020 mg P /L
Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico)	0,025 mg P /L
Fósforo total (ambiente lótico e tributário de ambientes intermediários)	0,1 mg P /L
Nitrato	10,0 mg N /L
Nitrito	1,0 mg N /L
Nitrogênio amoniacal total	3,7mg N /L, para pH ≤ 7,5 2,0 mg N /L, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg N /L, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg N /L, para pH > 8,5

A Resolução ainda afirma nos incisos I e II do Art 15 que:

I - não será permitida a presença de corantes provenientes de fontes antrópicas que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração convencionais;

II - coliformes termotolerantes: para uso de recreação em contato primário deverá ser obedecida a Resolução CONAMA nº 274, de 2000. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais, de pelo menos, 6 (seis) amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. A *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente;

3.2 Definições de Esgoto

O tratamento de águas residuárias pode ser definido como o tratamento de águas servidas por meio de vários processos técnicos, a fim de garantir um grau de qualidade compatível com as condições locais (FREIRE, 2003).

Na tabela 1 são apresentadas as definições de esgoto sanitário, esgoto doméstico, esgoto industrial, água de infiltração e contribuição pluvial parasitária, conforme a NBR 9648 (ABNT, 1986).

Tabela 2: Definição de esgoto

Esgoto	Definição
Esgoto Sanitário	Despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária.
Esgoto Doméstico	Despejo líquido resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas
Esgoto Industrial	Despejo líquido resultante dos processos industriais, respeitados os padrões de lançamentos estabelecidos.
Água de Infiltração	Toda água, proveniente do subsolo, indesejável ao sistema separador e que penetra nas canalizações.
Contribuição Pluvial Parasitária	Parcela de deflúvio superficial inevitavelmente absorvida pela rede coletora de esgoto sanitário.

3.3 Importância do Tratamento do Esgoto

Os efluentes domésticos constituem uma das principais preocupações no setor de saneamento básico, pois o aumento do consumo de água nos centros urbanos gera, simultaneamente, um maior volume de esgotos sanitários, estes, por sua vez, exigem uma destinação adequada pelo fato de que o lançamento de esgotos sem tratamento em corpos aquáticos causa sérios problemas à qualidade de vida e coloca em risco o abastecimento de água da população, por causa da eutrofização das águas e de disseminação de doenças (JORDÃO e PESSOA, 2005).

As diversas medidas de saneamento relativas ao acesso à água de boa qualidade e eliminação adequada das excretas fizeram com que fosse reduzida drasticamente a incidência de doenças infecto parasitárias nos países industrializados. Nos chamados países em desenvolvimento, entretanto, essas

doenças ainda representam causa importante de morbidade e mortalidade, especialmente entre crianças, o que pode ser atribuído a saneamento inadequado (HUTTLY, 1990).

A Organização das Nações Unidas - ONU (2008) afirma que a população mundial ultrapassa os 7 bilhões de habitantes, e que 40% desta população não tem acesso a rede coletora de esgoto tendo como consequência a morte de 1,5 milhões de crianças por ano vítimas de doenças de veiculação hídrica (NACIMENTO 2011).

3.4 Tratamento de esgoto.

O tratamento de esgoto é classificado através dos seguintes níveis, de acordo com Von Sperling (1996):

Tratamento preliminar:	Remoção de sólidos grosseiros;
Tratamento primário:	Remoção de sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica.
Tratamento secundário:	Remoção de matéria orgânica e de nutrientes
Tratamento terciário:	Remoção de poluentes específicos ou ainda, a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário.

Tabela 3: Níveis de tratamento de esgoto

Os processos de tratamento de esgoto são classificados em processos físicos, processos químicos e processos biológicos JORDÃO e PESSOA (2005).

3.4.1 Processos Físicos

Segundo BUSATO (2004) os processos físicos de tratamento de esgoto foram originados da observação da natureza; assim, foram os primeiros a serem usados no tratamento das águas residuais. Nesse tipo de processo ocorre a predominância de

operações de decantação, filtração, incineração, diluição ou homogeneização (VON SPERLING, 1996).

3.4.2 Processos Químicos

Processos em que ocorre a adição de elementos químicos para que haja a eliminação dos contaminantes. Esses processos geralmente são empregados quando os processos físicos ou biológicos não são eficientes na eliminação dos contaminantes do esgoto (BUSATO 2004).

3.4.3 Processos Biológicos

O processo de tratamento biológico de esgoto procura reproduzir, em condições controladas, o fenômeno de decomposição da matéria orgânica que ocorre naturalmente na água e no solo. É utilizado essencialmente para eliminar substâncias orgânicas biodegradáveis contidas nos esgotos, as quais torna-se fonte de alimento para os microrganismos. Podem também, em muitos casos, eliminar nutrientes como nitrogênio e fósforo, além de patógenos. (BUSATO 2004)

O tratamento de esgoto é desenvolvido, essencialmente, por processos biológicos, associados a operações físicas de concentração e separação de sólidos. Processos físico-químicos, como os à base de coagulação e floculação, normalmente não são empregados por resultarem em maiores custos operacionais e menor eficiência na remoção de matéria orgânica biodegradável. (PIVELI 2007)

Tratamento biológico é dividido em duas modalidades: os tratamentos aeróbios e os tratamentos anaeróbios (REVISTA TAE, 2012).

3.4.3.1 Tratamento Anaeróbio:

Segundo Jordão e Pessoa (2005) é o tratamento bioquímico realizado na ausência do oxigênio dissolvido, no qual a matéria orgânica é assimilada e convertida através de organismos anaeróbios e facultativos.

Os reatores anaeróbios são sistemas de simples construção e operação, bastante eficazes na remoção de sólidos suspensos e matéria orgânica

principalmente em lugares de clima tropical e subtropical. Além disso, apresentam outras vantagens: ocupam pequenas áreas, produzem pouco lodo que por sua vez já está digerido e não necessitam de equipamentos eletromecânicos, assim consumindo pouca energia elétrica (CAMPOS, 1999)

Apesar de oferecer diversas vantagens foi só a partir dos anos 80 que os sistemas biológicos anaeróbios, passaram a ocupar uma posição de destaque para o tratamento de esgoto principalmente em regiões tropicais (CHERNICHARO 1997).

De acordo com os estudos reunidos por Campos e Dias (1999), entre os processos de tratamento anaeróbio mais utilizados no Brasil destacam-se os upflow anaerobic sludge blanket (UASB) e os filtros anaeróbios.

3.4.3.1.1 Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)

A utilização do UASB vem crescendo ao longo dos anos devido às vantagens por ele proporcionadas (ocupa pequena área, produz pouco lodo, não consome energia elétrica e não necessita de equipamentos mecânicos) (VAN HAANDEL ; LETTINGA, 1994; PROSAB, 1999).

Os UASB são reatores de manta de lodo no qual o esgoto afluyente entra e é distribuído no fundo do reator e em seu movimento ascendente flui pela zona de digestão atravessando uma camada de lodo biológico que é misturado ao material orgânico nele contido. Os sólidos orgânicos suspensos são digeridos através de uma transformação anaeróbia, resultando na produção de biogás e no crescimento da biomassa bacteriana. O biogás segue com o líquido por uma zona de sedimentação até chegar a um separador de fases (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Na figura1 é apresentado o esquema do reator UASB.

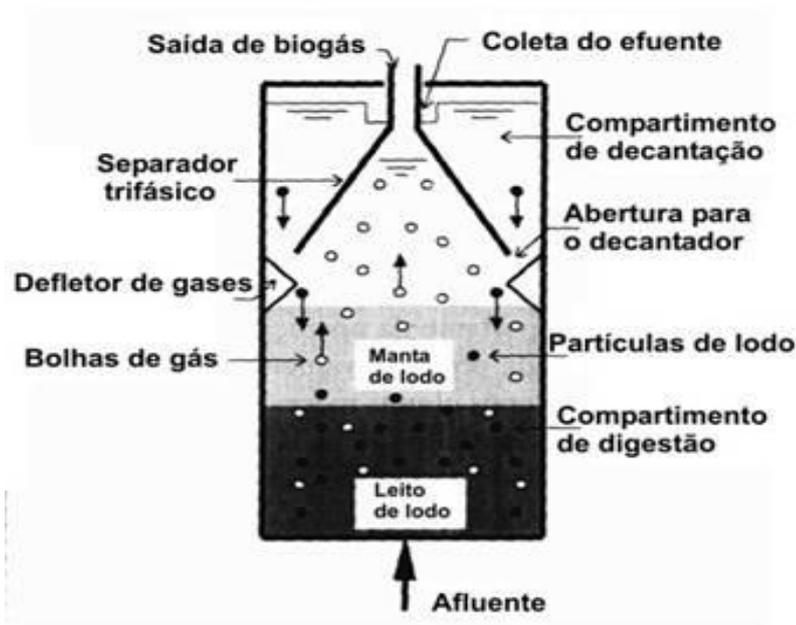


Figura 1 Esquema do reator UASB

3.4.3.1.2 Filtro Anaeróbio

Segundo Chernicharo (2007), os filtros anaeróbios são unidades de tratamento de esgoto onde a biomassa pode ser retida tanto na superfície do material suporte, quanto nos interstícios do material ou até mesmo no fundo falso abaixo do material suporte.

Os filtros anaeróbios podem ser de fluxo ascendente ou descendente, porém ambos seguem o mesmo princípio, o esgoto entra em contato com a biomassa retida no filtro difundindo os seus compostos orgânicos solúveis através das superfícies do biofilme ou do lodo granular, sendo então convertidos em produtos intermediários e finais como metano e gás carbônico (CHERNICHARO 2007).

Embora os filtros anaeróbios possam ser utilizados como unidade principal do tratamento dos esgotos, eles são mais indicados para realizarem o polimento dos efluentes dando assim uma maior qualidade ao efluente e também elevando a segurança operacional (CHERNICHARO 2007).

Apesar de inúmeras vantagens os filtros anaeróbios possuem algumas limitações como, por exemplo, risco de colmatação da camada do meio suporte, sendo seu volume relativamente grande (CHERNICHARO 2007).

3.4.3.2 Tratamento Aeróbio:

A necessidade de se preservarem os recursos hídricos impulsionou o desenvolvimento de diversos processos de tratamento para minimizar os efeitos adversos ocasionados com os lançamentos de esgotos no ambiente, a aplicação de processos biológicos aeróbios é a mais utilizada nas grandes estações de tratamento centralizadas.

Segundo Jordão e Pessoa (2005) o tratamento biológico aeróbio é um processo bioquímico realizado com abundância de oxigênio, onde microrganismos aeróbios degradam as substâncias orgânicas, assimilando-as como "alimento" e fonte de energia, mediante processos oxidativos.

Apesar de diversas vantagens o tratamento biológico aeróbio apresenta uma grande produção de lodo. Verifica-se uma enorme incorporação de matéria orgânica como biomassa microbiana (cerca de 50 a 60%), que vem a constituir o lodo excedente do sistema. O material orgânico não convertido em gás carbônico ou em biomassa deixa o reator como material não degradado (5 a 10%) (VAN HAANDEL e LETTING, 1999).

3.5 Pós-Tratamento De Efluentes Anaeróbios

Segundo CAMPOS (1999) e VON SPERLING (2002) os sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos cresceram em popularidade e alcance em países tropicais. Os sistemas anaeróbios atingem uma eficiência na remoção de DQO de 60 a 80%, porém a qualidade da água residuária digerida pode não ser compatível com os padrões legais ou a qualidade desejada para o efluente final, por não removerem satisfatoriamente microrganismos patogênicos, nem nutrientes eutrofizantes, sendo com isso, necessário o pós-tratamento de seu efluente.

A seleção do pós-tratamento depende da qualidade desejada para o efluente, assim como das normas estabelecidas pelos padrões de lançamento no que diz respeito ao aporte no meio ambiente. A utilização de um tratamento anaeróbio seguido de pós-tratamento propicia uma boa relação custo-benefício (ROELEVELD e ZEEMAN, 2006).

Dentre os tipos de pós-tratamento aeróbios, a utilização de algas, segundo Munoz e Guieysse (2006), favorece a remoção de nutrientes, contaminantes orgânicos, metais pesados e microrganismos patogênicos das águas residuárias domésticas.

3.5.1 Microalgas

As microalgas são organismos fotossintéticos que vivem na água ou em locais úmidos, sendo muito importantes nos ecossistemas aquáticos, pois são a base da maioria das pirâmides tróficas aquáticas (MORENO-GARRIDO, 2008). Desenvolvem-se facilmente em condições que contenham apenas luz solar e dióxido de carbono (CO_2) (REVISTA BIODIESEL, 2009).

Uma das características mais marcantes das microalgas é que existe uma grande diversidade, com mais de 100 mil espécies, de formas, tamanhos e cores variadas, sendo seu crescimento de baixo impacto ambiental (REVISTA BIODIESEL, 2009).

As microalgas desempenham um papel fundamental no tratamento dos esgotos, pois com a sua fotossíntese consomem o dióxido de carbono (CO_2) produzido pela oxidação bacteriana, liberam o oxigênio (O_2) aumentando assim a concentração de oxigênio dissolvido (OD) na água, necessário ao metabolismo das bactérias aeróbias heterotróficas e, assim, levando ao aumento do pH limitando a proliferação de coliformes e bactérias patogênicas. As microalgas removem nutrientes da água através de seu metabolismo e crescimento celular ocorrendo também à precipitam o fosfato (SILVA, 2011).

3.5.2 Imobilização de Microalgas

Segundo PRADELLA 2001, o conceito de imobilização é a retenção de células ou enzimas em uma estrutura física insolúvel, o que as obriga a permanecerem em uma região particular do biorreator.

Um dos problemas principais na utilização de microalgas para o tratamento biológico de águas residuais é a sua recuperação a partir do efluente tratado (CHEVALIER ; DE LA NOÛE, 1985a,b). Com isso técnicas de imobilização têm sido

estudadas para minimizar este problema (DE LA NOÛE ; PROULX, 1988) oferecendo diversas vantagens em comparação com a fermentação contínua ou descontínua, onde são utilizados microrganismos livres (HALL & RAO, 1989).

Segundo Pearson *et al* (2011), a imobilização de microalgas é um processo que aumenta a durabilidade, a viabilidade e a atividade catalisadora celular apresenta baixos custos e também previne que a biomassa seja levada para fora do reator.

Foram feitos vários estudos sobre imobilização destas microalgas, o primeiro estudo conhecido envolvendo algas imobilizadas se deu em 1966 (HILLER & PARK, 1969), mas, só na década de oitenta que La Noüe e os seus colaboradores aparecem como pioneiros na introdução da tecnologia da imobilização de algas para o tratamento de águas residuais (CHEVALIER ; DE LA-NOÛE, 1985a e 1985b).

É fundamental a escolha do meio suporte para a retenção da biomassa, devendo-se observar as características físicas e químicas do efluente a ser tratado bem como as do meio suporte.

O uso de espuma de poliuretano como meio suporte proporciona um curto período de partida, pelo fato de facilitar o fluxo de substrato e produtos intermediários entre as microalgas fixadas nas matrizes, requerendo, assim, um baixo nível de organização do biofilme (ZAIAT *et al.*,1997).

Os sistemas com algas imobilizadas são variantes, do das lagoas de estabilização, ponto de vista do metabolismo algal, pois, com a otimização de espaço, elevada concentração celular e tempo de contato significativamente menor, serão reproduzidas as condições ambientais para o tratamento terciário do efluente (SILVA, 2011).

3.6 Lagoas de Estabilização

Segundo Von Sperling (2002) os sistemas de lagoas de estabilização são a forma mais simples para o tratamento de esgotos. Têm como principal objetivo a remoção de matéria carbonácea e, em alguns tipos de lagoas, a remoção de organismos patógenos.

Lagoas de estabilização são grandes reservatórios rasos com diques de terra nos quais o esgoto bruto é tratado por processos completamente naturais que envolvem algas e bactérias (MARA, 2004).

De acordo com a forma de como se dá a remoção da matéria orgânica a ser tratada, as lagoas de estabilização podem ser classificadas em (JORDÃO e PESSOA, 2005):

As **lagoas facultativas** são a variante mais simples dos sistemas de lagoas de estabilização, especialmente construídas com a finalidade de tratar os esgotos (VON SPERLING, 1996). Predominam simultaneamente processos de fermentação anaeróbia, oxidação aeróbia e redução fotossintética (JORDÃO e PESSOA, 2005).

De acordo com Von Sperling (2002) a matéria orgânica solúvel e finamente particulada é degradada pelas bactérias aeróbias consumindo o oxigênio livre disponível na água e resultando como subprodutos água, gás carbônico e nutrientes. Por sua vez, as algas consumirão os nutrientes e o gás carbônico utilizando a luz solar como fonte de energia para realizar a fotossíntese liberando como subproduto o oxigênio que será necessário às bactérias (NUVOLARI, 2003).

Lagoas anaeróbias caracterizam-se por receber uma carga de aplicação de DBO muito alta, o que resulta numa menor área de implantação (NUVOLARI, 2003). Predominam processos de fermentação anaeróbia E imediatamente abaixo da superfície, não existe oxigênio dissolvido (JORDÃO, 2005).

Lagoas aeróbias caracterizam-se por chegarem a um equilíbrio entre a oxidação e a fotossíntese garantindo condições aeróbias em todo o meio (JORDÃO e PESSOA, 2005).

Lagoas de maturação têm como principal objetivo a remoção de organismos patogênicos, reduzem bactérias, vírus, cistos de protozoários e ovos de helmintos (JORDÃO e PESSOA, 2005); nesse tipo de lagoa predominam condições adversas para bactérias patogênicas, como radiação ultravioleta, elevado pH, elevada concentração de OD, temperaturas mais baixas que o corpo humano, falta de outros nutrientes e a predação por outros tipos de organismos (VON SPERLING, 2002).

As Lagoas de maturação possibilitam um pós-tratamento considerado adequado a quaisquer efluentes de lagoas de estabilização ou mesmo de outros sistemas de tratamento de esgotos. A lagoa de maturação constitui-se, assim, numa opção de desinfecção, bastante eficiente e econômica, quando comparada a outros métodos convencionais (NUVOLARI, 2003).

Lagoas de polimento têm como principal objetivo a remoção de DBO remanescente proporcionando um pós-tratamento de outros sistemas biológicos. (JORDÃO, 2005)

4 MATERIAL E MÉTODO

A pesquisa foi realizada na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários – EXTRABES, localizada no bairro do Tambor na cidade de Campina Grande-PB (Figura 2), com coordenadas geográficas de 7° 13' S e 35°54' W e altitude de 550 m, vinculada à Universidade Estadual da Paraíba – (UEPB).

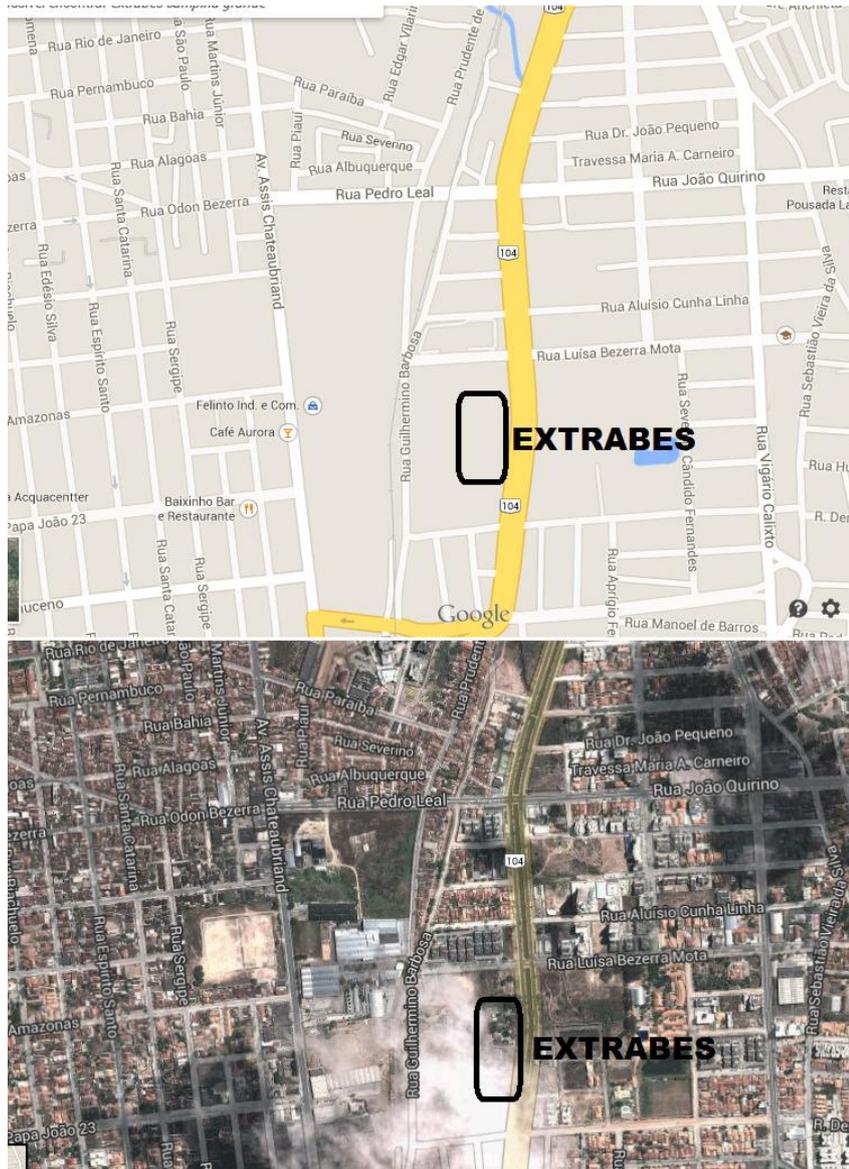


Figura 2: Localização da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários.

Na EXTRABES também foram realizadas as análises laboratoriais para avaliar a eficiência do Reator de Algas Imobilizadas RAI na remoção de nutrientes e organismos patogênicos.

Foram analisados parâmetros físicos, químicos e microbiológicos do efluente de RAI, no período de outubro de 2013 a maio de 2014 e estão divididos em 3 fases:

A 1ª fase Compreende o período de outubro de 2013 a fevereiro de 2014. Nela ocorreu:

A partida do reator.

A verificação de qual o melhor TDH utilizar: no início se utilizou um TDH de 3 dias durante 2 semanas, porém, de acordo com os resultados das análises observou-se que a concentração de amônia estava alta então decidiu-se operar o RAI com um TDH de 6 dias.

A verificação da melhor forma de se efetuar a lavagem do sistema: foram realizadas duas limpezas das algas em excesso, a primeira se deu com aproximadamente cinquenta dias de operação e a segunda com 90 dias,

A verificação da quantidade de meio suporte: foi utilizado 6 gramas da esponja de poliuretano cortada em cubos. 1 grama para cada litro do reator.

A 2ª fase foi a fase em que foi adicionado sulfato de amônia $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ no esgoto afluente para testar como os reatores iriam se comportar com uma elevada carga de amônia. Compreende o período de 11 de fevereiro de 2014 a 18 de março de 2014.

A 3ª foi a fase em que foi trocada a localização do RAI para que o mesmo recebesse a luz solar por mais tempo, além disso foi suspensa a adição de sulfato de amônio devido aos prejuízos causados ao reator. Compreende o período de 19 de março de 2014 a 13 de maio de 2014.

O experimento se deu em escala de bancada, com a finalidade de fazer o polimento do efluente do UASB/FA. Construído em vidro o RAI possui 60 cm de

altura e uma área de base de 100 cm², com volume total de 6 L- sendo 4 no reator e outros 2 no béquer- operado com características de *moving bed biofilm reactor* (reator com biofilme de leito móvel) recirculava o líquido a uma vazão de 5L/mim.

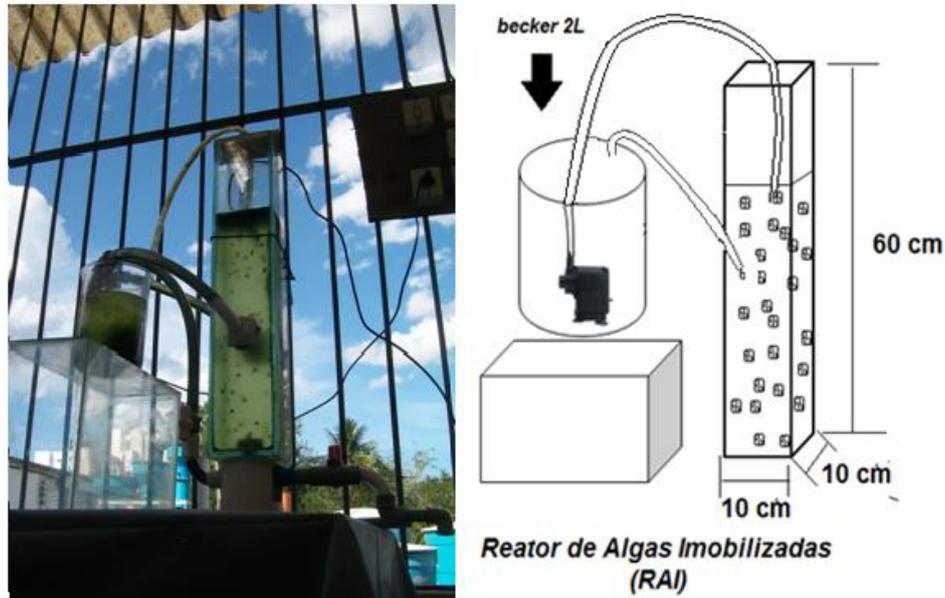


Figura 3: Reator de Algas Imobilizadas

Por já ser referência como um meio suporte onde se agrega grande quantidade de biomassa foi utilizado uma esponja de poliuretano (esponja cortada em cubinhos com volume de 1cm³) para agregar as microalgas. De acordo com a figura 4

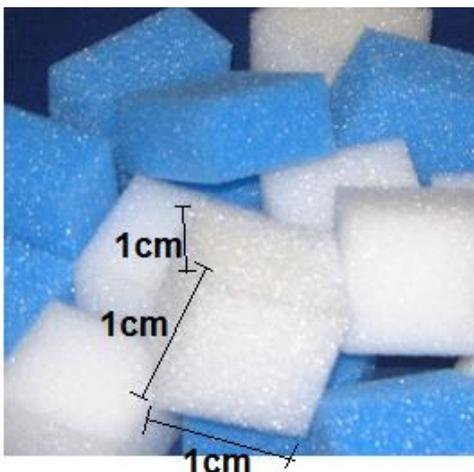


Figura 4: esponja de poliuretano

Os parâmetros físicos e químicos analisados durante o período experimental, assim como os métodos, estão apresentados na Tabela 4

Tabela 2: Parâmetros físicos e químicos analisados

Variáveis	Métodos Analíticos	Referência
*DQO (mg.L ⁻¹)	Titulométrico Refluxação Fechada	5220 C. / APHA <i>et al.</i> (2012)
pH	Potenciométrico	4500 / APHA <i>et al.</i> (2012)
Alcalinidade total (mg.L ⁻¹)	Kapp	BUCHAUER (1998)
Nitrato N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	Salicilato de Sódio	RODIER <i>et al.</i> (1975)
Nitrito N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	Colorimétrico Diazotização	4500-NO ₂ B. / APHA <i>et al.</i> (2012)
Amônia-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	Titulométrico após destilação	4500-NH ₃ C/ 4500-NH ₃ B APHA <i>et al.</i> (2012)
*NTK (mg.L ⁻¹)	Semi-Macro Kjeldahl	4500-NTK / APHA <i>et al.</i> (2012)
Fósforo e Frações (mg.L ⁻¹)	Ácido Ascórbico	4500-P E./ APHA <i>et al.</i> (2012)
*SST (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 D. / APHA <i>et al.</i> (2012)
*SSV (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 E. / APHA <i>et al.</i> (2012)
*SSF (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 E. / APHA <i>et al.</i> (2012)

*DQO – Demanda Química de Oxigênio; NTK– Nitrogênio Total Kjeldahl; pH – Potencial Hidrogeniônico; SST – Sólidos Suspensos Totais; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis; SSF – Sólidos Suspensos Fixo

Os parâmetros físicos e químicos que foram analisados durante parte experimental, assim como a frequência de execução, estão apresentados na Tabela 5. Os dados obtidos receberam tratamento estatístico, como média e desvio padrão.

Tabela 5 Parâmetros físicos e químicos analisados e sua respectiva frequência.

Parâmetros	Frequência			
	Esgoto Afluente	UASB Semanal	Filtro Anaeróbio	Reator com Algas Imobilizadas
*DQO (mg/L ⁻¹)	Semanal		Semanal	Semanal
pH	Semanal	Semanal	Semanal	Diário
Alcalinidade total (mg.L ⁻¹)	Semanal	Semanal	Semanal	Semanal
Nitrato N-NO ₃ ⁻ (mg/L ⁻¹)	Quinzenal	Quinzenal	Quinzenal	Semanal
Nitrito N-NO ₂ ⁻ (mg/L ⁻¹)	Quinzenal	Quinzenal	Quinzenal	Semanal
Amônia - NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	Quinzenal	Quinzenal	Quinzenal	Semanal
NTK (mg. L ⁻¹)	Quinzenal	Quinzenal	Quinzenal	Semanal
Fósforo e Frações (mg/L)	Quinzenal	Quinzenal	Quinzenal	Semanal
*SST (mg/L ⁻¹)	Semanal	Semanal	Semanal	Semanal
*SSV (mg/L ⁻¹)	Semanal	Semanal	Semanal	Semanal
*SSF (mg/L ⁻¹)	Semanal	Semanal	Semanal	Semanal
Vazão (L.s ⁻¹)	-	Diária	Diária	-

*DQO – Demanda Química de Oxigênio; NTK– Nitrogênio Total Kjeldahl; pH – Potencial Hidrogeniônico; SST – Sólidos Suspensos Totais; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis; SSF – Sólidos Suspensos Fixos

5 RESULTADOS

Tabela 3 Resultados das médias e desvio padrão na 1ª fase

1ª FASE	Médias e Desvio Padrão (mg/L)		
PARAMETROS	EB	FAN	RAI
Fósforo total	9,25 ± 2,62	9 ± 2,1	6,63 ± 2
Ortofosfato	6,23 ± 1,44	7,19 ± 1,2	6,41 ± 1,35
pH	7,51 ± 0,21	7,68 ± 0,14	8,09 ± 0,78
Coliformes			
NTK	52,75 ± 4,81	53,66 ± 2,11	4,88 ± 8,29
N. Amoniacal	44,19 ± 3,88	49,7 ± 3,52	1,98 ± 5,89
Nitrito	—	—	2,53 ± 7,4
Nitrato	—	—	33,45 ± 17,27
Alcalinidade Total	373,09 ± 59,12	414,70 ± 56,89	137,85 ± 197,96
AGV	70,50 ± 41,52	9,51 ± 19,23	34,91 ± 89,12

Tabela 4 Resultados das médias e desvio padrão na 2ª fase

2ª FASE	Médias e Desvio Padrão (mg/L)		
PARAMETROS	EB	FAN	RAI
Fósforo total	6,4 ± 1,25	6,63 ± 0,19	5,26 ± 0,74
Ortofosfato	5,35 ± 0,92	4,83 ± 1,64	4,69 ± 0,61
pH	7,55 ± 0,28	7,57 ± 0,15	6,04 ± 1,7
Coliformes			
NTK	61,29 ± 5,62	64,02 ± 6,15	13,21 ± 14,84
N. Amoniacal	33,57 ± 5,43	58,43 ± 3,52	5,94 ± 9,35
Nitrito	—	—	0,14 ± 0,3
Nitrato	—	—	52,87 ± 8,01
Alcalinidade Total	379,36 ± 35,64	407,49 ± 35,31	50,27 ± 60,78
AGV	70,21 ± 22,08	28,02 ± 24,48	-8,51 ± 5,73

Tabela 5 Resultados das médias e desvio padrão na 3ª fase

3ª FASE	Médias e Desvio Padrão (mg/L)		
PARAMETROS	EB	FAN	RAI
Fósforo total	4,68 ± 0,94	3,59 ± 1,97	1,29 ± 0,72
Ortofosfato	3,42 ± 0,96	4,27 ± 0,48	0,49 ± 0,46
pH	8,04 ± 0,32	8,04 ± 0,25	10,53 ± 0,6
Coliformes	11078571,43 ± 7402075,00	2855714,29 ± 3320712,06	987,5 ± 1094,12
NTK	40,67 ± 5,22	40,87 ± 6,61	9,41 ± 6,15
N. Amoniacal	31,35 ± 3,66	38,66 ± 5,06	2,84 ± 3,21
Nitrito	—	—	0,76 ± 0,46
Nitrato	—	—	6,92 ± 11,55
Alcalinidade Total	353,96 ± 52,23	310,19 ± 66,27	176,79 ± 38,81
AGV	0,78 ± 16,34	24,29 ± 15,45	-11 ± 6,667

Tabela 6 Eficiências do sistema na 1ª fase

EFICIENCIA 1ª FASE	Fósforo	Ortofosfato	Coliformes	NTK	N. Amoniacal
EB-RAI	28,30	13,07	-	90,74	95,52
FAN-RAI	26,36	24,70	-	96,31	96,02

Tabela 7 Eficiências do sistema na 2ª fase

EFICIENCIA 2ª FASE	Fósforo	Ortofosfato	Coliformes	NTK	N. Amoniacal
EB-RAI	17,82	12,33	-	78,45	88,79
FAN-RAI	20,62	2,98	-	90,73	89,84

Tabela 8 Eficiências do sistema na 3ª fase

EFICIENCIA 3ª FASE	Fósforo	Ortofosfato	Coliformes	NTK	N. Amoniacal
EB-RAI	72,47	85,78	99,99	76,86	90,93
FAN-RAI	64,13	88,63	99,97	93,05	92,66

5.1 Remoção de Nutrientes

Observa-se na Tabela 7 que a remoção de nutrientes no Reator de Algas Imobilizadas (RAI) ocorreu quando o pH adquiriu um valor elevado, o que configura uma diminuição da concentração de dióxido de carbono no meio.

5.1.1 Remoção do Fósforo

As algas assimilam o fósforo inorgânico para o seu metabolismo e através do processo fotossintético, favorecem as condições ambientais para que se desenvolvam outros mecanismos de remoção química, tais como a adsorção e a precipitação do fosfato.

Segundo Von Sperling (2002) as remoções do fósforo mais significativas podem ocorrer através da precipitação dos fosfatos em pH de, no mínimo, 9.

De acordo com os resultados obtidos pode-se observar que na 1ª fase as algas imobilizadas realizaram a remoção de 24,7% do ortofosfato e 26,36% de fósforo total, presentes em seus afluentes.

Através da Figura 5 pode-se notar que a concentração de fósforo ainda está em níveis bem acima dos aceitáveis pela legislação vigente.

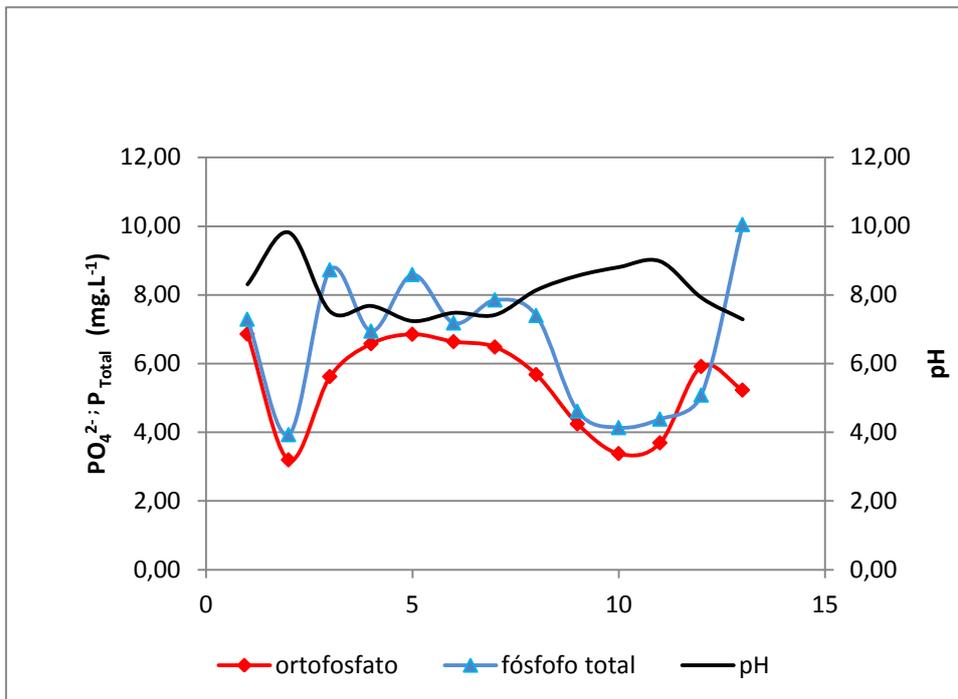


Figura 5: Comportamento do fósforo total, ortofosfato e pH na 1ª fase

Na 2ª fase observa-se uma remoção do ortofosfato de apenas 2,98% e uma remoção 20,62% do fósforo total. conforme a Figura 6 o pH não cresceu durante o período de operação do RAI, provavelmente ocorreu uma baixa atividade fotossintética da biomassa algal.

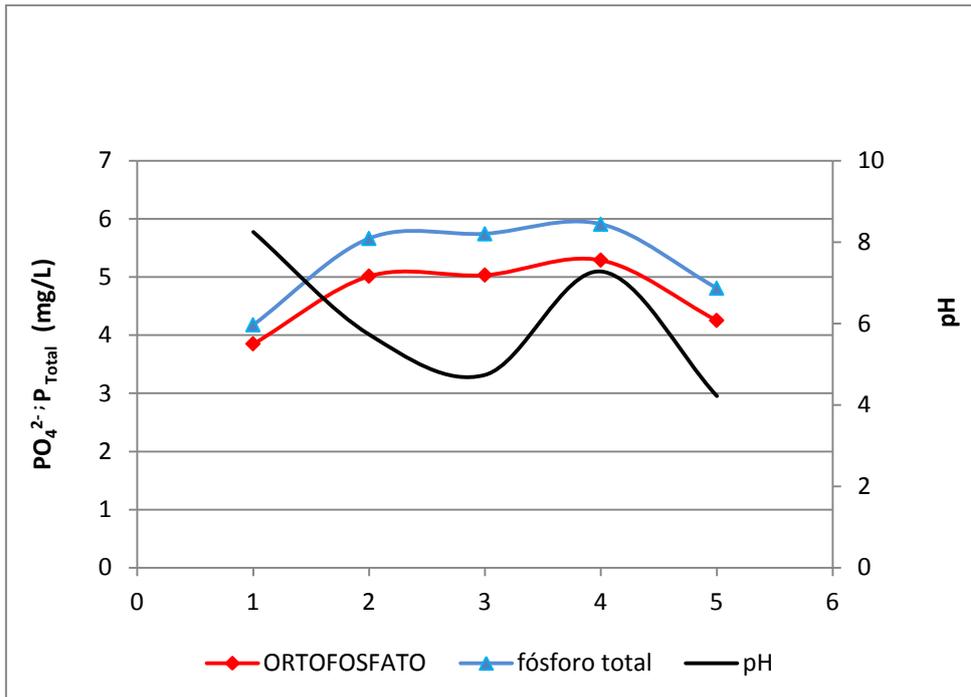


Figura 6 comportamento do fósforo total, ortofosfato e pH na 2ª fase

Na 3ª fase o comportamento do pH foi bem diferente chegando a 11,65 característico da atividade fotossintética, o que proporcionou uma remoção de 88,63% do ortofosfato e 64,13% do fósforo total, como podemos ver na Figura 7.

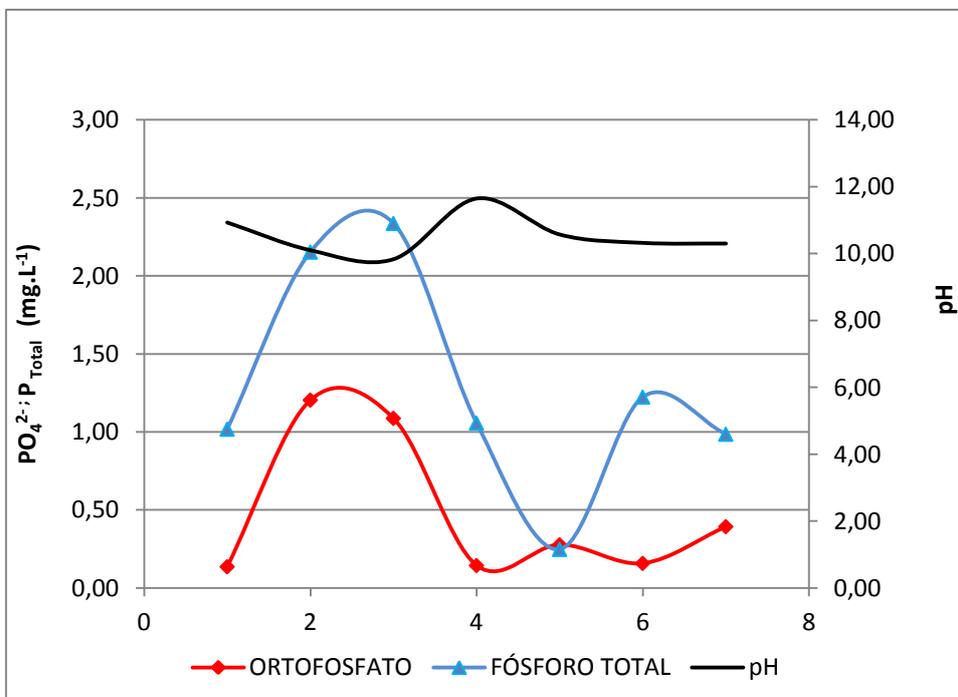


Figura 7 Comportamento do fósforo total, ortofosfato e pH na 3ª fase

5.1.2 Remoção do Nitrogênio

Sabendo-se que o Reator de Algas Imobilizadas segue o princípio de uma lagoa de estabilização SILVA (2011) e com base em VON SPERLING (2002), podemos afirmar que os principais mecanismos de remoção de nitrogênio no RAI são: a volatilização da amônia, assimilação da amônia pelas algas, a nitrificação e a assimilação dos nitratos pelas algas.

O nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$) em meio líquido se apresenta de acordo com a seguinte reação de equilíbrio: $\text{NH}_3 + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{NH}_4^+$, para valores de pH do efluente entre 6 e 8, mais de 90% do nitrogênio amoniacal está na forma de íon amônio (NH_4^+), já para valores de pH entre 10 e 12 mais de 90% é de nitrogênio amoniacal na forma de amônia livre (NH_3).

O comportamento do nitrogênio no RAI na 1ª fase acontece diferente do que poderia se esperar, devido a presença excessiva do O_2 , esperava-se a volatilização da amônia, mais o que ocorreu de fato foi o processo de nitrificação, como podemos observar nas Figuras 8 e 9

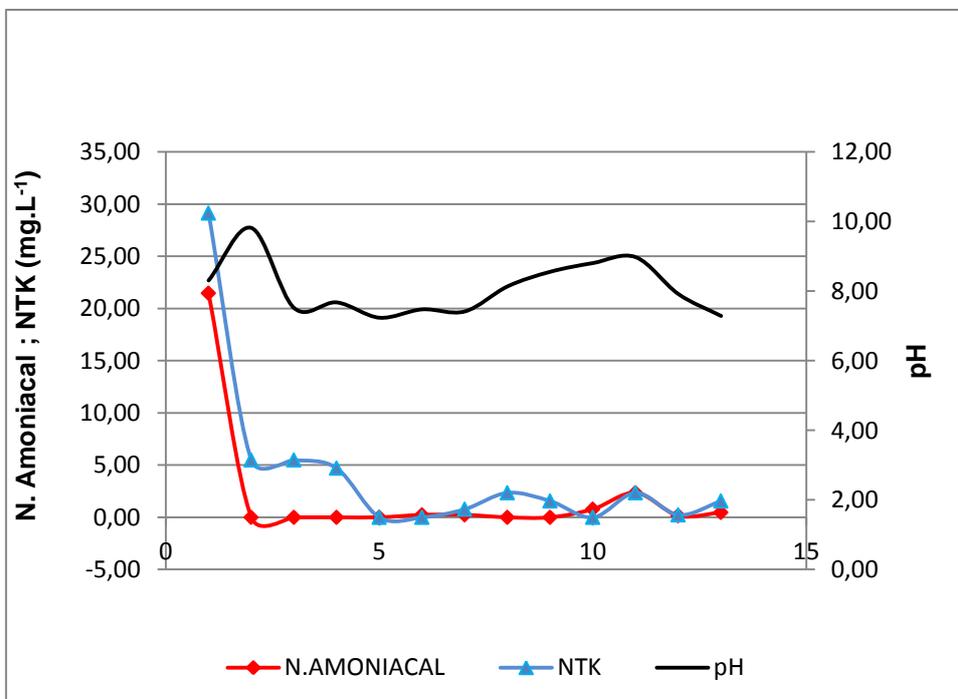


Figura 8 comportamento do nitrogênio amoniacal, NTK e pH na 1ª fase

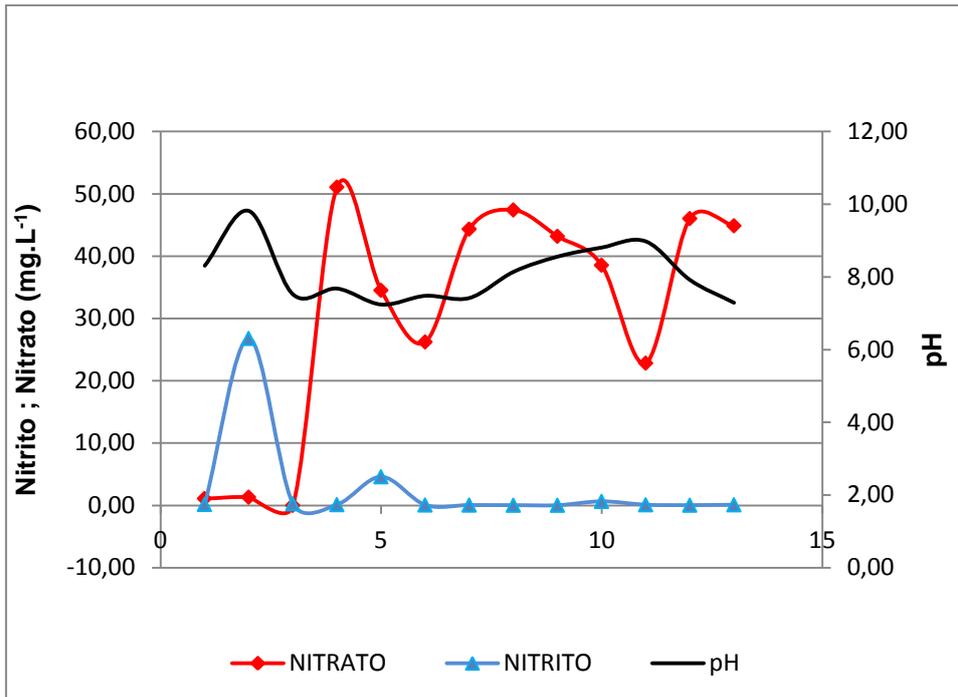


Figura 9 Comportamento do Nitrito, Nitrato e pH na 1ª fase

Como o pH médio desta fase foi de 8,09 podemos dizer que aproximadamente 90% do nitrogênio amoniacal presente no efluente estava na forma de NH_4^+ .

Pelo fato de haver muito oxigênio dissolvido no meio proveniente da fotossíntese e por ter a presença de dióxido de carbono que são as condições perfeitas para o crescimento de bactérias autotróficas nitrificantes (Nitrossomonas e Nitrobacter) e estas oxidam o íon amônio (NH_4^+) a nitrito e após a nitrato conforme das seguintes equações :



$\text{NO}_2^- + 1/2 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + \text{novas células (Nitrobacter)}$ JORDÃO e PESSOSA (2005).

Assim como na 1ª fase, na 2ª fase não ocorreu à volatilização da amônia e sim um elevado nível de nitrificação, com os baixos valores do pH (chegando a 4,22 e a alcalinidade chegando a zero como nos mostra a Figura 10).

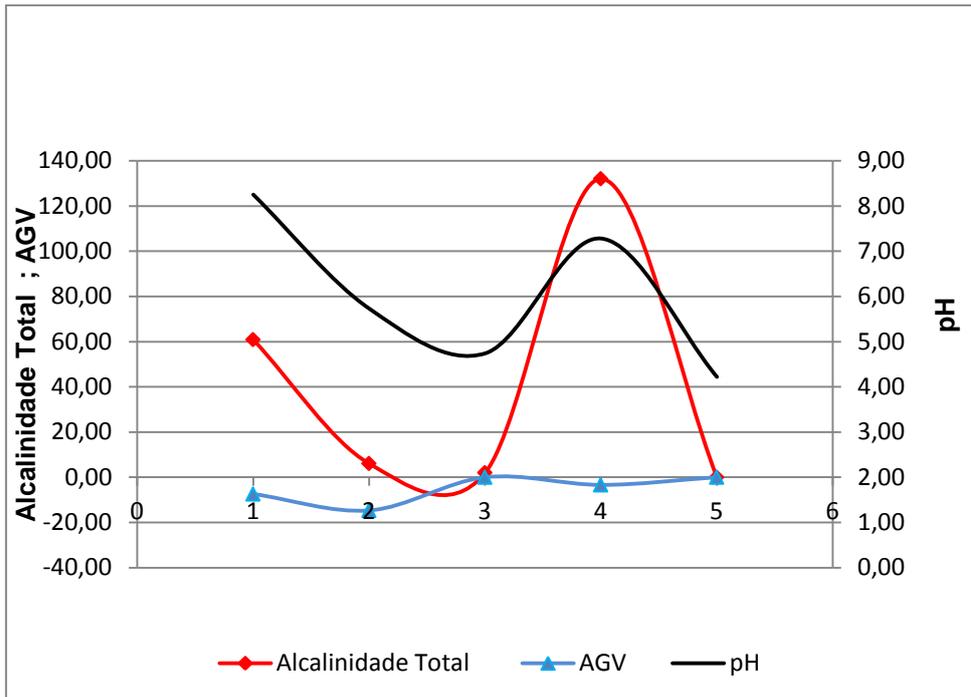


Figura 10 Comportamento da Alcalinidade Total , AGV e pH na 2ª fase

Diferentemente das demais fases podemos afirmar que na 3ª fase ocorreu a volatilização da amônia pelo fato de que mais de 90% do nitrogênio amoniacal está a forma de NH_3 , de acordo com a literatura e com base nas Figuras 11 e 12 que mostram que os valores do pH estão entre 10 e 12.

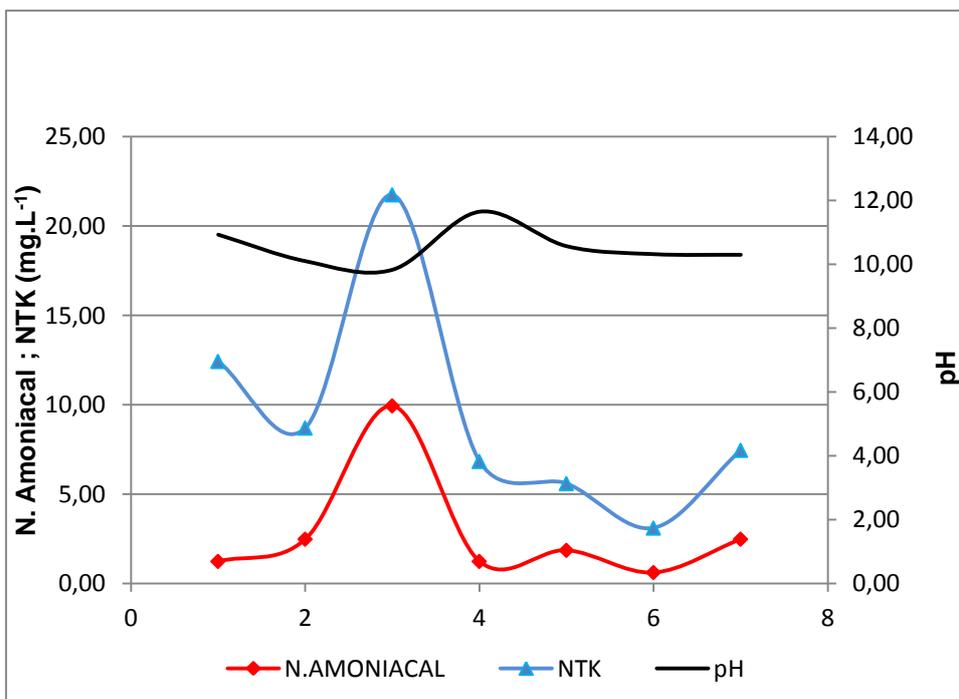


Figura 11 Comportamento da Alcalinidade Total, AGV e pH na 3ª fase

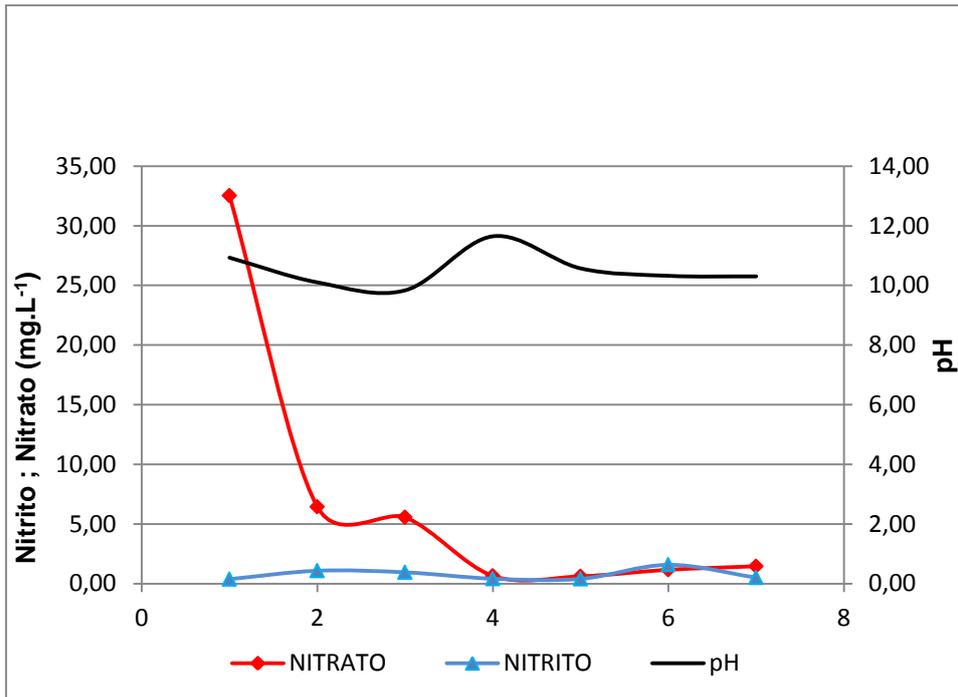


Figura 12 Comportamento do Nitrato, Nitrito e pH na 3ª fase

A 3ª fase caracterizou-se pelo aumento significativo do pH (atingindo uma média de 10,53 de acordo com a Tabela 8 e a remoção de 92,66% do nitrogênio amoniacal e 93,05% do NTK, podemos destacar o aumento significativo da alcalinidade em relação à 2ª fase assim como apresentado na Figura 13.

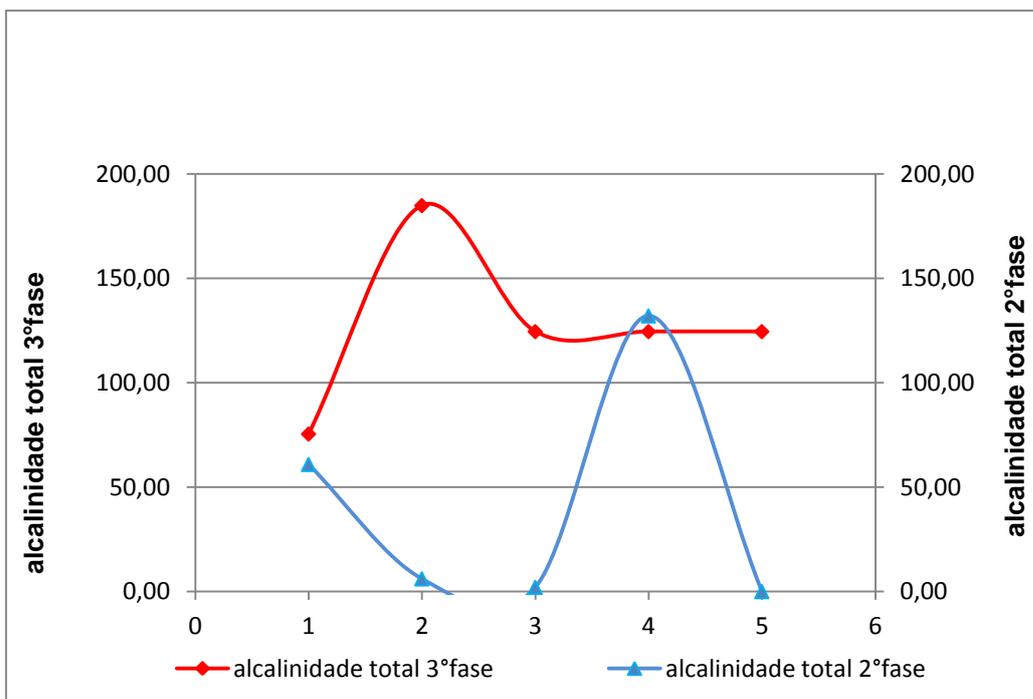


Figura 13 Comportamento da Alcalinidade Total, na 2ª e na 3ª fases.

5.2 Remoção de Coliformes

Segundo VON SPERLING (2002) diversos fatores contribuem para a remoção de coliformes termotolerantes a escassez de alimentos, organismos predadores, o pH elevado, elevada concentração de oxigênio dissolvido e alta penetração da radiação solar, competição e compostos tóxicos.

O aumento rápido e significativo do pH do efluente do RAI (pH médio na 3ª fase foi de 10,53) é possível, pois a luz solar atravessa toda a coluna líquida, dessa forma, todo o volume é usado para a fotossíntese.

Na 1ª e 2ª fases não houve análises de coliformes, mas na 3ª fase pode-se observar a remoção de 99,97% dos coliformes termotolerantes do efluente anaeróbio e 99,99% em relação ao esgoto bruto; tal eficiência pode ser atribuída à radiação solar e os altos valores do pH.

6 CONCLUSÃO

Os resultados indicam que as algas imobilizadas se apresentam como uma alternativa promissora no pós-tratamento de efluentes produzidos num conjunto de reatores anaeróbios (quanto à remoção de nutrientes e coliformes termotolerantes), pois, embora na 1ª e 2ª fase, as reduções não sejam tão expressivas, deve-se levar em consideração a elevada carga de amônia devido à introdução de sulfato de amônia na 2ª fase e o menor tempo de contato da luz solar. Os melhores resultados foram obtidos na 3ª fase onde o RAI conseguiu realizar a remoção de 99,97% dos coliformes termotolerantes bem como uma boa remoção de nutrientes (92,66% do nitrogênio amoniacal, 93,05% do NTK, 88,63% do ortofosfato e 64,13% do fósforo total) do efluente anaeróbio.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE NETO, C. O.; CAMPOS, J. R. (1999). **Introdução. In: Tratamento de esgoto sanitário por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** José Roberto Campos (coordenador). Rio de Janeiro: ABES - PROSAB. 464 p
- APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** Washington, DC, 22th ed. 2012.
- BRASIL. **Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005.** Conselho Nacional de Meio Ambiente
- 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.
- BUSATO, ROSILETE. **Avaliação do desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como pós-tratamento de um reator UASB.** 2004. 239 p. Dissertação (Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Setor de Tecnologia – Universidade Federal do Paraná. Curitiba 2004.
- CAMPOS, J.R.; DIAS, H.G. **Potencialidade do filtro anaeróbio.** Revista DAE, São Paulo, v. 49, n 154, p. 29-23, Jan./Mar. 1999
- CHERNICHARO, C. A. DE L., **Reatores anaeróbios. Princípios do tratamento Biológico de águas residuárias.** DESA/UFMG. Belo Horizonte – MG, v.5, 1997.
- CHERNICHARO, C. A. DE L., **Reatores anaeróbios. Princípios do tratamento Biológico de águas residuárias.** DESA/UFMG. Belo Horizonte – MG, v.5, 2007
- Chevalier, P., De la Noüe, J., 1985a. **Wastewater nutrient removal with microalgae immobilized in Carrageenan.** *Enzyme Microb. Technol.* 7: 621–624.
- Chevalier, P., De la Noüe, P., 1985b. **Efficiency of immobilized hyperconcentrated algae for ammonium and orthophosphate removal from wastewaters.** *Biotechnol. Lett.* 7: 395–400.
- FREIRE, WILLIAN E MARTINS, DANIELA LARA (COORD). **Dicionário de Direito Ambiental e Vocabulário Técnico de Meio Ambiente.** Ed. Mineira – Belo Horizonte, 2003.

Hiller UW, Park RB (1969). **Photosynthetic light reactions in chemical fixed *Anacystis nidulans*, *Chlorella pyrenoidosa* and *Phormidium cruentum***. *Physiol Plant*, 44:535-539

HUTTLY, Sharon. **The impact of inadequate sanitary conditions on health in developing countries**. *World Health Statistics Quaterly*, Switzerland, v. 43, n. 3, p. 118-126, 1990.

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

-La Noüe J, de Pauw N (1998). **The potential of microalgal biotechnology: a review of production and uses of *microalgae***. *Biotechnol Adv*, 6:725-770

Mallick, N., 2002. **Biotechnological potential of immobilized algae for wastewater N, P and metal removal: a review**. *BioMetals*. 15, 377–39

Mara, d.d. and Pearson, H.W. **Waste stabilization ponds manual for Mediterranean Europe**. Copenhagen: World Health Organization Regional Office for Europe, 1987

MARA, D. DUNCAN. **Domestic wastewater. treatment in developing countries**. Ed. Earthscan. Londres, 2004. 293 p.

Moreno-Garrido, I., 2008. **Microalgae immobilization: current techniques and uses**. *Bioresource technology*. 99; 3949-64

MUNOZ, R. and GUIEYSSE, B. **Algal-bacterial processes for the tratament of hazardous contaminants: A review**. *Water Research*, 40 (15), 2799-2815.2006

NASCIMENTO, JEANE CÂNDIDO DO. **Co - remoção de nutrientes de esgotos sanitário com micro alga chlorella imobilizada em matriz de alginato de cálcio**. 2011. 35 p. Trabalho de conclusão de curso (Curso de Graduação em Bacharelado e Licenciatura em Ciências Biológicas)- Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande 2011.

NUVOLARI, ARIOVALDO (Coordenador). **Esgoto Sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. FATEC-SP, CEETEPS, FAT. Ed. Edigard Blucher Ltda. São Paulo, 2003.

PIVELI, R.P. **tratamento de esgoto sanitário**, São Paulo, 2007. (apostila)

REVISTA BIODIESEL, Agosto de 2009, Editora Letra Boreal.

REVISTA TAE, Edição Nº 05 - fevereiro/março de 2012 - Ano I

RODIER, J. L. **Analyse de l'eau: eause naturelles, euax residuales, eaux de mer**. Dunod. Paris, 1975, 692 p.

SILVA, M. C. C. P. **Tratamento terciário de efluente secundário, usando a microalga *Chlorella* sp. imobilizada em matriz de alginato de cálcio**. 2011. 72 P. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologias, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande 2011.

PRADELLA, J. G. C. SCHMIDELL, W.; LIMA, U. A.; AQUARONE, E.; BORZANI, W. **Reatores com células imobilizadas**. In *Biotecnologia industrial: Engenharia bioquímica*. São Paulo: Edgard Blucher, 2001. 4 v. v 2, cap 16, p 355 – 372.

PESTANA, MARCELO & GANGHIS, DIÓGENES. **Tratamentos de Efluentes**. Bahia: CEFET, Coordenação de Processos Industriais, [200-?]

VAN HAANDEL, A. C., LETTINGA, G. (1994). **Tratamento Anaeróbio de Esgotos: Um Manual para Regiões de Clima Quente**, Epgraf, Campina Grande, 240 p.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte, UFMG. v.2. 1996.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização- Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte, UFMG. v.3. 2002.

ZAIAT, M., VIEIRA, L. G. T., FORESTI, E. **Spatial and temporal variations of monitoring performance parameters in horizontal- flow anaerobic immobilized sludge (HAIS) reactor treating synthetic substrate**. *Water Research*. Oxford, v. 31, n. 7, p. 1760-1766, 1997a.