

***ESTÁGIO***  
***SUPERVISIONADO***



Biblioteca Setorial do CDSA. Junho de 2021.

Sumé - PB



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA

CENTRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL

**RELATÓRIO FINAL DE ESTÁGIO SUPERVISIONADO**

**Viabilidade da Remoção de Nutrientes em Lagoas  
de Polimento como Pós Tratamento para Efluente  
do Reator UASB Tratando Esgoto.**

LOCAL: ÁREA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

ALUNA : ÚRSULA THAÍS DE PAULA MEDEIROS

ORIENTADOR : ADRIANUS C. VAN HAANDEL

CO- ORIENTADORA: PAULA FRASSINETTI CAVALCANTI

CAMPINA GRANDE - PB, MARÇO DE 2000

**Viabilidade da Remoção de Nutrientes em Lagoas  
de Polimento como Pós Tratamento para Efluente  
do Reator UASB Tratando Esgoto.**

**RELATÓRIO FINAL DE ESTÁGIO SUPERVISIONADO**

---

ADRIANUS C. VAN HAANDEL

**(Orientador)**

---

PAULA FRASSINETTI CAVALCANTI

**(Co- orientadora)**

*Úrsula Thaís de Paula Medeiros*

Úrsula Thaís de Paula Medeiros

**(Estagiária)**

CAMPINA GRANDE - PB, MARÇO DE 2000

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente à Deus, que me concedeu esta oportunidade, e que sem Ele não poderia chegar onde cheguei, dando-me esperança e amor para enfrentar as adversidades e os momentos de realizações.

Aos meus pais pelo apoio, incentivo, carinho e confiança depositados em mim durante todo este trabalho.

Ao CNPq, pelo apoio financeiro.

Aos professores Adrianus C. van Haandel e Paula Frassinetti Feitosa Cavalcanti os quais me deram , orientação e incentivo no desenvolver deste projeto, ajudando-me assim no crescimento profissional.

Ao meu namorado, Arturo Cavalcanti Catunda, por todo incentivo, apoio e carinho depositados na minha pessoa.

A equipe de Laboratório do PROSAB.

## ÍNDICE

1.1. INTRODUÇÃO .....	7
2.1. OBJETIVOS.....	10
2.1.1. OBJETIVOS GERAIS .....	10
2.1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	10
3.1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	12
3.1.1 – NITROGÊNIO E FÓSFORO VESUS POLUIÇÃO DAS ÁGUAS.....	12
3.1.1.1 - Nitrogênio e fósforo.....	12
3.1.2 - REUSO DE ÁGUA.....	13
3.1.3 – REATORES ANAERÓBIOS TIPO UASB .....	14
3.1.4 - LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO .....	15
3.1.5 - REMOÇÃO DE NUTRIENTES.....	16
3.1.5.1 - Remoção de Nitrogênio.....	16
3.1.5.2 - Remoção de fósforo .....	17
3.1.6 - PÓS – TRATAMENTO DO EFLUENTE DE UM REATOR UASB EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO .....	18
4.1. MATERIAIS E MÉTODOS.....	22
4.1.1 – INTRODUÇÃO .....	22
4.1.2 - O SISTEMA EXPERIMENTAL DE TRATAMENTO DE ESGOTO.....	22
4.1.2.1 - Sistema de Alimentação.....	22
4.1.2.2 - Descrição dos Sistemas ( Reatores UASB mais Lagoa) .....	23
4.1.3 – OPERAÇÃO DOS SISTEMAS .....	23
4.1.4 – ACOMPANHAMENTO DOS DIGESTORES.....	24
4.1.4.1 – Análises Realizadas .....	24
4.1.4.2 – Verificação da Estabilidade Operacional .....	25
4.1.4.3 – Desempenho na Eficiência de Remoção de Nutrientes .....	26
5.1. RESULTADOS E DISCUSSÕES .....	28
5.1.1 Introdução.....	28
5.1.2 – Resultados e Discussão.....	29
pH e Alcalinidade.....	29
Calcio, Ca <sup>2+</sup> .....	31
Fósforo.....	31
Nitrogênio total e amoniacal .....	32
6.1. CONCLUSÕES.....	39
7.1. REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFIA .....	41
ANEXO .....	44

## Capítulo 1

## **1.1. INTRODUÇÃO**

---

Os primeiros sistemas de tratamento de águas residuárias construídos no fim do século passado foram projetados para remover a parte mais visível dos constituintes poluentes: os sólidos sedimentáveis. A remoção era realizada através de sedimentação simples, hoje também conhecida como Tratamento Primário. No entanto, tornou-se óbvio que a mera remoção dos sólidos sedimentáveis era insuficiente para uma proteção adequada dos corpos receptores naturais. Isto se devia principalmente à presença de material orgânico nas águas residuárias, após a sedimentação. Por essa razão, foram desenvolvidos vários sistemas de tratamento para reduzir o teor de material orgânico. Para esse tratamento, chamado Tratamento Secundário, foram usados, principalmente métodos biológicos ( van Haandel & Lettinga, 1994)

Na segunda metade deste século, tornou-se evidente que a descarga de efluentes de sistemas de tratamento secundário podia resultar em deterioração da qualidade da água do corpo receptor, mesmo quando a remoção do material orgânico era muito eficiente (van Haandel & Lettinga, 1994). A disposição desses efluentes pode prejudicar a qualidade da água do corpo receptor devido à introdução de nutrientes (nitrogênio e fósforo). A presença excessiva desses nutrientes pode causar problemas de superprodução de algas nos corpos receptores de estações de tratamento que não forem capazes de retirar ou, pelo menos, reduzir a quantidade desses elementos. O crescimento exagerado dessas plantas aquáticas, denominado eutrofização, levou ao desenvolvimento de sistemas de Tratamento Terciário. Nestes, os nutrientes são removidos, além dos sólidos sedimentáveis (tratamento primário) e do material orgânico (tratamento secundário).

Por outro lado, o custo das instalações de tratamento convencionais de águas residuárias que realizam tratamento avançado em termos de remoção de nitrogênio e/ou fósforo é alto, comparado aos custos envolvidos no tratamento primário e secundário.

Processos naturais como sistemas de lagoas de polimento construídas, que demandam baixo custo de operação, de manejo simples e poucas exigências de manutenção representam uma solução relativamente simples e de baixo custo para o tratamento de águas residuárias em pequenas comunidades e indústrias.



Sistemas que utilizam processos naturais de tratamento, quando bem projetados e criteriosamente monitorados, retêm satisfatoriamente constituintes indesejáveis de águas residuárias.

A digestão anaeróbia no reator UASB tem pouco efeito sobre a remoção dos principais nutrientes presentes no esgoto ( Nitrogênio e Fósforo). Dependendo da disposição final deste efluente, poderá haver necessidade de um pré – tratamento para reduzir a concentração do nutrientes, como é o caso de instalações de lagoas rasas que é a mais indicada. Quanto ao nitrogênio amoniacal prevalece a forma

Portanto, cabe ao homem otimizar os processos, minimizar custos e produzir efluentes com qualidade para uma disposição adequada.

Neste trabalho, verificamos que para um pH relativamente alto de 8.0 ( 1ª fase do experimento ) e 8.26 ( 2ª fase do experimento ) , o efeito de remoção de nutrientes foi ineficiente sendo respectivamente de 45% e 35% para TKN , 15% e 20% para o fósforo total, nas condições trabalhadas neste sistema (ver capítulo 4), tornado adequado o reuso desta água para irrigação restrita na agricultura, uma vez que os nutrientes são essenciais para a vida.

## Capítulo 2

## **2.1. OBJETIVOS**

---

### *2.1.1. OBJETIVOS GERAIS*

- ❖ Otimizar projetos de lagoas de estabilização visando a remoção de nutrientes ( em caso de descarga em águas de superfície) ou de conservação de nutrientes ( no caso de reuso na irrigação)

### *2.1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS*

O acompanhamento do desempenho do sistema reator UASB e lagoa teve como objetivos:

- Verificar a estabilidade operacional do reator UASB, através dos parâmetros pH, alcalinidade de bicarbonato (AT);
- Avaliar a influência da configuração e das condições operacionais (tempo de permanência, número de dispersão, profundidade) sobre a remoção de nitrogênio e de fósforo.
- Verificar a remoção de nutrientes na lagoa com chicanas

## Capítulo 3

### 3.1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

---

#### 3.1.1 – NITROGÊNIO E FÓSFORO VESUS POLUIÇÃO DAS ÁGUAS.

Entende-se por poluição das águas qualquer alteração feita no corpo d'água que altere a sua característica de origem, impossibilitando o uso deste, podendo ainda por em risco a vida aquática.

Há muitos agentes poluidores na água; os nutrientes tais quais **nitrogênio** e **fósforo** são uns dos principais agentes poluidores da água tendo como fonte águas residuária (notadamente os esgoto doméstico).

##### 3.1.1.1 - Nitrogênio e fósforo

Um dos problemas importantes do ponto de vista da Engenharia Sanitária, é o aumento na proliferação de microorganismo na água devido a presença de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (Branco, 1978).

Tratando-se de nitrogênio, nos esgotos doméstico brutos, as formas predominantes deste elemento são o **nitrogênio orgânico** e a **amônia**. Em resumo, tem-se (von Sperling, 1995):

NTK = amônia + nitrogênio orgânico (forma predominante nos esgotos domésticos)

A amônia existe em solução tanto na forma de íon ( $\text{NH}_4^+$ ) como na forma livre, não ionizada ( $\text{NH}_3$ ). As duas formas de nitrogênio amoniacal predominam a diferentes faixas de valores de pH. Assim, tem-se que, para distribuição entre as formas de amônia em função do pH:

- pH < 8 → Praticamente toda a amônia na forma de  $\text{NH}_4^+$
- pH = 9,5 → Aproximadamente 50%  $\text{NH}_3$  e 50%  $\text{NH}_4^+$
- pH > 11 → Praticamente toda a amônia na forma de  $\text{NH}_3$

O **fósforo** é um dos mais importantes fatores limitantes à vida dos microorganismos aquáticos, destacando-se a sua fundamental importância no controle ecológico das algas (Branco, 1978).

O fósforo na água apresenta-se principalmente nas seguintes três formas :

- ◆ ortofosfatos
- ◆ polifosfatos
- ◆ fósforo orgânico

O fósforo nos esgotos domésticos apresenta-se principalmente nas forma de ortofostato ( $\text{PO}_4^{-3}$ ), polifosfato e fósforo orgânico. O fósforo orgânico provém das excreções humanas e de animais, como também de restos alimentares. Quando sofre decomposição biológica, dá origem aos ortofostatos. Os polifosfatos têm origem, geralmente, a partir dos detergentes.

### 3.1.2 - REUSO DE ÁGUA

Atualmente, o crescente interesse, em muitas partes do mundo, pelo reuso de água na irrigação e atividades industriais está acontecendo em resposta à escassez de água doce ( Asano & Levine, 1996).

A idéia do reuso da água para fins de irrigação restrita na agricultura, construção civil, lagos ornamentais, descargas de vasos sanitários, geração de energia elétrica, etc., vem poupar consideravelmente o volume de água potável, já que, para esses fins (não potáveis), pode-se usar água com qualidade inferior, como por exemplo, efluentes de tratamento secundário.

A política de reutilização de águas residuárias tratadas no Brasil ainda é tímida, com algumas experiências isoladas na indústria ( Araújo, 1998).

Com a reutilização das águas servidas tratadas, observa-se a proteção natural das fontes de água doce, uma vez que os esgotos não serão mais lançados nos corpos d'água, evitando-se sobrecarga de matéria orgânica. Além disso, a água doce pode ser destinada apenas para fins potáveis, suprindo-se, desta forma, a demanda (Asano & Levine, 1996)

Hoje está tecnicamente provado que o tratamento de águas residuárias é possível graças à processos de purificação existentes para produzir água com padrões de qualidade desejada par reuso ( Asano & Levine, 1996).

### 3.1.3 – REATORES ANAERÓBIOS TIPO UASB

A digestão anaeróbia é um processo biológico natural que ocorre na ausência de oxigênio molecular, através de qual populações de bactérias interagem para promover a decomposição do material orgânico, da qual resultam, predominantemente, os gases metano e dióxido de carbono (Mosey, 1982).

A decomposição anaeróbia em estação de tratamento de água residuária pode ser feita em reatores de baixa carga (digestores anaeróbios) ou de alta taxa de materiais orgânicos (UASB - up flow anaerobic sludge blanket).

O reator anaeróbio de fluxo Ascendente – Up flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) vem sendo bastante utilizado para o tratamento anaeróbio de esgoto, apresentando uma eficiência em regiões de climas tropical ou subtropical.

Um dos fatores que podem inibir a atividade de bactérias durante a digestão anaeróbia é o pH. Uma taxa elevada de metanogênese só pode se desenvolver quando o pH se mantém numa faixa estreita, perto do valor neutro; para valores de pH menor que 6.3 ou superior a 7.8 a taxa de metanogênese diminui. A um pH baixo a fermentação ácida pode prevalecer sobre a fermentação metanogênica, acarretando o azedamento do conteúdo do reator. Assim sendo, o reator somente começará a funcionar de novo após a adição de alcalinidade externa (van Haandel e Lettinga, 1994).

Uma valor adequado e estável do pH é obtido automaticamente, devido à predominância do sistema carbônico ( $H_2CO_3$  -  $HCO_3^-$  -  $CO_3^{--}$ ), dispensando a necessidade de adição de substâncias alcalinas para corrigir o pH.

Portanto, o processo de digestão anaeróbia do material orgânico torna-se sensível frente à variações nas condições ambientais (pH e Temperatura) que é uma desvantagem na utilização deste processo. No entanto, há algumas vantagens, como baixo custo na construção e no monitoramento, possibilidade de recuperação e utilização do gás metano para outros fins.

O reator UASB é bastante eficiente na remoção de matéria orgânica e sólidos não sendo na remoção de nutrientes e organismos patogênicos. Desta forma, faz-se necessário um pós- tratamento, como um sistema convencional de lagoas de estabilização (van Haandel e Lettinga, 1994).

### 3.1.4 - LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

As lagoas de estabilização são sistemas de tratamento de baixo custo bastante utilizadas para tratamento de água residuárias. As lagoas podem estar em células unitárias geralmente formada por lagoas facultativas ou células em série, geralmente formada por lagoa aneróbia seguida de facultativa podendo seguir ainda uma ou mais lagoa de maturação.

As lagoas facultativas são a variante mais simples dos sistemas de lagoas de estabilização. Basicamente, o processo consiste na retenção da matéria orgânica (von Sperling, 1995).

As lagoas de estabilização são mais apropriadas onde a terra é barata, devido a: natureza ser lenta, necessitando de longos tempos de detenção para que as reações se completem, o que implica em grandes requisitos de área e o clima favorável (Arceivala, 1981).

O esgoto afluente entra em uma extremidade da lagoa e sai na extremidade oposta. Ao longo desse percurso, que demora vários dias, uma série de mecanismos contribui para a purificação dos esgotos (von Sperling, 1995).

Relativo aos nutrientes Nitrogênio e Fósforo, durante o dia, nas horas de máxima atividade fotossintética, o pH pode atingir valores em torno de 10. Nestas condições de elevado pH, podem ocorrer os seguintes fenômenos (von Sperling, 1995):

- Conversão da amônia ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ) a amônia livre ( $\text{NH}_3$ ), a qual é tóxica, mas tende a se liberar para a atmosfera
- Precipitação dos fosfatos (remoção dos nutrientes)
- Conversão do sulfeto ( $\text{H}_2\text{S}$ ) causador de mau cheiro a bissulfeto ( $\text{HS}^-$ ) inodoro



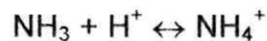
### 3.1.5 - REMOÇÃO DE NUTRIENTES

#### 3.1.5.1 - Remoção de Nitrogênio

Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização são (Arceivala, 1981; EPA, 1983; Soares et al, 1995):

- Volatilização da amônia
- Assimilação da amônia pelas algas
- Assimilação dos nitratos pelas algas
- Nitrificação – desnitrificação
- Sedimentação do nitrogênio orgânico particulado

Destes mecanismos, o mais importante é o da volatilização da amônia, ou seja, desprendimento da amônia para a atmosfera. No meio líquido, a amônia apresenta-se segundo a seguinte reação de equilíbrio (von Sperling, 1995):



A amônia livre ( $\text{NH}_3$ ) é passível de volatilização, ao passo que a amônia ionizada não pode ser removida por volatilização. Com a elevação do pH, o equilíbrio da reação se desloca para a esquerda, favorecendo a maior presença de  $\text{NH}_3$ . No pH em torno da neutralidade, praticamente toda a amônia encontra-se na forma de  $\text{NH}_4^+$ . No pH próximo a 9,5, aproximadamente 50% da amônia está na forma de  $\text{NH}_3$  e 50% na forma de  $\text{NH}_4^+$ . Em pH superior a 11, praticamente toda a amônia está na forma de  $\text{NH}_3$  (von Sperling, 1995).

A fotossíntese que ocorre nas lagoas facultativas contribui para a elevação do pH, por retirar do meio líquido o  $\text{CO}_2$ , ou seja, acidez carbônica. Em condições de elevada atividade fotossintética, o pH pode subir a valores superiores a 9,0, proporcionando condições para a volatilização do  $\text{NH}_3$ . Ademais, em condições de alta taxa de fotossíntese, a elevada produção algal contribui com o consumo direto de  $\text{NH}_3$  pelas algas (Arceivala, 1981).

O mecanismo da volatilização tende a ser mais importante em lagoas de maturação, as quais, em função da sua reduzida profundidade, e conseqüente atividade fotossintética ao longo de toda a coluna d'água, usualmente atingem valores de pH bastante elevados. Adicionalmente, nas lagoas de maturação, o desprendimento de bolhas de oxigênio da fase líquida supersaturada pode acelerar o desprendimento de  $\text{NH}_3$  (van Haandel e Lettinga, 1994).

Em lagoas de maturação em série, a eficiência de remoção de amônia pode se-situar entre 70 e 80%, e em lagoas de maturação especialmente rasas, pode ser superior a 90%, cumprindo com o padrão de lançamento do CONAMA, de 5 mg/l de amônia (van Haandel e Lettinga, 1994, Soares et al, 1995).

A perda de nitrogênio através da sua assimilação pelas algas, e conseqüente saída pelo efluente é de menor importância, caso se deseje atingir elevados percentuais de remoção. O nitrogênio constitui em torno de 6 a 12%, em peso seco, do material celular das algas (Arceivala, 1981).

#### *3.1.5.2 - Remoção de fósforo*

A principal preocupação no controle de lançamento de fósforo nos corpos receptores é a superfertilização, pois, sendo o fósforo um elemento essencial para o crescimento da vida aquática, uma grade descarga deste elemento pode resultar num crescimento exagerado de algas e plantas aquáticas (Apha, 1995).

Em lagoas de estabilização ocorre mecanismos para remoção de fósforos, como: ( Arceivala, 1981; van Haandel e Lettinga, 1994):

- Retirada do fósforo orgânico contido nas algas e bactérias através da saída com o efluente final
- precipitação de fosfatos em condições de elevado pH

O fósforo orgânico compõe parte do material celular das algas. Em peso seco, o fósforo corresponde a valores em torno de 1% da massa das algas (Arceivala, 1981).

Remoções de fósforo mais significativas podem ocorrer através da precipitação dos fosfatos em condições de pH elevado, acima de 8 (von Sperling).

Em lagoas especialmente rasas, a remoção de fósforo pode aproximar-se de 90% (van Haandel e Lettinga, 1994).

### *3.1.6 - PÓS – TRATAMENTO DO EFLUENTE DE UM REATOR UASB EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO*

Os sistemas de tratamento anaeróbico praticamente não removem nutrientes, por isso pode ser interessante a combinação desses sistemas com lagoas de estabilização para a remoção de nutrientes como N e P. Uma vez que o esgoto bruto passa por um tratamento secundário como no caso do Reator UASB, seu efluente de baixa turbidez possibilita a penetração da luz solar (necessária para a fotossíntese) com mais profundidade de modo que a velocidade do processo da fotossíntese das algas será elevada. Como consequência a fotossíntese predominará sobre a oxidação de modo que haverá produção de Oxigênio Dissolvido (OD) e consumo de Dióxido de Carbono (CO<sub>2</sub>).

A redução da concentração de CO<sub>2</sub> terá como consequência aumento de pH aumenta, podendo chegar a valores de até 10 sem adição de produtos alcalinizantes.

O aumento de pH por sua vez abre a possibilidade de remoção dos nutrientes nitrogênio e fósforo.

Tomando como exemplo o pós - tratamento de efluentes do reator UASB em lagoas de estabilização no Pedregal (Campina Grande – PB), Verifica-se que o pré requisito para a remoção de nutrientes é a presença de um pH alto, que pode ser obtido em lagoas rasas, segundo van Haandel e Lettinga, 1994.

Nas tabelas 1 e 2 observam-se dados relativos ao tratamento do efluente do reator UASB, operando a um tempo de permanência de 7.2 h em duas séries de lagoas em escala piloto (série I e série II) com pequena profundidade. A série I se compunha de três lagoas, cada com uma profundidade de 0.32 m e a série II tinha quatro lagoas cada uma com uma profundidade de 0.65 m. Todas as lagoas recebiam a mesma carga hidráulica superficial de 0.13 m/d com um TDH de 2.5 d em cada uma das lagoas da série I e 5 d em cada uma das lagoas da série II.

Tabela 1 – Variação das características de esgoto na série I: três lagoas com uma profundidade de 0.32 m tratando efluente do reator UASB no Pedregal ( TDH = 7.2 h no UASB e 2.5 d em cada lagoa)

Parâmetros	UASB		Lagoas		
	Afl.	Efl.	I	II	III
TKN(mg/l)	43	42	35	12	3
P(mg/l)	-	6.9	7.2	3.4	1.6
Alc(meq/l)	6.6	7.4	7.2	5.0	4.0
PH	7.5	7.0	8.3	9.5	9.7
Temp.(°C)	26.7	27	27	26.4	25.9

Tabela 1 – Variação das características de esgoto na série II: quatro lagoas com uma profundidade de 0.65 m tratando efluente do reator UASB no Pedregal ( TDH = 7.2 h no UASB e 5 d em cada lagoa)

Parâmetros	UASB		Lagoa			
	Afl.	Efl.	I	II	III	IV
TKN(mg/l)	53	53	29	16	5.8	4.1
P(mg/l)	7.3	9	9.4	6.7	3.4	1.2
Alc(meq/l)	6.2	8	6.8	6	5.2	4.8
PH	7.6	7	7.7	8.5	9.1	9.4
Temp.(°C)	27.4	27.7	27	26.4	25.9	25

Neste presente trabalho a 1ª fase experimental teve um Tempo de Detenção Hidráulico – TDH – de 5 dias e o pH alcançou o valor 8.2 para uma lagoa em serie com um reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) com uma DQO de entrada de  $620\text{mg/l}^1$ , onde o Nitrogênio oscilou de  $66\text{mg/l}^1$  para  $36\text{mg/l}^1$  e o fósforo oscilou de  $6.34\text{mg/l}^1$  para  $5.66\text{mg/l}^1$

Na segunda fase experimental deste mesmo sistema onde o Tempo de Detenção Hidráulico – TDH – era de 7.5 dias para uma mesma DQO de entrada

no afluente do reator UASB, o nitrogênio oscilou de  $66 \text{ mg/l}^1$  a  $43 \text{ mg/l}^1$  e o fósforo de 7.52 a 6.41 para um pH de 8.26.

Porém para um pH alto, não houve remoção de nutrientes , para as condições do sistema trabalhado.

## Capítulo 4

## **4.1. MATERIAIS E MÉTODOS**

---

### **4.1.1 – INTRODUÇÃO**

Tendo como objetivo a remoção o de nitrogênio e fósforo de efluentes de reatores anaeróbios, foi operado e monitorado num sistema, em escala piloto, constituído de um reator UASB (Up Flow Anaerobic Sludge Blanket) seguido por uma lagoa compartimentada por chicanas.

O sistema (reator mais lagoa com chicanas), foi instalado num terreno cedido pela Companhia de Água e Esgoto da Paraíba (CAGEPA) à UFPB, onde passa o interceptor de esgoto da cidade de Campina Grande.

De um poço de visita o esgoto era bombeado para o reator – UASB. O efluente deste reator alimentava a lagoa com chicanas. O experimento foi caracterizado pelo tempo de detenção hidráulica (TDH) e o sistema foi acompanhado através de análises do afluente(UASB), efluentes (UASB e cada chicana da Lagoa).

Nas seções que se seguem, estão apresentados os detalhes do sistema experimental, os procedimentos operacionais, bem como os métodos utilizados para a verificação da eficiência do sistema sobre a remoção de nutriente.

### **4.1.2 - O SISTEMA EXPERIMENTAL DE TRATAMENTO DE ESGOTO**

#### **4.1.2.1 - Sistema de Alimentação**

O esgoto bruto era bombeado por uma bomba submersa, através de tubos de PVC de 2" (50cm), do poço de visita até um tanque de alimentação.

O tanque de alimentação fabricado em fibra de vidro e de volume de 1000 litros, recebia o esgoto recalcado para, daí, alimentar o sistema experimental. Dentro desse uma boia elétrica ligava e desligava a bomba a partir do nível de esgoto dentro do tanque.

Da parte inferior do tanque de alimentação o esgoto saía por gravidade, através de mangueiras de plástico (diâmetro de 20 mm), diretamente para uma caixa de isopor de volume de 50 litros que era utilizado para controle de vazão. Em seguida, o esgoto seguia diretamente para o reator UASB.

O esgoto que entrava no reator UASB era conduzido por mangueiras de plástico (diâmetro de 20 mm). Através desta mesma mangueira conectada na parte superior do reator UASB, o esgoto por gravidade chegava a uma outra caixa de passagem.

O efluente do reator UASB era conduzido também através de mangueiras de plástico, para uma caixa de passagem com capacidade de volume de 10 litros, onde servia de controle para a vazão afluyente da lagoa com chicanas.

#### *4.1.2.2 - Descrição dos Sistemas ( Reatores UASB mais Lagoa)*

O reator UASB tinha um volume de 1500 litros. A lagoa era formada por 5 (cinco) raias dimensionadas de R1, R2, R3, R4, R5 com inclinação de 10%. As raias tinham uma largura de 1 m e extensão de 10 m, altura de 65 cm, área de 10 m<sup>2</sup> e volume de 6500 litros cada, dando um total de 50 m<sup>2</sup> e 32500 litros , respectivamente. O sistema foi construído todo em alvenaria com tijolos revestido com cimento. A figura 1 em anexo mostra a foto do sistema operado.

A passagem do esgoto de uma chicana para outra era feita no final de cada raia, da superfície para o fundo. A figura 2 em anexo mostra um detalhe do sistema de passagem de esgoto de uma para outra raia.

#### *4.1.3 – OPERAÇÃO DOS SISTEMAS*

A investigação experimental foi realizada no período de 01 de março de 1999 a 05 de novembro de 1999. O reator foi alimentado com esgoto bruto e o efluente deste reator alimentava a lagoa com chicanas.

O experimento foi dividido em duas fases: a primeira fase correspondia a um tempo de detenção hidráulica (TDH) total de 123 horas, onde 3 horas era o



TDH do reator UASB e 120 horas (5 dias) era o TDH da lagoa com chicanas, já na segunda fase o TDH total era de 186 horas, sendo 6 horas o TDH do reator UASB e 180 horas (7.5 dias) o TDH da lagoa com chicanas.

- A primeira fase do experimento teve uma duração de 3 (três) meses (03.03.99 a 15.06.99). As vazões de alimentação foram controladas diariamente, garantindo assim, o Tempo de Detenção hidráulico (TDH).
- A Segunda fase do experimento teve uma duração de 4 (quatro) meses (31.07.99 a 05.11.99).

#### 4.1.4 – ACOMPANHAMENTO DOS DIGESTORES

##### 4.1.4.1 – Análises Realizadas

Durante o experimento foram coletadas, semanalmente, amostras do afluente e efluentes dos reatores. Coletava-se o afluente e efluente do reator UASB, e os efluentes de cada chicana da lagoa. As amostras eram coletadas entre 8:00 e 9:00 horas da manhã e imediatamente analisadas.

A Tabela 4.1 mostra os parâmetros analisados, os pontos de coleta e a frequência das análises.

Tabela 4.1 – Parâmetros analisados e frequência das análises laboratoriais

<b>Parâmetro</b>	<b>Amostra</b>	<b>Frequência</b>
<b>T (°C)</b>	Afluente, efluente do reator UASB e R1, R2, R3, R4, R5(efluente final) da lagoa com chicanas.	2/semana
<b>Ph</b>	Afluente, efluente do reator UASB e R1, R2, R3, R4, R5(efluente final) da lagoa com chicanas.	2/semana
<b>AT (ppm CaCO<sub>3</sub>)</b>	Afluente, efluente do reator UASB e R1, R2, R3, R4, R5(efluente final) da lagoa com chicanas.	2/semana

Parâmetro	Amostra	Frequência
✓ Fósforo total	Afluente, efluente do reator UASB e R1, R2, R3, R4, R5(efluente final) da lagoa com chicanas.	1/semana
✓ Ortofosfato		
✓ TKN		
✓ Amônia		
✓ Cálcio		

#### 4.1.4.2 – Verificação da Estabilidade Operacional

Por influenciarem diretamente o processo de digestão anaeróbia, os parâmetros utilizados para verificação da estabilidade operacional do sistema de reator mais lagoa, foram o pH, temperatura, a alcalinidade total (AT).

O pH e a temperatura foram determinados no afluente, efluente do reator e nos efluentes das chicanas, utilizando-se um medidor de pH/temperatura portátil da ORION, modelo 230 A.

As determinações da alcalinidade total (AT) foram feitas segundo o procedimento descrito por Kaap. O procedimento consiste em:

- ◆ titular uma amostra de volume conhecido (50 ml) até pH 5,0 com uma solução de ácido forte de concentração Normal conhecida, anotando o volume gasto ( $V_1$ );
- ◆ diminuir o valor do pH até o pH de 4.3 com a mesma solução de ácido e anotar o volume gasto acumulado ( $V_2$ );
- ◆ diminuir por mais uma vez o valor do pH até 4.0 com a mesma solução de ácido e anotar o volume gasto acumulado ( $V_3$ );
- ◆ Com o volume gasto ( $V_2$ ), calcula-se AT em mg// como  $\text{CaCO}_3$  e, com os volumes gastos ( $V_1$  e  $V_3$ ), calcula-se a alcalinidade devida aos ácidos graxos, AAV em mg// como  $\text{CaCO}_3$ .

Os valores de AB e AGV são determinados nas seguintes equações:

$$AT = (V_2/4.3) \times (N_{\text{ácido}}/V_{\text{amostra}}) \times 50.000 \quad 3.2$$

$$AGV = \{ [131340 \times N_{\text{ácido}} \times (V_1 - V_3)] / V_{\text{amostra}} \} \times (0.062 \times AT) - 10.9 \quad 3.3$$

$$AB = AT - 0.5 \times AGV \quad 3.4$$

$$AAV = 0.6 \times AGV \quad 3.5$$

Sendo AB, AT e AAV em mg CaCO<sub>3</sub>/l e AGV em mg HAc/l.

#### 4.1.4.3 – Desempenho na Eficiência de Remoção de Nutrientes.

Os parâmetros realizados para a investigação da eficiência de remoção de nutrientes foi o fósforo total, fósforo solúvel, nitrogênio orgânico e o cálcio seguindo recomendações do Standard Methods (APHA et al., 1995).

Para a determinação do fósforo total foi utilizado o Método Espectrofotométrico do Ácido Ascórbico como Digestão pelo Persulfato de amônia (APHA, 1995).

O Nitrogênio Total foi determinado através do método Kjeldahl, ( Nitrogênio Total Kjeldahl – NTK ), destilador de Nitrogênio TECNAL modelo TE – 036/1. As amostras passaram por um processo preliminar de destilação, através do qual o destilado foi recolhido em Erlenmeyers contendo solução receptora de ácido bórico. Em seguida as amostras eram tituladas com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, de concentração conhecida.

## Capítulo 5

## 5.1. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1.1 Introdução

No Capítulo Materiais e Métodos, foram descritos o sistema experimental formado por um reator UASB, tratando esgoto bruto da cidade de Campina Grande e de uma lagoa de polimento compartimentada em cinco raias que tratava o efluente do reator UASB. A fim de facilitar o entendimento deste Capítulo, apresenta-se na Figura 5.1 um esquema do sistema monitorado e no Quadro 5.1 os principais parâmetros operacionais.

Tendo-se como principal objetivo verificar o desempenho do sistema UASB-Lagoa de Polimento quanto a remoção de nutrientes e, os resultados aqui apresentados se referem aos teores de nitrogênio e fósforo e aos valores do pH e alcalinidade. Os resultados estão apresentados por fases que se caracterizaram pela vazão de alimentação. Na 1ª. Fase a lagoa recebia uma vazão afluyente (efluente do reator UASB) de 4,5 //min, enquanto que na 2ª. Fase esta vazão era de 3 //min.

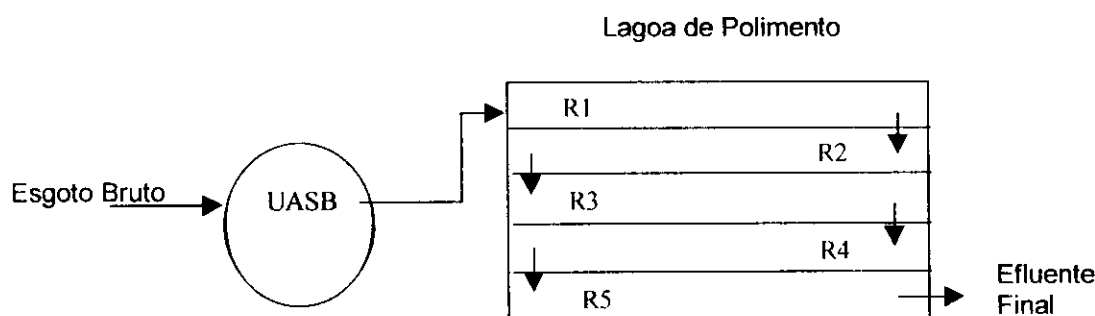


Figura 5.1 – Esquema da unidade experimental formada por um reator UASB seguido de uma lagoa de polimento.

Tabela 5.1 – Condições operacionais na 1ª ( TDH = 5 dias) e 2ª ( TDH = 7.5 dias) fase do sistema UASB – Lagoa, esquematizado na figura acima:

Parâmetros	Valores	
	1ª Fase	2ª fase
Volume do reator UASB	1500 litros	1500 litros
Vazão do afluente do reator UASB	8.33 l/min	4.15 l/min
Tempo de detenção hidráulica (TDH)	3 horas	6 horas
Vazão do afluente da lagoa	4.5 l/min	3 l/min
Volume da lagoa	32500 litros	32500 litros
TDH da lagoa	5 dias	7.5 dias

### 5.1.2 – Resultados e Discussão

As Tabelas 5.2 e 5.3 apresentam os valores médios, máximos e mínimos do pH, alcalinidade da concentração de nitrogênio e fósforo e do teor de cálcio. Esses valores foram determinados no afluente (esgoto bruto) e efluente (afluente da lagoa) e nos efluentes de cada uma das cinco raias que formavam a lagoa de polimento. Os valores médios máximo e mínimo foram obtidos dos resultados da análise de amostras semanais, coletadas na 1ª. fase no período de 03 a 15 de junho de 1999 e na 2ª. Fase de 31 de junho a 05 de dezembro de 1999. A Seguir são apresentadas as análises e discussão das duas fases da investigação experimental.

#### **pH e Alcalinidade**

- ✓ Na 1ª. Fase (Tabela 5.2) o valor médio do pH efluente do reator UASB (6,89) está dentro da faixa ótima para a digestão anaeróbia (6,5 a 7,5, segundo van Haandel e Lettinga (1994). Os valores mínimos e máximos, embora fora da faixa ótima, não comprometeram a estabilidade operacional do reator, pois se referem ao início da operação, quando ainda não havia uma relação adequada entre a alcalinidade e a concentração dos ácidos graxos voláteis formados.
- ✓ Na 2ª. Fase os valores pH efluente do reator UASB ficaram dentro de uma faixa mais estreita de 7,24 a 7,73, sendo 7,24 a média dos valores de pH

registrados. Esse pequeno intervalo de valores denota a estabilidade do processo de digestão anaeróbia na 2<sup>a</sup>. Fase;

- ✓ Nas duas fases do experimento os valores médios do pH dos efluentes das raias mostram que houve uma variação crescente: na 1<sup>a</sup>. Fase o pH aumentado de 7,29 na raia 1 para 8,20 na raia 5 (1<sup>o</sup>. experimento), com valores mínimo e máximo, como era de se esperar, nas raias 1 e 5, respectivamente; enquanto que na 2<sup>a</sup>. Fase o valor médio do pH variou de 7,51 a 8,26, ligeiramente superior ao observado na 1<sup>a</sup>. Fase. Esperava-se que a dessorção do CO<sub>2</sub>, contido no efluente do reator, concomitante com a utilização desse gás pelas algas levasse a valores mais elevados do pH o que não foi observado para o TDH de cinco dias. Valores de pH acima de 9 foram observados esporadicamente, tendo sido registrado o valor máximo de 9,84 na Raia 5;
- ✓ A alcalinidade no reator UASB, em ambas as fases, aumentou o que deve ser atribuído a dois processos: (1) a remoção de ácidos graxos voláteis e (2) amonificação no interior do reator.
- ✓ Ao longo das raias, houve um pequeno decréscimo no valor da alcalinidade média que pode ser atribuído a dessorção de gas amoniacal um processo que equivale a adição de um ácido forte à fase líquida. Na 1<sup>a</sup>. fase, a redução de 394 até 341 ppm CaCO<sub>3</sub> indica uma introdução de acidez de 53 ppm ou 1,06 meq/l ou a dessorção de 15 ppm N-NH<sub>3</sub>. De fato este valor bate exatamente com a diferença de NTK no afluente e no efluente da lagoa de polimento (51-36 = 15 ppm). Na 2<sup>a</sup>. fase a variação da alcalinidade nas raias foi de 26 ppm CaCO<sub>3</sub>, ou 0,52 ppm, o que corresponde a 7 ppm de N-NH<sub>3</sub> desprendida da fase líquida. Esse valor é duas vezes menor que (57-43 = 14 ppm NTK) a diferença entre os valores médio do efluente do reator UASB e o efluente da raia 5;
- ✓ As Figuras 4.2 e 4.3 mostram a variação média do pH e da alcalinidade ao longo do sistema. O comportamento inverso deste dois parâmetros pode ser explicado da seguinte maneira: Basicamente há dois fatores que influenciam na variação da alcalinidade e do pH: (1) a diminuição da concentração de CO<sub>2</sub> tende a aumentar o pH e não afeta a alcalinidade e (2) a dessorção de amônia

causa a diminuição tanto da alcalinidade como do pH porque é equivalente à adição de ácido forte. Ao pH inicial em torno do ponto neutro uma fração muito pequena do amônia está na forma gasosa ( $\text{NH}_3$ ) a dessorção não é importante, havendo somente consumo de  $\text{CO}_2$ , o que aumenta o pH. Na medida em que aumenta o pH aumenta a fração de amônia não iônica e portanto a dessorção deste gás.

### **Calcio, $\text{Ca}^{2+}$**

- ✓ Observa-se que a diminuição da alcalinidade não pode ser atribuída à precipitação do carbonato de cálcio. Embora o produto iônico de  $[\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]$  na lagoa tenha sido bem maior que a constante de solubilidade (ver cálculo abaixo), nas duas fases não houve precipitação do mineral, como mostram os resultados apresentados nas Tabelas 5.1 e 5.2 e na Figura 5.4. Os testes da concentração de cálcio demonstraram um pequeno aumento que possivelmente possa ser atribuída à evaporação de água.

Estimativa da Constante de Solubilidade

$$[\text{CO}_3^{2-}][\text{H}^+]/[\text{HCO}_3^-] = K_2$$

$$\text{HCO}_3^- = \text{alcalinidade} = 0,007 \text{ moles/l}$$

para  $\text{pH}=8$

$$[\text{CO}_3^{2-}] = [\text{HCO}_3^-] \cdot K_2 / [\text{H}^+] = 7 \cdot 10^{-3} \cdot 4,5 \cdot 10^{-11} / 10^{-8} = 3 \cdot 10^{-5} \text{ mol/l}$$

$$[\text{Ca}^{2+}] = 280 \text{ ppm CaCO}_3 = 2 \text{ mmol/l} = 2 \cdot 10^{-3} \text{ mol/l}$$

$$[\text{CO}_3^{2-}][\text{Ca}^{2+}] = 6 \cdot 10^{-8} \gg 5 \cdot 10^{-9} = K_{sp}$$

### **Fósforo**

- ✓ Como esperado a concentração de fósforo total permaneceu quase constante, sendo os valores médios no afluente, efluente do UASB e efluente da Lagoa de Polimento (raia 5) respectivamente de 6,34, 5,26 e 5,66 mg/l no 1º. experimento e de 7,52, 6,86 e 6,41 mg/l, no 2º. experimento. O único mecanismo de remoção de fósforo é a floculação e sedimentação de algas, acumulando-se assim no fundo uma massa de material orgânico, contendo os nutrientes N e P. Uma vez que esta acumulação é inexpressiva, a remoção de P não ocorre. A diminuição da concentração de ortofosfato, principalmente no segundo experimento (de 4,17 mg/l no esgoto bruto para 2,03 mg/l no efluente da raia 5) deve ser atribuído a transformação em P orgânico devido ao



crescimento de algas, que usam o ortofosfato como nutriente para a síntese de material celular. As Figuras 4.5 ilustra o comportamento do fósforo total e ortofosfato, respectivamente nas fases 1 e 2;

***Nitrogênio total e amoniacal***

- ✓ A Figura 5.6 mostra a variação de nitrogênio (TKN e  $\text{NH}_3$ ) ao longo do sistema formado pelo reator UASB e a Lagoa de Polimento. Quanto a remoção de Nitrogênio total, esta chegou a 45 % no primeiro e a 35 % no segundo experimento. Em grande parte esta remoção se deveu a dessorção de amônia. A concentração de amônia se aproximou mais da concentração do NTK ao percorrer o sistema de tratamento, indicando uma mineralização do nitrogênio orgânico no reator UASB e na lagoa de polimento. A perda de 35% a 45 % do nitrogênio é indesejável se a água for preparada para ser usada para irrigação. neste caso valeria construir a lagoa de polimento com uma profundidade maior, de tal modo que a área superficial será menor e a fotossíntese se desenvolveria menos, levando a um menor aumento do pH que por sua vez reduziria a perda do amônia para a atmosfera.

Tabela 5.2 - Valores médios, máximos e mínimos dos parâmetros analisados na primeira fase do experimento, quando o TDH era de 5 dias, durante um período de três meses.

Parâmetros	Afluente (UASB)		Efluente (UASB)		Raias (Lagoas com chicanas)									
	méd	Max. Min	méd	Max. Min	R1		R2		R3		R4		R5 (Efl.final)	
					méd	Max. Min	méd	Max. Min	méd	Max. Min	méd	Max. Min	méd	Max. Min
PH	7.43	7.64 6.14	6.89	7.94 6.58	7.08	8.25 6.95	7.29	9.06 7.30	7.69	9.33 7.42	8.10	9.79 7.57	8.20	9.84 7.41
Alcalinidade ppmCaCO <sub>3</sub>	307	362 222	394	505 269	381	467 324	367	422 295	350	413 284	348	397 267	341	377 264
CaCO <sub>3</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	157	190 150	139	206 116	154	194 152	168	192 164	161	196 148	171	208 160	167	208 154
NTK (mg.l <sup>-1</sup> )	66	107 37	51	80 34	50	58 40	51	58 45	48	57 41	45	57 39	36	43 27
NH <sub>3</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	44	69 22	29	64 10	40	48 27	39	46 24	39	44 26	36	45 25	34	43 27
PT(mg.l <sup>-1</sup> )	6.34	9.11 2.48	5.26	7.87 3.17	5.82	6.86 4.22	6.16	7.88 5.60	5.77	6.67 4.10	5.48	7.03 4.39	5.66	7.56 4.39
PT-ORTO (mg.l <sup>-1</sup> )	4.85	7.79 2.20	5.29	9.72 3.12	5.43	7.31 3.62	5.36	5.89 4.50	5.04	6.27 4.21	4.44	6.27 3.08	4.34	8.11 2.44

Tabela 5.2 - Valores médios, máximos e mínimos dos parâmetros analisados na primeira fase do experimento, quando o TDH era de 7,5 dias, durante um período de seis meses

Parâmetros	Afluente (UASB)		Efluente (UASB)		Raias (Lagoas com chicanas)									
	méd	Max. Min	méd	Max. Min	R1		R2		R3		R4		R5 (Efl.final)	
PH	7.47	7.73 7.24	7.25	7.53 6.82	7.51	7.88 7.09	7.85	9.32 7.16	7.78	8.10 7.38	8.09	8.37 7.71	8.26	9.33 7.83
Alcalinidade PpmCaCO3	285	335 211	305	466 212	350	434 292	344	421 294	344	417 295	346	427 286	331	415 272
CaCo3 Mgl-l	198	228 176	221	307 186	207	246 188	207	240 188	212	251 198	214	251 194	214	248 202
NTK(mgl <sup>-1</sup> )	66	82 53	57	69 43	58	63 52	54	59 46	49	53 45	45	48 41	43	52 35
NH <sub>3</sub> (mgl <sup>-1</sup> )	45	59 34	44	53 32	42	45 34	37	40 35	35	36 32	31	34 28	29	39 23
PT(mgl <sup>-1</sup> )	7.52	9.31 5.85	6.86	8.61 5.60	5.37	8.00 6.67	7.10	7.91 6.51	7.02	7.56 6.66	6.80	7.17 6.51	6.41	8.79 4.36
PT-ORTO (mgl <sup>-1</sup> )	4.17	5.91 3.17	5.39	6.08 4.63	5.74	6.5 5.0	5.05	5.75 4.5	5.05	5.91 4.33	3.92	4.95 3.20	2.03	4.50 0.22

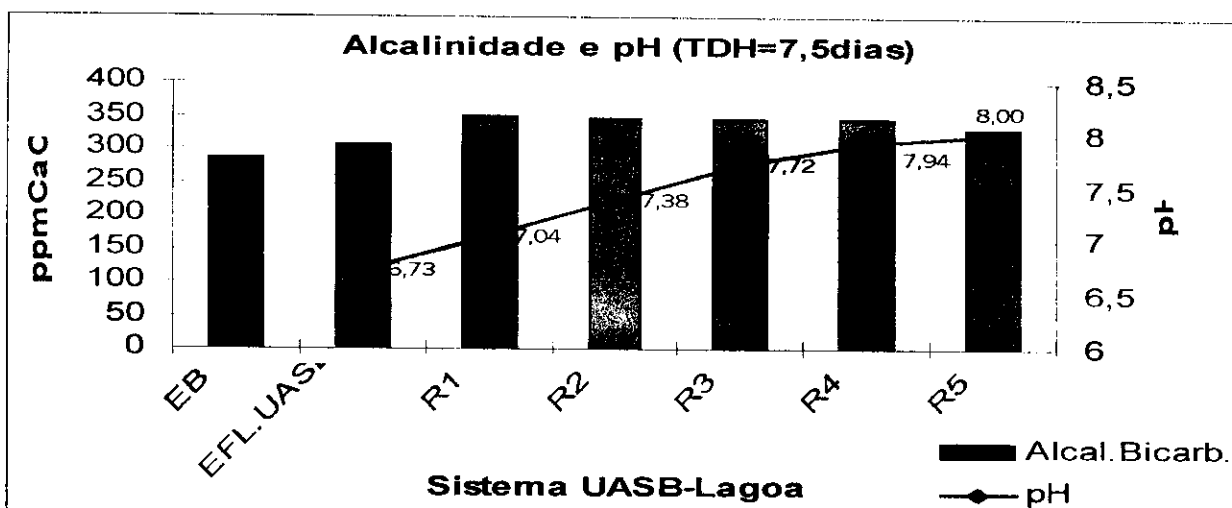


Figura 5.2 – Variação do pH (linha) e da alcalinidade (barras) ao longo do sistema UASB-Lagoa de Polimento, durante a 1ª. Fase do Experimento.

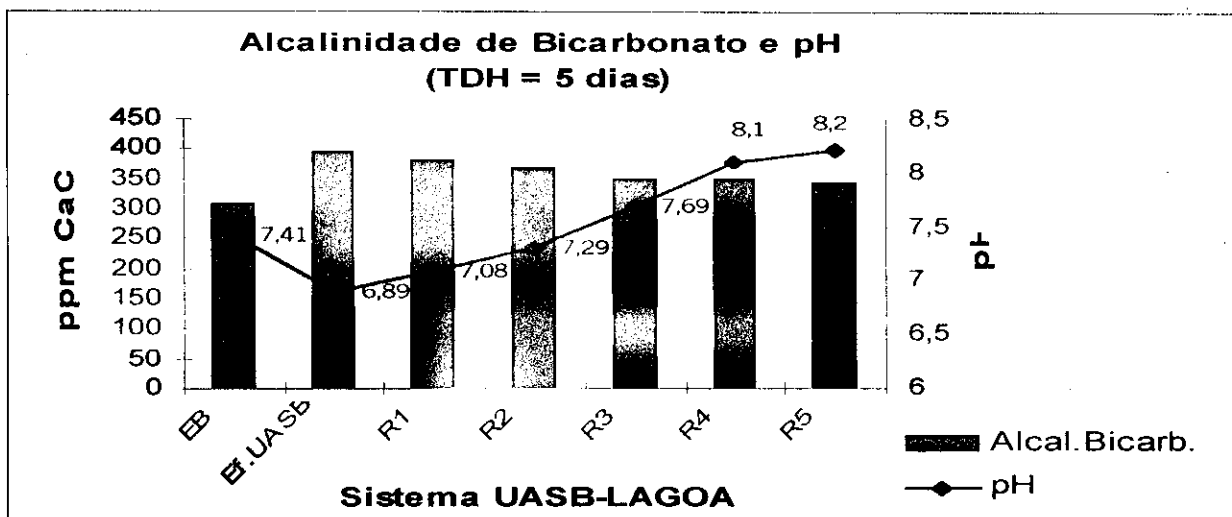


Figura 5.3 – Variação do pH (linha) e da alcalinidade (barras) ao longo do sistema UASB-Lagoa de Polimento, durante a 2ª. Fase do Experimento.

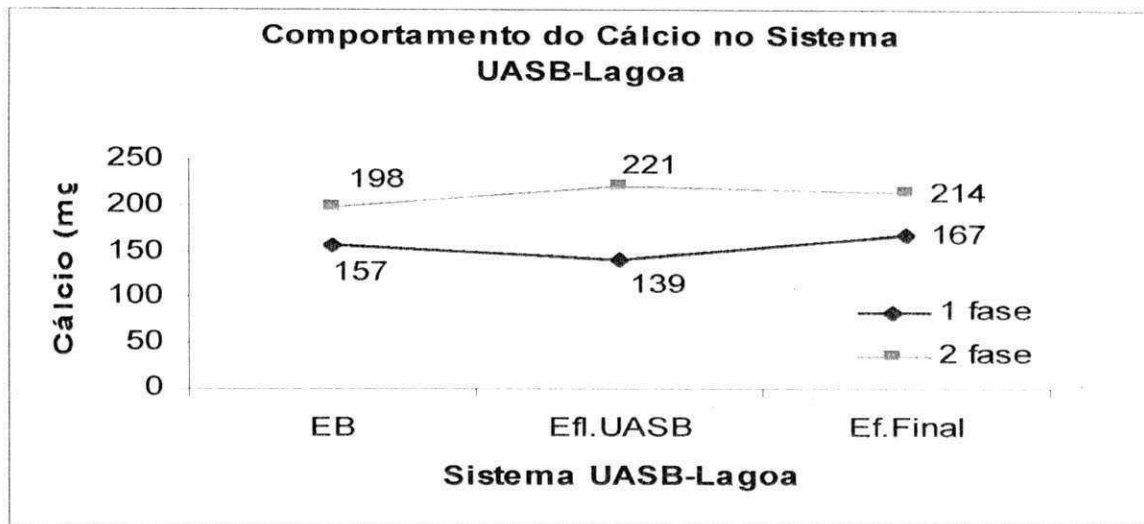


Figura 5.4 – Variação da concentração de cálcio no reator UASB (afluente e efluente) e na Lagoa de Polimento (efluente da raia 5), durante as 1ª e 2ª Fases do Experimento

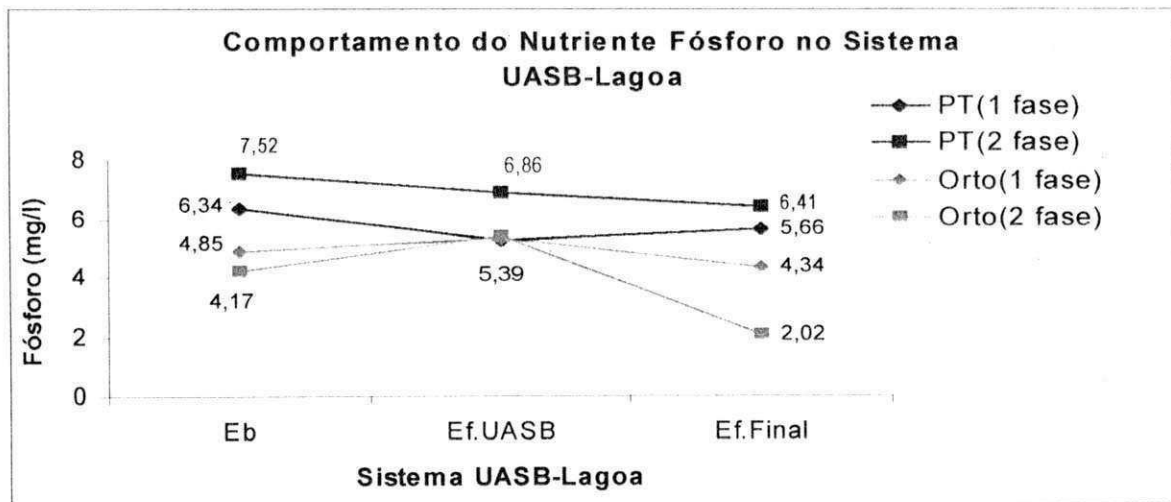


Figura 5.5 – Variação da concentração de fósforo total e ortofosfato no reator UASB (afluente e efluente) e na Lagoa de Polimento (efluente da raia 5), durante as 1ª e 2ª Fases do Experimento.

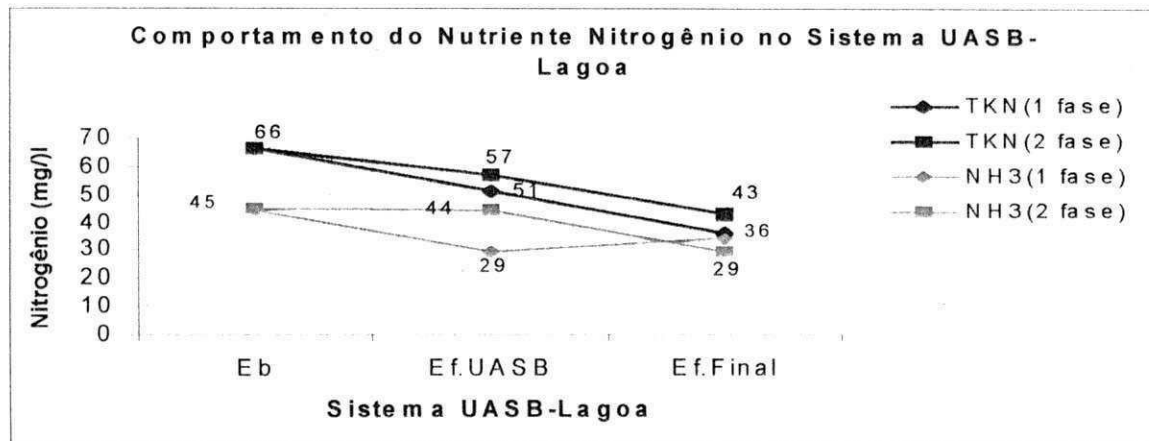
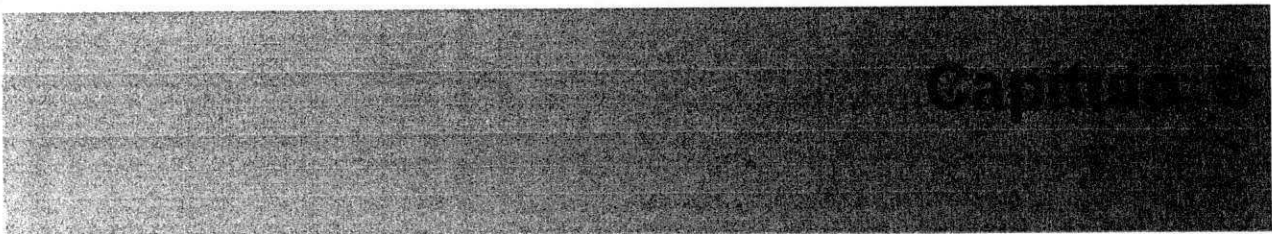


Figura 5.6 – Variação da concentração de nitrogênio total (NTK) e amônia no reator UASB (afluente e efluente) e na Lagoa de Polimento (efluente da raia 5), durante as 1ª. e 2ª. Fases do Experimento.



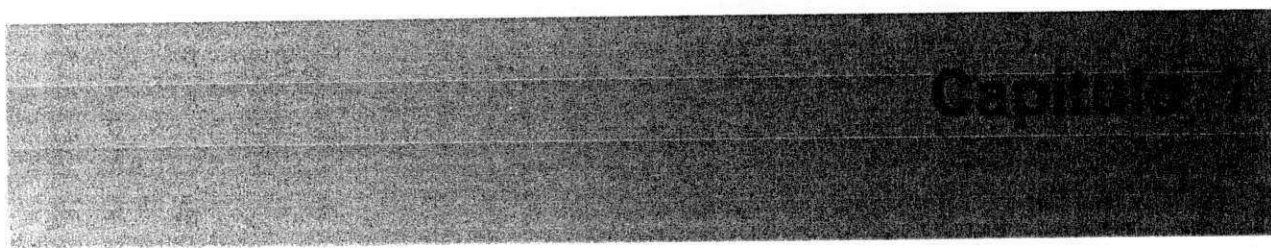
## **6.1.CONCLUSÕES**

---

Uma lagoa de polimento com profundidade de 65, compartimentada, foi usada para o pós tratamento de esgoto tratado anaerobiamente em um reator UASB. O sistema foi operado com tempos de permanência de 5 e 7,5 dias, apresentando os efluentes uma temperatura média de 25°C Durante o experimento, observou-se a variação da alcalinidade e do pH e o efeito destes parâmetros sobre a concentração dos nutrientes N&P, verificando-se ainda se houve precipitação de cálcio como carbonato. Essas observações permitem concluir que:

1. O pH aumentou de um valor marginalmente abaixo de 7 no efluente do reator UASB para um valor um pouco maior que 8 no efluente final. Este aumento é atribuído a remoção biológica e física de  $\text{CO}_2$  na lagoa de polimento;
2. A alcalinidade diminuiu na lagoa de polimento por causa da dessorção de amônia gasosa;
3. A concentração de fósforo total permaneceu essencialmente constante mas a de nitrogênio diminuiu significativamente (35 a 45%) devido a dessorção de amônia;
4. A concentração de cálcio não decresceu na lagoa de polimento, indicando que não houve precipitação de  $\text{CaCO}_3$ , embora o produto iônico de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{CO}_3^{-}$  excedesse a constante de solubilidade de  $\text{CaCO}_3$ .





## **7.1. REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFIA**

---

APHA. AWWA. WEF (1995). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19 ed. Washington: American Public Health Association.

VAN HAANDEL, A.C. e LETTINGA, G. (1994). **Tratamento anaeróbio de esgotos – um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Epgraf

VON SPERLING, M.(1996). **Lagoas de estabilização**, volume 3 , ABES.

VON SPERLING, M.(1996). **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, volume 3 , ABES, 2ª edição

SAMUEL MURGEL BRANCO, ( 1978). **Idrologia aplicada à engenharia sanitária**, 2ª edição

CHERNICHARO, C. A . L. ( 1997) **Reatores anaeróbios. ( Princípios do tratamento biológico de águas residuárias)**. SEGRAF, Belo Horizonte.

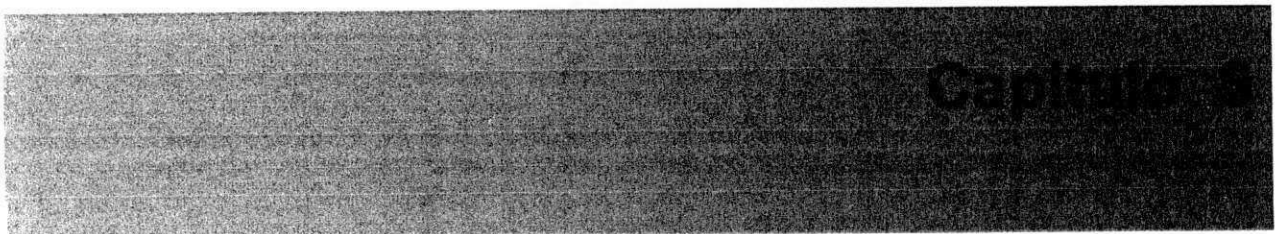
OLIVA, L.C.H.V.(1997). **Tratamento de esgotos sanitários com reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) protótipo desempenho e respostas dinâmicas às sobrecargas hidráulicas**. Escola de Engenharia de São Carlos. Tese de Doutorado- Universidade de São Paulo

TILCHE, <sup>a</sup> e VIEIRA, S.M.M. (1991). **Discussion report on reactor design of anaerobic filters and sludge bed reactors**, Wat. Sci Tech

METCALF & EDDY (1991). **Wastewater engineering – treatment, disposal and reuse**. 3ª edição. Mc Graw – Hill, Inc.

YU, H.; TAY, J. H. e WILSON, F. (1997). **A sustainable municipal wastewater treatment process for tropical and subtropical regions in developing countries**. Wat. Sci. Tech

**OLIVEIRA, M.G. (1990). Avaliação do desempenho de um digestor anaeróbio de fluxo ascendente, com manta de lodo e dispositivo de separação de fases, tratando esgoto doméstico no Nordeste do Brasil. Campina Grande. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil – Universidade Federal da Paraíba.**



ANEXO

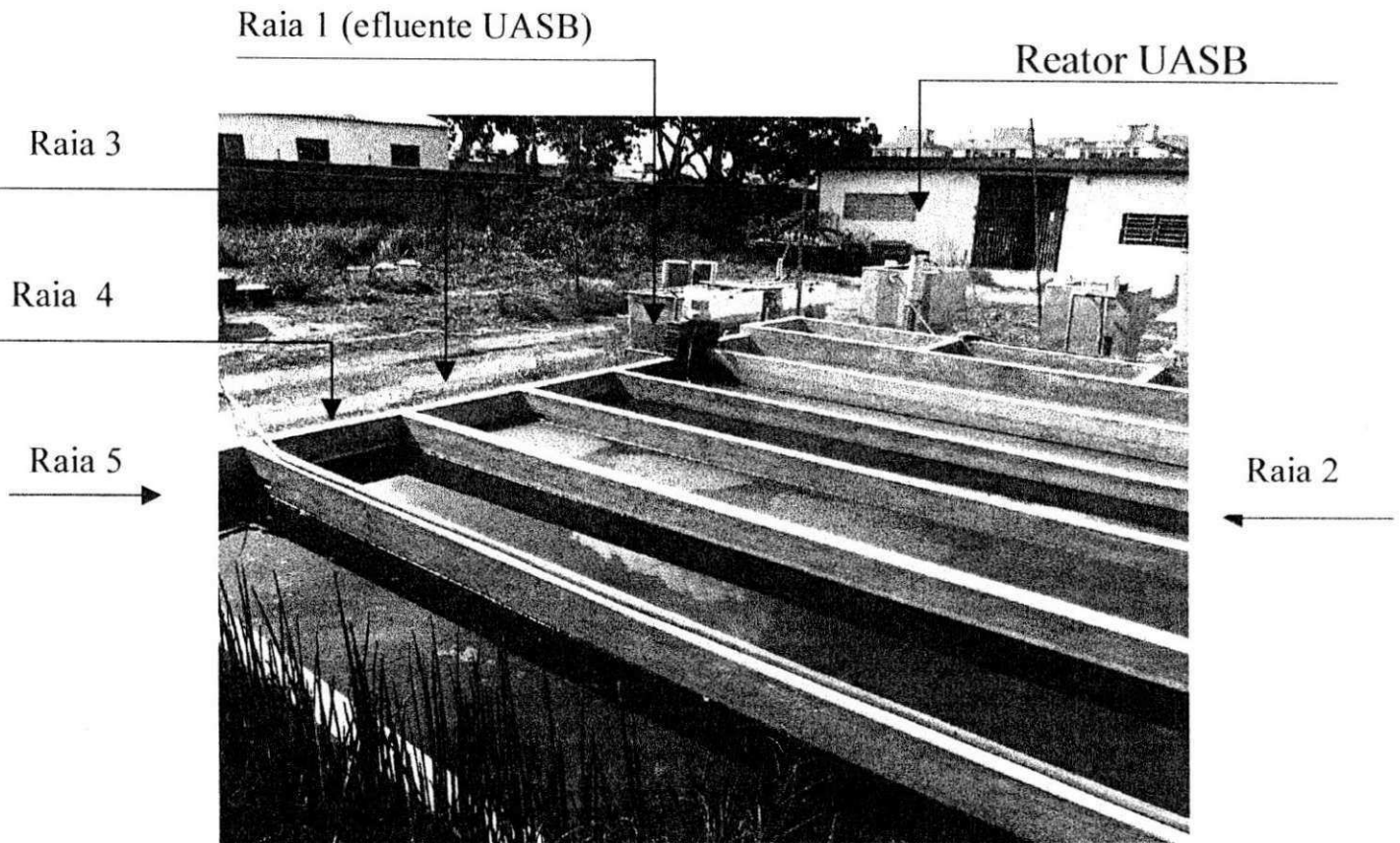


Figura 1 – Sistema Reator UASB + Lagoa de Polimento composta por cinco chicanas

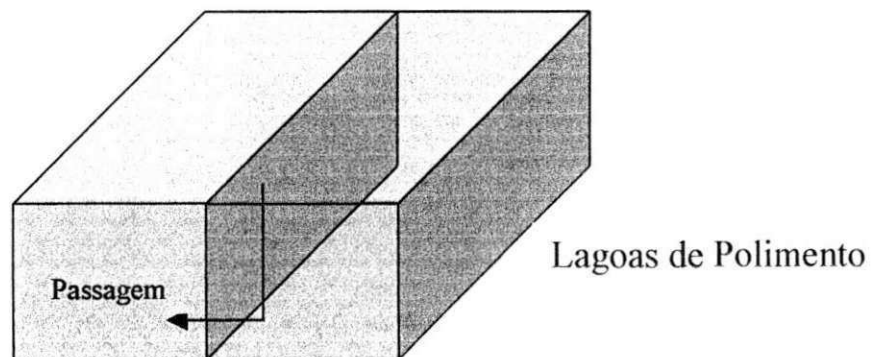


Figura 2 – Esquema da passagem de esgoto ( da superfície de uma lagoa para a camada mais profunda da lagoa seguinte)