



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA**

**CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL  
CAMPUS II - CAMPINA GRANDE**

**AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE NUTRIENTES (N e P) NA  
LAGOA ANAERÓBIA PROFUNDA DA PEDREIRA Nº7 DO PÓLO  
DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DO BAIXO PARAÍBA**

**JOÃO BATISTA DE OLIVEIRA**

**CAMPINA GRANDE**

**MARÇO/2006**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA**  
**CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E**  
**AMBIENTAL**  
**CAMPUS I – CAMPINA GRANDE**

**AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE NUTRIENTES (N e P) NA LAGOA  
ANAERÓBIA PROFUNDA DA PEDREIRA Nº 7 DO PÓLO DE TRATAMENTO DE  
ESGOTOS DO BAIXO PARAÍBA**

**JOÃO BATISTA DE OLIVEIRA**

**CAMPINA GRANDE – PB**

**MARÇO/2006**

**JOÃO BATISTA DE OLIVEIRA**

**AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE NUTRIENTES (N e P) NA LAGOA  
ANAERÓBIA PROFUNDA DA PEDREIRA Nº 7 DO PÓLO DE TRATAMENTO DE  
ESGOTOS DO BAIXO PARAÍBA**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado  
em Engenharia Civil da Universidade Federal de  
Campina Grande – UFCG, em cumprimento às  
exigências para obtenção do grau de Mestre.

**ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS**  
**SUB-ÁREA: ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

**ORIENTADORES: Prof. Dr. Rui de Oliveira**

**Profª. Dra. Mônica de Amorim Coura**

Campina Grande-PB

Março/2006



FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFPG

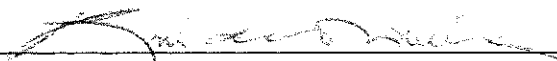
- O48a Oliveira, João Batista de  
2006 Avaliação das concentrações de nutrientes (N e P) na lagoa anaeróbia profunda da pedreira nº 7 do pólo de tratamento de esgotos do baixo Paraíba/ João Batista de Oliveira.- Campina Grande, 2006.  
77f. il.
- Referências.  
Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia.  
Orientador: Prof. Rui de Oliveira, Ph.D.
- 1- Lagoas anaeróbias 2- Lagoas profundas 3- Nitrogênio 4- Fósforo I- Título

CDU 628.357

**AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE NUTRIENTES (N e P) NA LAGOA  
ANAERÓBIA PROFUNDA DA PEDREIRA Nº 7 DO PÓLO DE TRATAMENTO DE  
ESGOTOS DO BAIXO PARAÍBA**

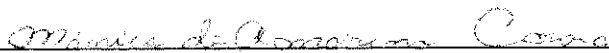
Dissertação aprovada em 31/03/06/

**COMISSÃO EXAMINADORA**



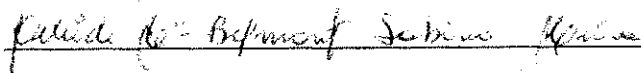
**Prof. Rui de Oliveira**

**(Orientador)**




**Profa. Mônica de Amorim Coura**

**(Orientadora)**



**Profa. Celeide M. B. S. Meira**

**(Examinador interno)**



**Prof. Valderi Duarte Leite**

**(Examinador externo)**

**Campina Grande-PB**

**Março/2006**

*Esse trabalho é dedicado  
aos meus pais, Francisco Félix e  
Maria de Lourdes, que sempre  
lutaram pela realização dos meus  
objetivos.*

## **AGRADECIMENTOS**

À DEUS, primeiramente. Luz da vida, luz do mundo.

Aos professores Dr. Rui de Oliveira e Dra. Mônica de Amorim pela orientação e contribuição científica durante a realização desse trabalho.

Aos meus pais, meus irmãos, Genilson, Genilda, Geruza e Gerivan e a minha noiva Fablísia, pela compreensão, apoio e incentivo.

Ao amigo Simão Almeida pela inestimável ajuda prestada em todas as etapas desse trabalho.

Aos colegas de mestrado, Luciano, Kleber e Manuela pela amizade, ajuda e companheirismo.

À Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA pela realização da pesquisa experimental, nas pessoas de Dr. Rubéns Falcão, Dra. Tânia Maia e Carolina Baracuhy.

Aos funcionários do Laboratório da CAGEPA, Laís, Dilermano, Soraya, Maribel, D. Cleonice, Severino, Antônio e Manassés pela ajuda durante a pesquisa de campo.

A Professora Dra. Paula Frassinetti pela contribuição dada sempre que foi solicitada.

A Professora Dra. Celeide Sabino pela orientação no tratamento estatísticos dos dados.

Aos professores da AESA pelos ensinamentos repassados ao longo do mestrado.

Aos funcionários da AESA, Alves, Cristina, e Walmária.

À CAPES, pelo apoio financeiro.

Enfim, a todos que de forma direta ou indiretamente contribuíram para realização desse trabalho.

## RESUMO

Esse trabalho teve como objetivo principal avaliar o comportamento de espécies nutrientes (N e P) em um sistema em escala real, constituído por uma lagoa anaeróbia profunda (8 metros) desenvolvida a partir de uma pedreira de exploração de calcário desativada, situada no Pólo de Tratamento de Esgotos da Bacia do Rio Paraíba na Grande João Pessoa (7° 10" Sul; 34° 49" Oeste), Estado da Paraíba, Nordeste do Brasil, além de analisar a contribuição desses nutrientes para o estuário do Rio Paraíba. A monitoração do afluente e do efluente da lagoa anaeróbia foi realizada no período de março a novembro de 2005 e as coletas eram procedidas semanalmente. As análises das variáveis, pH, Temperatura, DBO<sub>5</sub>, DQO, Nitrogênio total kjeldahl, Nitrogênio amoniacal, Fósforo total e Ortofosfato solúvel, seguiram as recomendações de APHA *et al.*, (1998). Com o objetivo de avaliar a flutuação diária das variáveis monitoradas foram realizados dois estudos de ciclo diário (perfis) com análise de amostras de esgoto bruto e efluente coletadas nos horários de 6h, 11h, 17h e 22h. Também foi registrada a medida diária da vazão afluente no período de 27 de abril a 13 de junho de 2005, o que possibilitou a estimativa do tempo de detenção hidráulica de 3,27 dias para uma vazão média de 25890 m<sup>3</sup>/d. A carga orgânica volumétrica foi de 82,5 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d, determinada a partir dos resultados da monitoração da vazão e da variável DBO<sub>5</sub> média. Foi verificado que a lagoa anaeróbia profunda não apresentou desempenho típico de lagoas anaeróbias convencionais, conforme descrito na literatura, e a sua eficiência em termos de remoção de matéria orgânica foi inferior ao observado num estudo realizado no sistema, há dois anos atrás. A remoção das espécies nutrientes também foi muito baixa. A eficiência de remoção de NTK (7,04 %) foi decorrente, principalmente, da remoção de nitrogênio orgânico no reator. No entanto, como houve aumento na parcela de nitrogênio amoniacal a remoção de NTK não foi tão expressiva. A remoção de fósforo total (4,91%) foi atribuída à sedimentação de compostos fosfatados juntamente com o material orgânico afluente que se deposita no sedimento, além da assimilação microbiana. Mesmo tendo ocorrido remoção de fósforo total, a camada de lodo funcionou como uma importante fonte fornecedora de fósforo inorgânico, levando a um equilíbrio entre as taxas de sedimentação e liberação de fósforo do sedimento. Dessa forma, as concentrações de nutrientes no efluente da lagoa anaeróbia se mostraram bem acima dos padrões recomendados pela literatura para lançamento em corpos aquáticos receptores.

**Palavras-chave:** Lagoas de estabilização, Lagoas anaeróbias, Lagoas profundas, Nitrogênio, Fósforo.



## ABSTRACT

The aim of this work was to evaluate the behaviour of nutrient species (N and P) in a full scale sewage treatment system, made up of a deep (8 m) anaerobic pond developed from an inactivated quarry of limestone exploitation, situated in the Basin of Paraíba River in the City of João Pessoa (7° 10" South; 34° 49" West), Paraíba state, Northeast Brazil. Nutrient loadings from the anaerobic pond discharged into the estuary of Paraíba River were also estimated. Monitoring of both influent raw sewage and the effluent of the anaerobic pond was carried out from March to November 2005 with samples collected weekly. The variables pH, temperature, BOD<sub>5</sub>, COD, total kjeldahl nitrogen, ammoniacal nitrogen, total phosphorus and soluble orthophosphate were analyzed according with the recommendations of APHA *et al.* (1998). With the objective of evaluating daily fluctuations of the monitored variables two studies (profiles) were carried out through the daily cycle with analysis of samples of raw sewage and pond effluent collected at 6 and 11 a.m. and 5 and 10 p.m. Based on flow-rate data collected from 27<sup>th</sup> April to 13<sup>th</sup> June 2005, a daily average flow of 25890 m<sup>3</sup>/d and a mean hydraulic retention time of 3.27 days were estimated. The volumetric organic load was of 82.5 gBOD<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d, being verified that the deep anaerobic pond did not show a typical performance of conventional anaerobic ponds, as described in literature. In fact, its efficiency in terms of organic matter removal was less than that observed in a study carried out two years ago. Removals of the nutrient species were very low. Total kjeldahl nitrogen removal efficiency (7.04 %) was mainly due to organic nitrogen removal in the reactor being observed an increase in the ammoniacal nitrogen. The removal of total phosphorus was only 4.91% and soluble orthophosphate increased 18.4% due to phosphorus transformations and orthophosphate diffused from the sludge layer. Nutrient concentrations in the effluent of the anaerobic pond were well above the standards for discharges into receiving water bodies being recommended the system to be upgraded by incorporating additional treatment units which could be developed from inactivated quarries of limestone exploitation nearby.

**Keywords** - Stabilization ponds, Anaerobic ponds, Deep ponds, Nitrogen, Phosphorus.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 2.1</b> – Ciclo de nitrogênio.....	7
<b>Figura 2.2</b> – Ciclo de fósforo no ambiente aquático.....	10
<b>Figura 2.3</b> – Transformações biológicas de nitrogênio.....	14
<b>Figura 2.4</b> – Transformações cíclicas de fósforo em lagoas de estabilização.....	16
<b>Figura 2.5</b> – Balanço de massa de fósforo total em lagoas de estabilização.....	20
<b>Figura 3.1</b> – Representação esquemática do sistema.....	25
<b>Figura 3.2</b> – Esquema do esgotamento sanitário de João Pessoa.....	26
<b>Figura 3.3</b> – Tanques dos Esses.....	27
<b>Figura 3.4</b> – Vista geral da entrada da lagoa anaeróbia.....	28
<b>Figura 3.5</b> – Mapa de localização dos Pólos de Tratamento de Esgotos da cidade de João Pessoa.....	29
<b>Figura 3.6</b> – Grade mecanizada e caixa de areia.....	30
<b>Figura 3.7</b> – Dispositivos de entrada do esgoto bruto na lagoa anaeróbia.....	30
<b>Figura 3.8</b> – Vertedor de saída do efluente da lagoa anaeróbia.....	31
<b>Figura 3.9</b> – Medidor de vazão.....	34
<b>Figura 4.1</b> – Variação da vazão diária de esgoto bruto na ETE do Róger no período de 27/04 a 13/06/05.....	38
<b>Figura 4.2</b> – Variação dos valores de pH no esgoto bruto e no efluente da lagoa do Róger, João Pessoa – PB.....	41
<b>Figura 4.3</b> – Variação no ciclo diário do pH do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 31/08/05.....	42
<b>Figura 4.4</b> – Variação no ciclo diário do pH do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 25/10/05.....	42
<b>Figura 4.5</b> – Variação de temperatura do esgoto bruto e do efluente da lagoa do Róger, João Pessoa – PB.....	43
<b>Figura 4.6</b> – Variação no ciclo diário da temperatura do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 31/08/05.....	43
<b>Figura 4.7</b> – Variação no ciclo diário da temperatura do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 25/10/05.....	44

<b>Figura 4.8</b> – Variação da DQO do esgoto bruto e do efluente da lagoa do Róger, João Pessoa – PB.....	46
<b>Figura 4.9</b> – Variação no ciclo diário da DQO do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 31/08/05.....	47
<b>Figura 4.10</b> – Variação no ciclo diário da DQO do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 25/10/05.....	47
<b>Figura 4.11</b> – Variação da DBO <sub>5</sub> do esgoto bruto e do efluente da lagoa do Róger, João Pessoa – PB.....	48
<b>Figura 4.12</b> – Variação no ciclo diário da DBO <sub>5</sub> do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 31/08/05.....	49
<b>Figura 4.13</b> – Variação no ciclo diário da DBO <sub>5</sub> do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 25/10/05.....	49
<b>Figura 4.14</b> – Variação das concentrações de nitrogênio total do esgoto bruto e do efluente da lagoa do Róger, João Pessoa – PB.....	53
<b>Figura 4.15</b> – Variação no ciclo diário de nitrogênio total do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 31/08/05.....	54
<b>Figura 4.16</b> – Variação no ciclo diário de nitrogênio total do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 25/10/05.....	54
<b>Figura 4.17</b> – Variação das concentrações de nitrogênio orgânico do esgoto bruto e do efluente da lagoa do Róger, João Pessoa – PB.....	55
<b>Figura 4.18</b> – Variação no ciclo diário de nitrogênio orgânico do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 31/08/05.....	56
<b>Figura 4.19</b> – Variação no ciclo diário de nitrogênio orgânico do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 25/10/05.....	56
<b>Figura 4.20</b> – Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal do esgoto bruto e do efluente da lagoa do Róger, João Pessoa – PB.....	57
<b>Figura 4.21</b> – Variação no ciclo diário de nitrogênio amoniacal do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 31/08/05.....	58
<b>Figura 4.22</b> – Variação no ciclo diário de nitrogênio amoniacal do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 25/10/05.....	58
<b>Figura 4.23</b> – Variação das concentrações de fósforo total do esgoto bruto e do efluente da lagoa do Róger, João Pessoa – PB.....	60

<b>Figura 4.24</b> – Variação no ciclo diário de fósforo total do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 31/08/05.....	61
<b>Figura 4.25</b> – Variação no ciclo diário de fósforo total do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 25/10/05.....	61
<b>Figura 4.26</b> – Variação das concentrações de ortofosfato solúvel do esgoto bruto e do efluente da lagoa do Róger, João Pessoa – PB.....	62
<b>Figura 4.27</b> – Variação no ciclo diário de ortofosfato solúvel do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 31/08/05.....	63
<b>Figura 4.28</b> – Variação no ciclo diário de ortofosfato solúvel do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 25/10/05.....	63

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 2.1</b> – Principais espécies iônicas de fosfato e suas percentagens em diferentes valores de pH.....	10
<b>Tabela 2.2</b> – Concentrações das diferentes formas de nitrogênio nas águas residuárias domésticas.....	11
<b>Tabela 2.3</b> – Contribuição per capita diária de nitrogênio amoniacal e nitrato de uma residência.....	12
<b>Tabela 3.1</b> – Características físicas da lagoa anaeróbia da Pedreira N° 7.....	31
<b>Tabela 3.2</b> – Características operacionais da lagoa anaeróbia da Pedreira N° 7.....	31
<b>Tabela 3.3</b> – Descrição dos métodos das variáveis analisadas.....	33
<b>Tabela 4.1</b> – Dados da vazão diária do esgoto bruto na ETE do Róger e da precipitação ocorrida na cidade de João Pessoa no período de 27/04 a 13/06/05.....	37
<b>Tabela 4.2</b> – Análise estatística descritiva dos valores de vazão diária de esgoto bruto na ETE do Róger no período de 27/04 a 13/06/05.....	38
<b>Tabela 4.3</b> – Análise estatística descritiva das variáveis físico-químicas de caracterização do sistema observada no esgoto bruto (EB) e no efluente (EF) da lagoa anaeróbia da ETE do Róger.....	39
<b>Tabela 4.4</b> – Valores das variáveis físico-químicas de caracterização do sistema obtidos no primeiro perfil realizado no esgoto bruto (EB) e no efluente (EF) da lagoa anaeróbia em 31/08/05.....	39
<b>Tabela 4.5</b> – Valores das variáveis físico-químicas de caracterização do sistema obtidos no segundo perfil realizado no esgoto bruto (EB) e no efluente (EF) da lagoa anaeróbia em 25/10/05.....	40
<b>Tabela 4.6</b> – Resumo da análise de variância (ANOVA-fator único) aplicada aos dados de DQO.....	46
<b>Tabela 4.7</b> – Resumo da análise de variância (ANOVA-fator único) aplicada aos dados de DBO <sub>5</sub> .....	48
<b>Tabela 4.8</b> – Análise estatística descritiva dos dados de nutrientes determinados no esgoto bruto (EB) e no efluente (EF) da lagoa anaeróbia da ETE do Róger.....	50
<b>Tabela 4.9</b> – Valores de nutrientes obtidos no primeiro perfil realizado no esgoto bruto (EB) e no efluente (EF) da lagoa anaeróbia em 31/08/05.....	50

<b>Tabela 4.10</b> – Valores de nutrientes obtidos no segundo perfil realizado no esgoto bruto (EB) e no efluente (EF) da lagoa anaeróbia em 25/10/05.....	51
<b>Tabela 4.11</b> – Resumo da análise de variância (ANOVA-fator único) aplicada aos dados de nitrogênio total.....	53
<b>Tabela 4.12</b> – Resumo da análise de variância (ANOVA-fator único) aplicada aos dados de nitrogênio orgânico.....	55
<b>Tabela 4.13</b> – Resumo da análise de variância (ANOVA-fator único) aplicada aos dados de nitrogênio amoniacal.....	57
<b>Tabela 4.14</b> – Resumo da análise de variância (ANOVA-fator único) aplicada aos dados de fósforo total.....	60
<b>Tabela 4.15</b> – Resumo da análise de variância (ANOVA-fator único) aplicada aos dados de ortofosfato solúvel.....	62
<b>Tabela 4.16</b> – Cargas de nutrientes descarregadas pela lagoa anaeróbia.....	64
<b>Tabela 4.17</b> – Matriz de correlação das variáveis analisadas no esgoto bruto.....	65
<b>Tabela 4.18</b> – Matriz de correlação das variáveis analisadas no efluente.....	66

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>CAPÍTULO 2 – REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	4
2.1 Ciclos de espécies nutrientes (N e P) em ecossistemas estuarinos.....	4
2.1.1 Ciclo de nitrogênio.....	4
2.1.2 Ciclo de fósforo.....	8
2.2 Nitrogênio e fósforo em sistemas de tratamento de águas residuárias domésticas.....	11
2.2.1 Contribuições brutas de nitrogênio.....	11
2.2.2 Contribuições brutas de fósforo.....	12
2.2.3 Transformações de nutrientes em sistemas biológicos anaeróbios.....	13
2.2.3.1 Transformações de nitrogênio.....	13
2.2.3.2 Transformações de fósforo.....	15
2.2.4 Remoção de nutrientes em lagoas anaeróbias.....	16
2.2.4.1 Remoção de nitrogênio.....	16
2.2.4.2 Remoção de fósforo.....	17
2.2.5 Variação cíclica de contribuições de nutrientes.....	20
2.3 Fatores ambientais que afetam a dinâmica das transformações de espécies nutrientes em lagoas anaeróbias.....	21
2.3.1 A condição anaeróbia.....	21
2.3.2 A comunidade microbiana.....	22
2.3.3 pH.....	23
<b>CAPÍTULO 3 – MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	25
3.1 Local e período de estudo.....	25
3.2 Descrição do sistema.....	26
3.2.1 Tratamento de esgoto sanitário da cidade de João Pessoa.....	26
3.2.2 Características do sistema estudado.....	27
3.3 Coleta das amostras na lagoa.....	32
3.4 Variáveis analisadas.....	32
3.5 Procedimentos analíticos.....	33

3.6	Medição de vazão da lagoa.....	34
3.7	Análise estatística.....	34
<b>CAPÍTULO 4 – APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS.....</b>		<b>36</b>
4.1	Dados de vazão.....	36
4.2	Variáveis físico-químicas de caracterização do sistema.....	38
4.2.1	pH e Temperatura.....	40
4.2.2	DQO e DBO <sub>5</sub> .....	44
4.3	Nutrientes.....	49
4.3.1	Nitrogênio.....	51
4.3.2	Fósforo.....	59
4.3.3	Cargas de nitrogênio e fósforo no efluente da lagoa anaeróbia.....	64
4.4	Análise de correlação das variáveis analisadas.....	64
<b>CAPÍTULO 5 – DISCUSSÃO.....</b>		<b>67</b>
5.1	Sobre o desempenho da lagoa anaeróbia.....	67
5.2	Sobre o lançamento de efluente da lagoa anaeróbia no estuário do Rio Paraíba.....	69
5.3	Perspectivas.....	71
<b>CAPÍTULO 6 – CONCLUSÕES.....</b>		<b>72</b>
<b>CAPÍTULO 7 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>		<b>73</b>



## **CAPÍTULO 1**

### **Introdução**

---

---

A poluição dos ecossistemas aquáticos tem se tornado um dos grandes problemas enfrentados pela sociedade atual. Em consequência do avanço tecnológico e do aumento populacional, tem ocorrido também aumento na demanda de água de abastecimento e na produção de águas residuárias, que quando lançadas no meio ambiente sem um tratamento adequado, ocasionam a exaustão dos recursos naturais e a diminuição da qualidade ambiental, com risco à integridade dos ecossistemas e à saúde pública.

O lançamento indiscriminado de material orgânico nos corpos hídricos traz como consequência imediata alterações das características do meio, acarretando a morte de diversos organismos. Uma das principais consequências da poluição aquática é a eutrofização do corpo receptor. Esse fenômeno é caracterizado pelo enriquecimento de corpos aquáticos por nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, ocasionando aumento da produtividade biológica da massa líquida, comprometendo a qualidade da água.

A eutrofização é um processo que pode ser natural ou artificial. No processo natural os nutrientes são carregados pelas chuvas e águas de escoamento superficial que se acumulam gradualmente no sedimento, com consequente diminuição da profundidade média da coluna d'água, acompanhada pelo aumento da produtividade primária (LAWS, 1993). A eutrofização artificial, antrópica ou cultural, é decorrente principalmente do lançamento de esgotos domésticos e industriais que levam, a água receptora, compostos orgânicos complexos, onde através da oxidação biológica, contribuem para a formação de quantidades relativamente elevadas de nitrato e fosfato. Esteves & Barbosa (1986), citam ainda outros fatores contribuintes para o enriquecimento do ambiente aquático como a queda de partículas

provenientes da poluição atmosférica, águas de chuva e a drenagem e erosão de solos fertilizados.

A eutrofização cultural apresenta maior importância que a natural por aumentar a velocidade do processo, além de causar maiores modificações físico-químicas e biológicas nos ecossistemas. De acordo com Esteves (1998), a eutrofização antrópica provoca alterações no pH, aumento da concentração de gases (metano e gás sulfídrico), alterações na diversidade e concentração dos microrganismos e em estado avançado provoca séria redução na concentração de oxigênio dissolvido presente na coluna d'água, causando a morte de peixes e outros organismos aeróbios, além de ocasionar intenso mau cheiro.

Os estuários, que são corpos d'água litorâneos semifechados com acesso livre para o oceano, onde as águas do mar se misturam com a água doce (BRAGA, 2002), também estão sujeitos à eutrofização. Esses ecossistemas servem de habitat para diversos animais, apresentam grande produtividade biológica e suas condições ambientais são muito especiais e adversas, o que os torna altamente vulneráveis, podendo ser destruídos se houver alterações abruptas em alguns dos seus parâmetros ambientais. A dinâmica dos estuários é particularmente complexa, devido às influências de cheias e vazantes dos rios, bem como das marés.

Muitos dos problemas tróficos existentes nos estuários e zonas costeiras têm origem no excesso de nutrientes, resultante do sucessivo enriquecimento dos rios durante o seu percurso até o mar e também de descargas diretas nestes sistemas. Segundo Goldman & Horne (1996) os estuários estão entre os sistemas mais produtivos do mundo. A consequência principal da eutrofização cultural nesses ecossistemas é o aumento da produtividade primária decorrente do crescimento excessivo das populações de organismos fotossintéticos, comprometendo, por seus efeitos, os diversos usos da água. O aumento da produtividade ocasiona um desequilíbrio ecológico ao meio que passa a produzir mais matéria orgânica do que é capaz de consumir (ESTEVES, 1998). Além disso, o excesso de matéria orgânica oriunda de efluentes provoca a perda de habitats dos animais que sobrevivem nos estuários, ocasiona a diminuição de oxigênio livre e a redução da macrofauna aquática, ocorrendo, como consequência, queda na produção pesqueira (MARCELINO, 2000). Dessa forma, é indispensável o tratamento das águas residuárias a serem lançadas nesses ecossistemas, tendo em vista a preservação dos recursos naturais.

O estuário do Rio Paraíba, situado na porção mediana do litoral do Estado da Paraíba, recebe efluentes domésticos provenientes de parte da Grande João Pessoa. O lançamento de esgotos ao longo desse ecossistema estuarino, decorrentes das atividades humanas das

populações adjacentes, tem provocado sérias implicações ecológicas e alterações estéticas ao ambiente, como a eutrofização do meio.

A finalidade básica do tratamento de esgotos é a modificação de suas características indesejáveis, de maneira que possam ser lançados no meio ambiente ou reusados sem causar danos à qualidade ambiental e à saúde pública, como estabelecido pelos órgãos de controle ambiental.

Dentre os vários sistemas de tratamento de esgotos as lagoas de estabilização se destacam por apresentarem baixo custo de implantação, operação e manutenção, capacidade de suportar sobrecargas orgânicas e alta eficiência na remoção de matéria orgânica e microrganismos patogênicos. As lagoas anaeróbias embora não atendam aos padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores, promovem considerável remoção de matéria orgânica das águas residuárias, além de ocuparem áreas relativamente pequenas. Com o intuito de tratar parte dos esgotos domésticos da Grande João Pessoa, foi feita a adaptação de uma pedreira desativada (Pedreira Nº 7), utilizada na exploração de calcário, para uma lagoa anaeróbia profunda, localizada na Bacia do Baixo Paraíba, no bairro do Róger em João Pessoa.

Este trabalho tem como objetivos principais avaliar o comportamento de espécies nutrientes (N e P) na lagoa anaeróbia profunda da Pedreira Nº 7 e a contribuição desses nutrientes para o estuário do Rio Paraíba.

## CAPÍTULO 2

### Revisão de literatura

---

#### 2.1 – CICLOS DE ESPÉCIES NUTRIENTES (N e P) EM ECOSISTEMAS ESTUARINOS

##### 2.1.1 - Ciclo de nitrogênio

O nitrogênio é um elemento de fundamental importância no metabolismo dos seres vivos por ser imprescindível à formação das proteínas, aminoácidos e ácidos nucleicos nas células de vegetais e animais. De acordo com Santos (1987), a matéria seca de cada célula viva contém uma percentagem de nitrogênio variando entre 1 e 2%.

Nos ambientes aquáticos o nitrogênio se apresenta sob diversas formas, como amônia ( $\text{NH}_3$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrogênio molecular ( $\text{N}_2$ ), nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos, etc.), óxido nítrico ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos), dentre outros (ESTEVES, 1998) e, do ponto de vista da química inorgânica, pode assumir um grande número de estados de oxidação, indo das formas mais reduzidas ( $\text{Nox} = -3$ ) como o nitrogênio amoniacal à forma mais oxidada ( $\text{Nox} = +5$ ) como o nitrato (SAWYER *et al.*, 1994). O íon amônio e o nitrato são as formas de nitrogênio que apresentam maior importância nos ecossistemas aquáticos por serem as principais fontes de nitrogênio para os produtores primários. As diferentes formas de nitrogênio presentes na natureza e seus principais mecanismos de transformações estão, esquematicamente, apresentadas na Figura 2.1.

A maior parte do nitrogênio que existe na terra encontra-se na atmosfera sob a forma de nitrogênio molecular ( $\text{N}_2$ ) que, além de não ser reativa, também não é capaz de ser imediatamente utilizada pela maioria das formas de vida (NASCIMENTO Jr., 1998). A

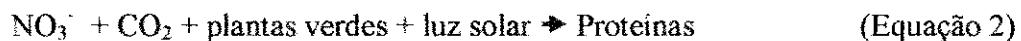
fixação biológica do nitrogênio atmosférico é restrita apenas aos microrganismos que possuem um sistema denominado nitrogenase, capaz de transformar o nitrogênio molecular em nitrogênio protéico (Equação 1), e ocorre principalmente em ambientes aquáticos pobres em oxigênio dissolvido e nitrogênio amoniacal (METCALF & EDDY, 2003).

As bactérias e cianobactérias são exemplos de organismos procarióticos que possuem o sistema enzimático nitrogenase. Segundo Esteves (1998), as bactérias do gênero *Clostridium* e *Azotobacter* e as cianobactérias do gênero *Nostoc*, *Anabaena* e *Aphanizomenon* são capazes de converter o nitrogênio atmosférico em componentes biológicos disponíveis.

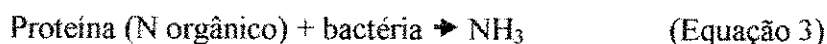


O nitrogênio gasoso também pode ser oxidado para nitrato durante as descargas elétricas. Na atmosfera esse composto reage com a água formando ácido nítrico que chega ao solo através da chuva, num fenômeno denominado de chuva ácida.

Os compostos nitrogenados provenientes da fixação biológica e oxidação através de descargas elétricas são absorvidos pelas plantas e transformados em proteína vegetal. Os animais ao consumirem as plantas ou seus produtos transformam a proteína vegetal em proteína animal. Os nitratos formados são utilizados pelas plantas como fertilizantes e convertidos em proteínas (Equação 2).



O nitrogênio orgânico juntamente com as proteínas presentes nos corpos de animais mortos e plantas sofre a ação de bactérias saprófitas, sob condições aeróbias ou anaeróbias, com conseqüente formação de compostos nitrogenados reduzidos como a amônia (Equação 3) que serão assimilados pelos organismos durante seus processos de reprodução e crescimento. Esses compostos são utilizados na síntese de material celular das bactérias e algas que, ao morrerem, sedimentam associadas com outros sólidos sedimentáveis e, em seguida são degradadas por bactérias, realimentando o sedimento com amônia. O processo de amonificação também é realizado por outros microrganismos como actinomicetos (bactérias de organização filamentosa, muitas vezes ramificada) e fungos (BITTON, 1994). Segundo Santos (1987), como o nitrogênio amoniacal tem o mesmo nível de oxidação ( $\text{Nox} = -3$ ) que o nitrogênio dos constituintes orgânicos das células, na sua assimilação não há necessidade de oxidação ou redução, sendo utilizado diretamente para a formação de aminoácidos.



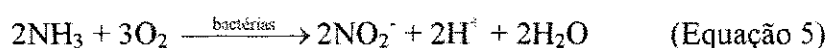
O nitrogênio também está presente nos dejetos humanos. Na urina se encontra principalmente sob a forma de uréia, a qual é hidrolisada rapidamente por enzimas urease para carbonato de amônio (Equação 4) (SAWYER *et al.*, 1994). O material fecal contribui, sobretudo, com nitrogênio orgânico através das proteínas que são degradadas pelas bactérias com conseqüente liberação de nitrogênio amoniacal (BARNES & BLISS, 1983).



A amônia liberada a partir da degradação de proteínas ou uréia pode ser utilizada pelas plantas na produção de proteína vegetal. Nos ecossistemas aquáticos essa forma de nitrogênio, quando em excesso, torna-se tóxica ao zooplâncton, peixes e, particularmente às algas (SAWYER *et al.*, 1994). Essa toxidez é ocasionada em virtude da amônia atravessar mais facilmente as membranas celulares e alterar o sistema fotossintético (da SILVA, 1994). De acordo com Barnes & Bliss (1983), para diversos tipos de organismos a concentração tolerável de nitrogênio amoniacal gasoso presente na água deve estar abaixo de 0,5 mgN/l. Estudos realizados por Abeliovich & Azov (1976) em lagoas de estabilização, mostraram que em pH acima de 8,0 concentrações de amônia superiores a 28 mgN/l podem provocar uma considerável redução na atividade fotossintética das algas.

A transformação da amônia a nitrato é feita através de mecanismos de oxidação realizados por bactérias estritamente aeróbias quimioautotróficas denominadas nitrificantes. Por ser um processo predominantemente aeróbio a nitrificação ocorre somente onde há a presença de oxigênio como a coluna d'água e a superfície do sedimento.

No processo de nitrificação as bactérias do gênero *Nitrosomonas* convertem amônia a nitrito (Equação 5) e estes são oxidados a nitratos (Equação 6) por outro grupo de bactérias do gênero *Nitrobacter*. Diversos compostos encontrados nas águas residuárias são tóxicos às bactérias nitrificantes como cianetos, fenóis, anilinas e certos metais pesados (BITTON, 1994).



Os nitratos também são formados a partir da oxidação direta do nitrogênio e são utilizados pelas plantas como fertilizantes, podendo ser reduzidos a nitrogênio molecular ou a amônia, sob condições anaeróbias, pelo processo de desnitrificação.

A desnitrificação é um processo biológico em que ocorre a redução de nitrato a nitrogênio molecular, sob condições anaeróbias, por algumas espécies de bactérias heterotróficas facultativas que utilizam nitritos e nitratos como aceptores finais de elétrons e é realizada em duas etapas. Na primeira etapa ocorre a redução de nitrato a nitrito e na etapa seguinte há a produção de óxido nítrico, óxido nitroso e nitrogênio molecular (Equação 7) (METCALF & EDDY, 2003). Nos ecossistemas aquáticos, o principal local onde ocorre desnitrificação é no sedimento, pois além das baixas condições de oxigenação, há disponibilidade de grande quantidade de substrato orgânico (ESTEVES, 1998).

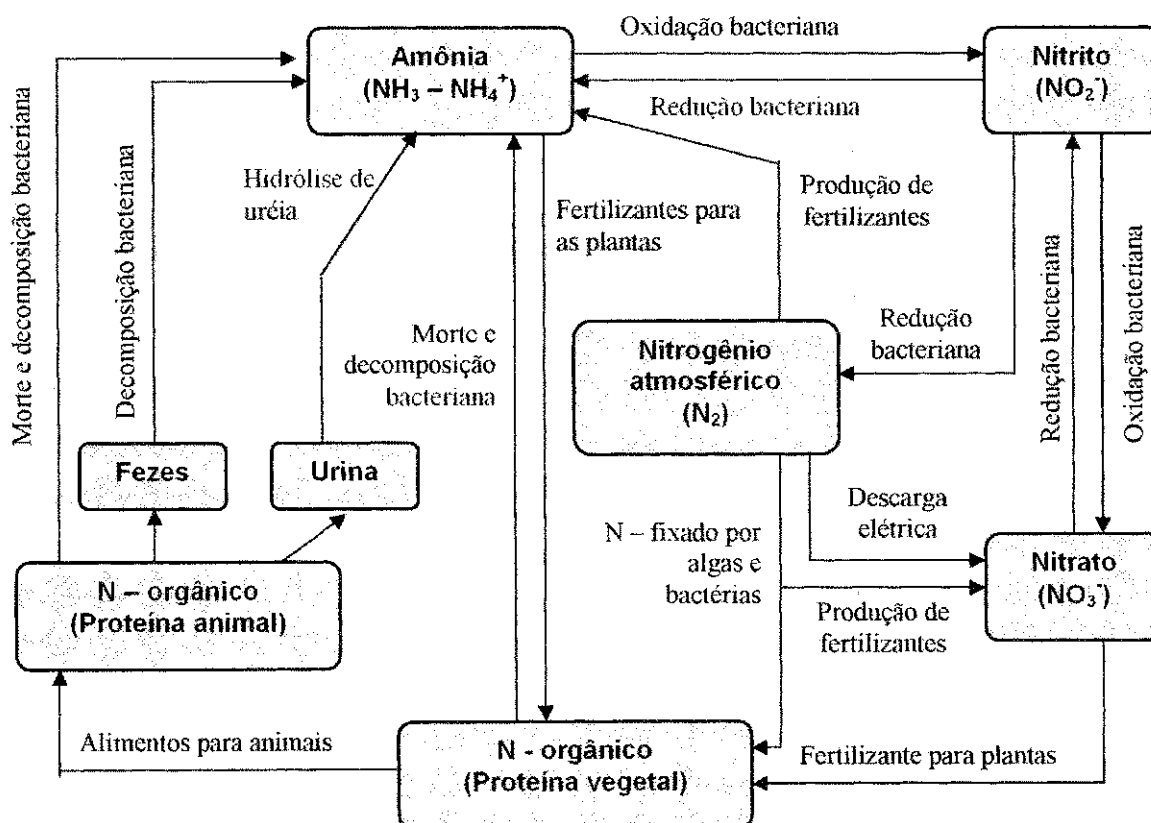
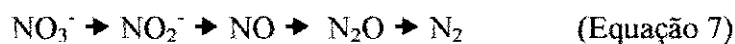


Figura 2.1 – Ciclo de nitrogênio.

Fonte: Adaptado de METCALF & EDDY (2003).

### 2.1.2 - Ciclo de fósforo

O fósforo é um elemento essencial para todo organismo vivo e encontra-se na natureza principalmente sob as formas de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico. Este elemento tem importância relevante em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos como o armazenamento de energia e estruturação da membrana celular (ESTEVES, 1998).

O fósforo pode ser encontrado em diversos ambientes como o solo e a água, além de estar presente nas plantas, nos animais, nos microrganismos e em diversos compostos minerais e orgânicos. Nos ecossistemas aquáticos o fósforo se encontra tanto na forma orgânica como inorgânica. O fósforo orgânico pode ocorrer na forma solúvel e tem como principal fonte restos de vegetais em decomposição, que contêm de 0,05 a 0,5 % deste elemento (LIMA, 2001). O fósforo inorgânico é encontrado na forma solúvel, especialmente como ortofosfato, que é a principal forma de fosfato assimilada pelos vegetais aquáticos, e na forma insolúvel, como apatita ou outros compostos semelhantes que contêm fósforo em sua estrutura.

O ortofosfato é a forma de fósforo mais prontamente disponível para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões a formas mais simples (SAWYER *et al.*, 1994; VON SPERLING, 1996). As principais formas de ortofosfato ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ) presentes nos ambientes aquáticos são dependentes do pH do meio. Como os corpos hídricos apresentam pH geralmente próximo à neutralidade, as formas de ortofosfato predominantes são  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  e  $\text{HPO}_4^{2-}$ . Na Tabela 2.1 são apresentadas as principais espécies iônicas de fosfato e suas percentagens em diferentes valores de pH.

Em ambientes hídricos os compostos de fósforo podem ser oriundos de fontes naturais e artificiais. As fontes naturais são constituídas principalmente pelas rochas que formam a bacia de drenagem, material particulado presente na atmosfera e o fosfato proveniente da decomposição de material orgânico alóctone. As fontes artificiais de maior importância são as águas residuárias, fertilizantes agrícolas e materiais particulados de origem industrial presente na atmosfera.

Os esgotos domésticos são a maior fonte contribuidora de fósforo. Esse elemento se encontra nas fezes humanas, detergentes sintéticos e outros subprodutos das atividades humanas (SAWYER *et al.*, 1994; VON SPERLING, 1996). Segundo Metcalf & Eddy (2003), as águas residuárias municipais contêm de 4 a 15 mg/l de fósforo. Essa concentração varia notadamente com a quantidade e a qualidade das águas de abastecimento, hábitos locais e, particularmente, pelo uso de detergentes sintéticos (OLIVEIRA, 1990; ARAÚJO, 1999). Do



total desse nutriente presente nos esgotos domésticos Goldman & Horne (1996), afirmam que 50% são provenientes dos detergentes sintéticos.

Silva (1982), pesquisando uma série de lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos da cidade de Campina Grande, no Nordeste do Brasil, encontrou no esgoto bruto uma concentração média de fósforo total de 7,37 mgP/l, sendo que 45% dessa concentração era correspondente a ortofosfato solúvel.

Na natureza o fósforo sofre uma série de modificações através da ação de microrganismos. Na Figura 2.2 está apresentado o esquema do ciclo do fósforo nos ambientes aquáticos.

A erosão provocada pelas chuvas carrega minerais fosfatados para os ecossistemas aquáticos. Parte do fósforo que chega a esses ambientes irá formar o sedimento e outra parte é assimilada pelo fitoplâncton e macrófitas aquáticas que serão consumidas pelo zooplâncton e peixes. Esses seres juntamente com o benton retornam parte do fósforo assimilado para a coluna d'água através da excreção dos seus dejetos como também pela sua decomposição.

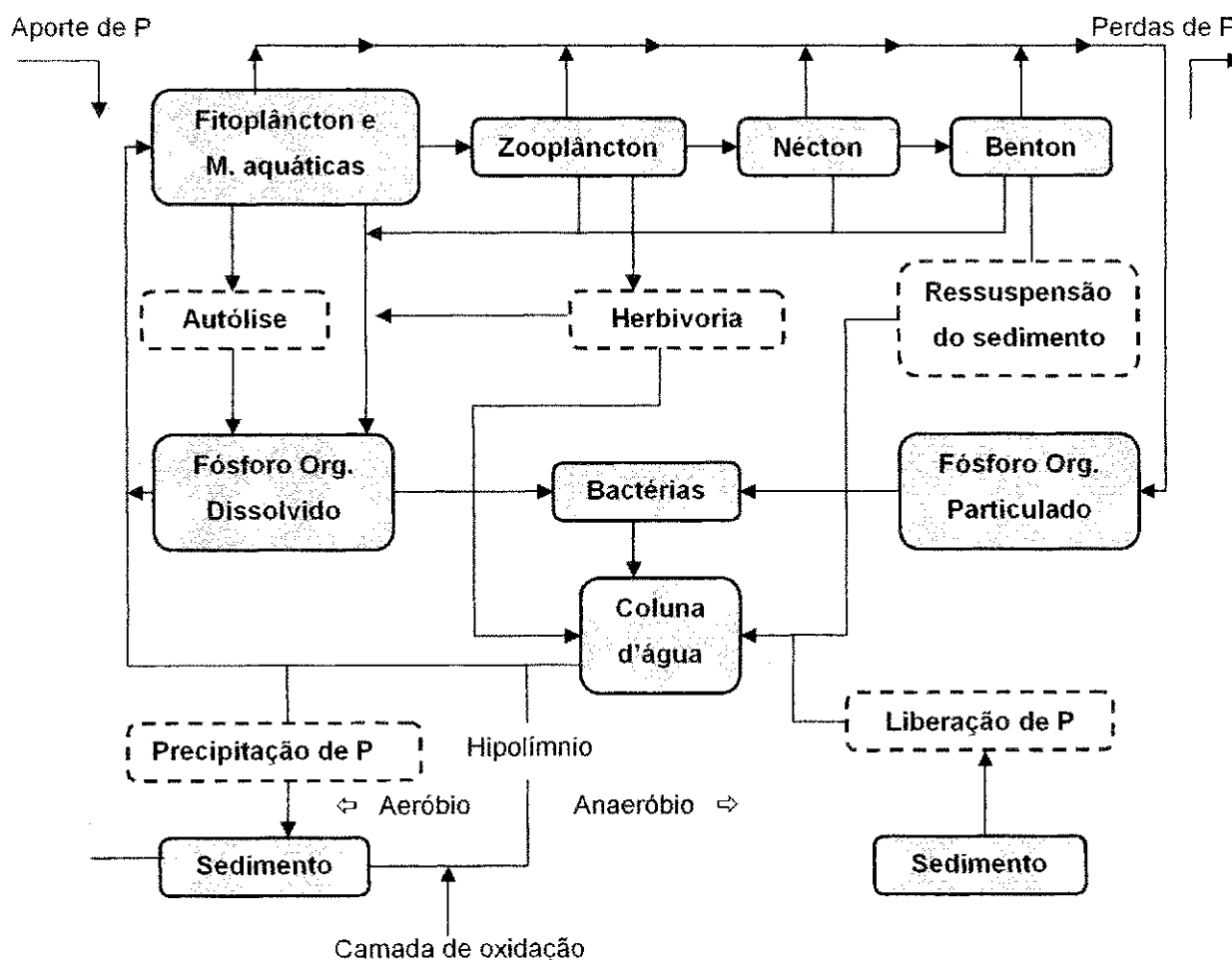
Através do fenômeno de herbivoria o zooplâncton libera ortofosfato para o meio no momento em que as células fitoplanctônicas são destruídas (ESTEVES, 1998). Essas células, juntamente com as das macrófitas aquáticas, sofrem o processo de autólise contribuindo significativamente para o enriquecimento do meio com fósforo orgânico dissolvido.

As bactérias também apresentam um papel fundamental no ciclo do fósforo, uma vez que degradam a matéria orgânica com conseqüente liberação de fosfato inorgânico para o meio. Outro fator importante é observado no sedimento dos corpos aquáticos. Nesse local ocorre precipitação de fosfato na região aeróbia, enquanto que no ambiente anaeróbio estes são liberados para a coluna d'água. De acordo com Esteves (1998), pouco é conhecido sobre a ressuspensão do sedimento pela fauna bentônica na liberação de fosfato para o ambiente aquático. Segundo o autor, pesquisas realizadas apontam para resultados contraditórios. Enquanto em alguns estudos houve um aumento na liberação de fosfato do sedimento, em outros ocorreu uma redução sensível.

**Tabela 2.1** – Principais espécies iônicas de fosfato e suas percentagens em diferentes valores de pH.

pH	% de cada íon fosfato			
	$H_3PO_4$	$H_2PO_4^-$	$HPO_4^{2-}$	$PO_4^{3-}$
4	0,9	99,0	0,2	$7 \times 10^{-10}$
5	0,1	98,0	2	$7 \times 10^{-8}$
6	$8 \times 10^{-3}$	82	18	$6 \times 10^{-6}$
7	$3 \times 10^{-4}$	33	67	$2 \times 10^{-4}$
8	$4 \times 10^{-6}$	3	97	$2 \times 10^{-3}$
9	$5 \times 10^{-8}$	0,5	99	$4 \times 10^{-2}$

Fonte: ESTEVES (1998).

**Figura 2.2** – Ciclo de fósforo no ambiente aquático.

Fonte: Adaptado de ESTEVES (1998).

## 2.2 - NITROGÊNIO E FÓSFORO EM SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS.

### 2.2.1 - Contribuições brutas de nitrogênio

O material nitrogenado que se encontra nos esgotos domésticos está presente principalmente sob quatro formas que são nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico e em pequenas quantidades como nitrito e nitrato (BARNES & BLISS, 1983; VAN HAANDEL & MARAIS, 1999; METCALF & EDDY, 2003). De acordo com Barnes & Bliss (1983), 60% do nitrogênio presente no esgoto doméstico estão na forma de amônia, 40% na forma de nitrogênio orgânico e menos de 1% se encontra na forma de nitrito e nitrato. Na cidade de Campina Grande – PB, Silva (1982), determinou uma concentração média de nitrogênio amoniacal em torno de 43 mgN/l no esgoto sanitário. Na Tabela 2.2 estão apresentadas algumas concentrações típicas das diferentes formas de nitrogênio nas águas residuárias domésticas.

**Tabela 2.2** – Concentrações das diferentes formas de nitrogênio nas águas residuárias domésticas.

Constituinte	Concentração (mgN/l)		
	Forte	Média	Fraca
Nitrogênio Total	85	40	20
Nitrogênio Orgânico	35	15	8
Nitrogênio Amoniacal	50	25	12
Nitrato	0	0	0
Nitrito	0	0	0

Fonte: BARNES & BLISS (1983).

O nitrogênio amoniacal e o nitrogênio orgânico são as principais formas de nitrogênio presentes nos esgotos domésticos e são provenientes principalmente das atividades humanas. As fezes dos animais contribuem principalmente com nitrogênio orgânico através das proteínas, no entanto, o nitrogênio amoniacal por ser predominante é a forma de nitrogênio mais investigada para caracterização de águas residuárias. Na Tabela 2.3 estão apresentadas

as contribuições *per capita* diárias de nitrogênio amoniacal e nitrato de peças sanitárias residenciais em termos percentuais.

**Tabela 2.3** – Contribuição per capita diária de nitrogênio amoniacal e nitrato de uma residência.

FONTE	NH <sub>3</sub> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N
	Percentagem (%)	Percentagem (%)
Pia do banheiro	0,3	3
Ralo de Box	1,3	16
Pia da cozinha	2,3	10
Lavanderia	9,8	49
Sanitário	86,3	22

Fonte: FEACHEM *et al.* (1983).

### 2.2.2 - Contribuições brutas de fósforo

O fósforo presente nas águas residuárias domésticas se encontra nas formas de ortofosfato, fosfato condensado e fosfato organicamente combinado, sendo proveniente principalmente de restos de comida, excretas humanas e do uso de detergentes sintéticos. Os hábitos locais da população têm influência direta na concentração desse nutriente.

De acordo com Barnes & Bliss (1983), os esgotos sanitários que apresentam concentrações médias de fósforo de 15, 8 e 4 mgP/l são classificados, respectivamente, como forte, médio e fraco. Silva (1982) pesquisando o esgoto bruto da cidade de Campina Grande – PB obteve uma concentração média de fósforo total de 6,8 mgP/l e 3,4 mgP/l de ortofosfato solúvel, podendo ser classificado segundo Barnes & Bliss (1983) como um esgoto de concentração média. Oliveira (2002), estudando as Estações de Tratamento de Esgotos das cidades de Campina Grande e Monteiro encontrou concentrações médias de fósforo total no esgoto bruto de 7,3 mgP/l e 10,7 mgP/l, respectivamente.

## 2.2.3- Transformações de nutrientes em sistemas biológicos anaeróbios

### 2.2.3.1 - Transformações de nitrogênio

O nitrogênio pode ocorrer nas águas residuárias sob diversas formas e nos sistemas de tratamento de esgotos sofrem numerosas transformações biológicas (Figura 2.3).

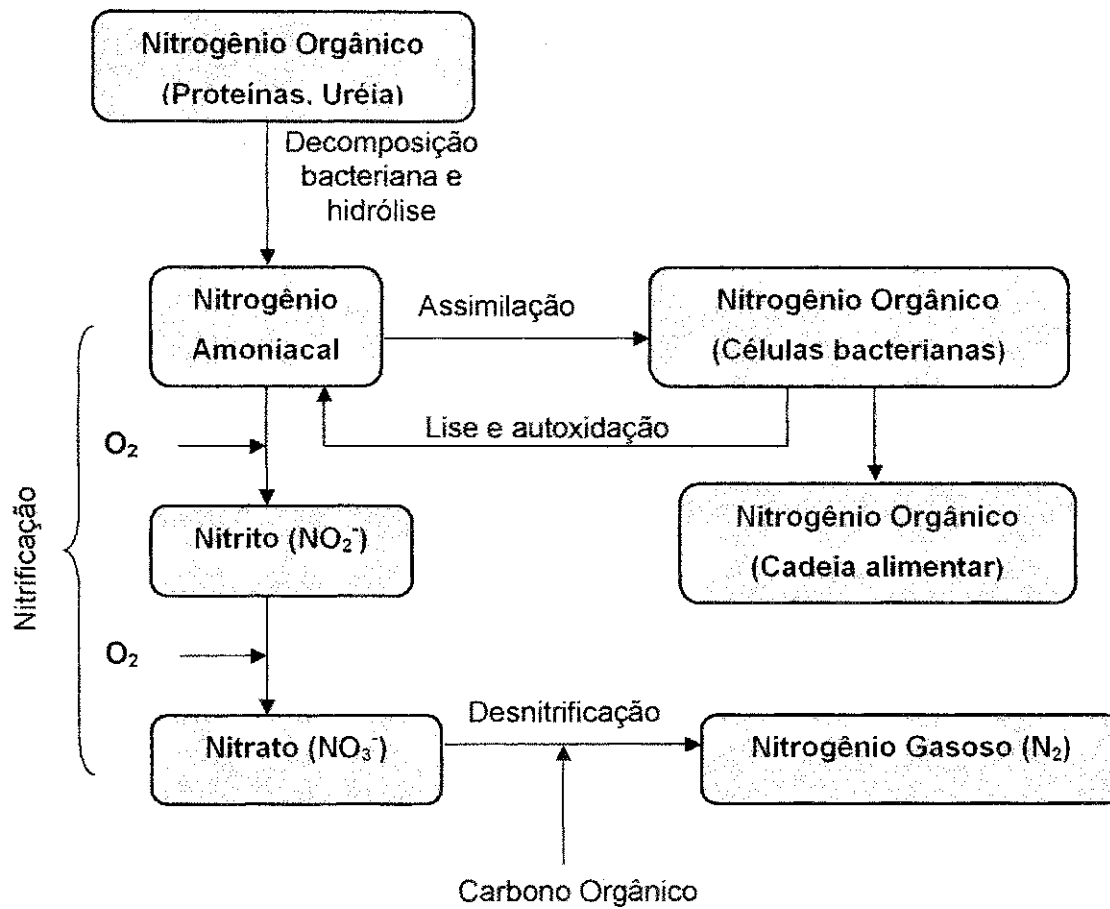
A amônia presente nos esgotos domésticos é produzida a partir da degradação biológica do tecido de plantas e animais mortos e de material fecal (fezes e urina), pela ação enzimática de bactérias heterotróficas em condições aeróbias ou anaeróbias.

O processo de amonificação é levado a efeito em dois estágios. No primeiro ocorre a hidrólise enzimática das proteínas (proteólise) onde os microrganismos sob condições de anaerobiose elaboram proteinases extracelulares, as quais convertem as proteínas em peptídeos que são atacados pelas enzimas peptidases, resultando na liberação de aminoácidos isolados (REIS, 1995). No segundo estágio os microrganismos facultativos degradam os aminoácidos em condições aeróbias ou anaeróbias através da reação de desaminação oxidativa (remoção do grupo amina) com produção de amônia (PELCZAR *et al.*, 1981).

Segundo Barnes & Bliss (1983), o nitrogênio é assimilado durante o crescimento de todos os microrganismos, heterotróficos e autotróficos. Os heterotróficos por terem um alto rendimento celular assimilam grandes quantidades de nitrogênio. Os autótrofos devido ao baixo rendimento celular assimilam pequenas quantidades de nitrogênio. A maioria dos microrganismos utiliza o nitrogênio para o crescimento celular na forma de  $\text{NH}_4^+$ . O nitrato pode ser utilizado apenas por um pequeno número de espécies bacterianas e por quase todas as espécies de cianobactérias.

Conforme relatado na seção 2.1.1, o nitrogênio amoniacal é convertido a nitrato através da nitrificação. Nesse processo, ocorre oxidação de amônia para nitrito e este é oxidado para nitrato. A energia liberada a partir das oxidações ocorridas na nitrificação é usada na síntese de material celular (BARNES & BLISS, 1983).

Através do processo de desnitrificação, ocorre a redução de nitrato primeiramente a nitrito e de nitrito a nitrogênio molecular. As bactérias anaeróbias que participam desse processo obtêm energia para o crescimento a partir da redução de nitrato a nitrogênio molecular, todavia, requerem uma fonte externa de carbono para síntese celular (REIS, 1995).



**Figura 2.3** – Transformações biológicas de nitrogênio.  
 Fonte: METCALF & EDDY (2003).

### 2.2.3.2 - Transformações de fósforo

As formas de fósforo presentes nos sistemas biológicos anaeróbios passam por diversas transformações cíclicas tanto na massa líquida como no sedimento. Nas lagoas de estabilização essas transformações são típicas de ecossistemas aquáticos hipereutróficos e envolvem processos físicos, químicos e biológicos. As descrições resumidas das principais transformações de fósforo em lagoas de estabilização, estão apresentadas a seguir e são ilustradas na Figura 2.4.

a – A parcela de fósforo orgânico que chega à lagoa de estabilização associada com os sólidos suspensos do esgoto bruto deixa a coluna líquida e sedimenta na camada de lodo. Nessa região essa forma de fósforo é decomposta pelas bactérias, sob condições anaeróbias, liberando fosfato condensado, ortofosfato e fósforo orgânico de menor peso molecular (OLIVEIRA, 1990);

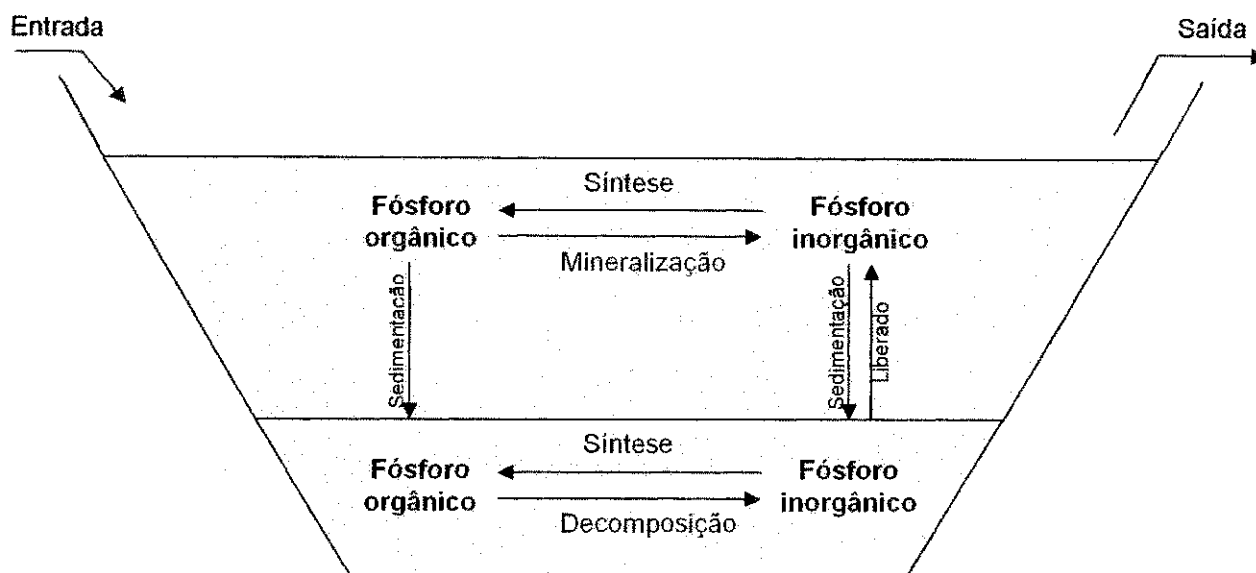
b – A fração de fósforo orgânico solúvel é mineralizada por bactérias e convertida em ortofosfato que pode ser incorporado à biomassa do fitoplâncton durante o processo de fotossíntese;

c – O ortofosfato incorporado pela biomassa dos microrganismos aquáticos volta à massa líquida após a morte desses organismos que sedimentam no fundo do reservatório e são decompostos pelas bactérias anaeróbias;

d – Uma fração de ortofosfato pode formar precipitados através de reações com íons metálicos como alumínio, ferro, cálcio, e magnésio presentes na massa líquida. De acordo com HOUNG & GLOYNA (1984), o principal precipitado formado em lagoas de estabilização é aquele obtido a partir das reações entre ortofosfato e íons de cálcio, denominado hidroxiapatita [ $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ ]. Os autores atribuem a formação desse composto aos elevados valores de pH possíveis de ocorrer em lagoas facultativas e de maturação. Outro importante precipitado, chamado vivianita [ $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ ], é formado a partir da reação de ortofosfato com íons de ferro;

e – O fósforo condensado que se encontra presente na massa líquida é gradualmente hidrolisado e transformado em ortofosfato que pode ser assimilado pelos microrganismos (HOUNG & GLOYNA, 1984);

f – Segundo Oliveira (1990), o fósforo inorgânico presente na camada de lodo pode ser utilizado para síntese celular, particularmente de bactérias, e algumas frações podem ser liberadas para a coluna d'água;



**Figura 2.4** – Transformações cíclicas de fósforo em lagoas de estabilização.  
 Fonte: Adaptado de HOUNG & GLOYNA (1984).

## 2.2.4 - Remoção de nutrientes em lagoas anaeróbias

### 2.2.4.1- Remoção de nitrogênio

Os mecanismos envolvidos na remoção de nitrogênio em lagoas anaeróbias são a volatilização da amônia e assimilação biológica. De acordo com Silva (1982), nas lagoas anaeróbias a remoção de nitrogênio é o resultado líquido da perda de amônia por volatilização, assimilação pelos microrganismos e realimentação de amônia da camada de lodo.

A difusão de amônia para a atmosfera é tida como o principal mecanismo de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização (TOMS *et al.*, 1975; IDELOVITCH e MICHAEL, 1981; PANO E MIDDLEBROOKS, 1982 *apud* OLIVEIRA, 1990). Nas lagoas anaeróbias a volatilização de amônia é pouco observada devido ao pH não favorecer o processo. Em pH mais elevado, como o encontrado em lagoas facultativas e de maturação, a amônia iônica ( $\text{NH}_4^+$ ) é transformada para a forma gasosa ( $\text{NH}_3$ ) que, por ser um composto volátil, pode ser removido fisicamente através de dessorção da fase líquida para a atmosfera. Segundo da Silva (1994), temperaturas mais elevadas também atuam como condição favorável para a



volatilização da amônia, uma vez que a solubilidade desse gás diminui com o aumento da temperatura.

A assimilação de amônia pelos microrganismos é considerada um dos principais meios de reciclagem de nitrogênio numa lagoa de estabilização. De acordo com Silva (1982), o nitrogênio amoniacal assimilado é utilizado para síntese de material celular pelas algas e bactérias que, ao morrerem, sedimentam no fundo da lagoa associadas com os sólidos.

Uma lagoa anaeróbia, em escala piloto, com tempo de detenção e carga volumétrica de 0,8 dia e 311 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d, respectivamente, estudada por Silva (1982), obteve 38% de remoção de nitrogênio amoniacal e 21 % de remoção de nitrato. Soares (1985), numa lagoa anaeróbia com carga de 172 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d e tempo de detenção hidráulica de 1 dia, encontrou uma produção de amônia de 28% e uma remoção de 10,8% de nitrato. Reis (1995), estudando uma lagoa anaeróbia com carga volumétrica de 243 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d e tempo de detenção hidráulica de 1 dia, obteve um aumento na concentração de nitrogênio amoniacal nesse reator. O autor atribuiu esse fato ao processo de conversão de nitrogênio orgânico para nitrogênio amoniacal e que, em decorrência do pH neutro do reator, não ocorreu a volatilização da amônia.

De acordo com Van Haandel & Lettinga (1994), a remoção eficiente de nutrientes em lagoas de estabilização está condicionada ao estabelecimento de valores de pH alto. Segundo esses autores lagoas de pouca profundidade com alta taxa fotossintética são mais indicadas para a remoção de nitrogênio e fósforo. Dessa forma, lagoas anaeróbias isoladas apresentam-se como um sistema pouco eficaz para tal finalidade.

#### **2.2.4.2 - Remoção de fósforo**

Nos sistemas de lagoas de estabilização os principais mecanismos responsáveis pela remoção de fósforo são sedimentação, precipitação química e assimilação biológica. Segundo Mara & Pearson (1986), nesses sistemas, a eficiência de remoção de fósforo total é dependente da quantidade que deixa a coluna líquida e se deposita na camada de lodo, via sedimentação e precipitação, e da quantidade que retorna ao meio através da mineralização e ressolubilização (Figura 2.5).

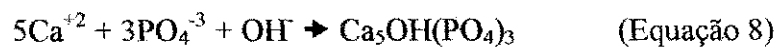
A sedimentação do material fosfatado nas lagoas de estabilização ocorre principalmente através da sedimentação de material orgânico particulado, logo, cada lagoa apresenta uma taxa de sedimentação que varia de acordo com os diferentes tipos de materiais presentes. Dessa forma, nas lagoas anaeróbias a taxa de sedimentação é maior que nas lagoas

facultativas secundárias e de maturação, devido ao esgoto afluyente apresentar maior quantidade de material orgânico particulado. No entanto, a eficiência de remoção por sedimentação nas lagoas anaeróbias pode ser prejudicada, uma vez que parte do fósforo sedimentado retorna à massa líquida pela degradação dos compostos orgânicos da camada de lodo. Mesmo assim, Houg & Gloyna (1984), atribuem a esse mecanismo a maior parte de remoção de fósforo total em lagoas primárias.

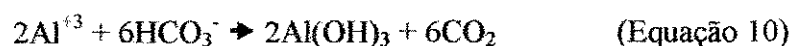
A precipitação química das formas de fósforo presentes nas águas residuárias ocorre através de reações entre ortofosfato e íons de cálcio, alumínio e ferro. Em lagoas anaeróbias Houg & Gloyna (1984) observaram que os precipitados formados eram decorrentes principalmente das reações entre ortofosfato e íons de ferro os quais retornam à coluna d'água por meio do processo de ressolubilização. A quantidade do precipitado formado é dependente, principalmente, do pH e da alcalinidade da massa líquida. O pH 8 é o ideal para que ocorra a formação de precipitado com íons de ferro ferroso, enquanto que a remoção máxima de ferro férrico ocorre a um pH entre 4,0 e 5,0 (WRC, 1987 *apud* da SILVA, 1992). Nas lagoas anaeróbias onde o pH geralmente é próximo da neutralidade, a remoção de fósforo por precipitação química é relativamente baixa. Nas lagoas facultativas secundárias e de maturação onde o pH é mais elevado, em consequência da atividade das algas, há um maior favorecimento à formação de precipitados. König (2000), cita que um pH superior a 9,0 é capaz de provocar a precipitação de ortofosfato solúvel.

A seguir são apresentadas as principais reações entre as formas de fósforo e os íons de cálcio, alumínio e ferro.

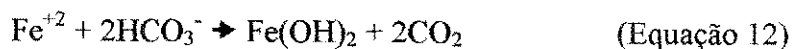
- Reações envolvendo íons de cálcio:



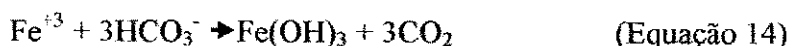
- Reações envolvendo íons de alumínio:



- Reações envolvendo ions de ferro ferroso:



- Reações envolvendo ions de ferro férrico:



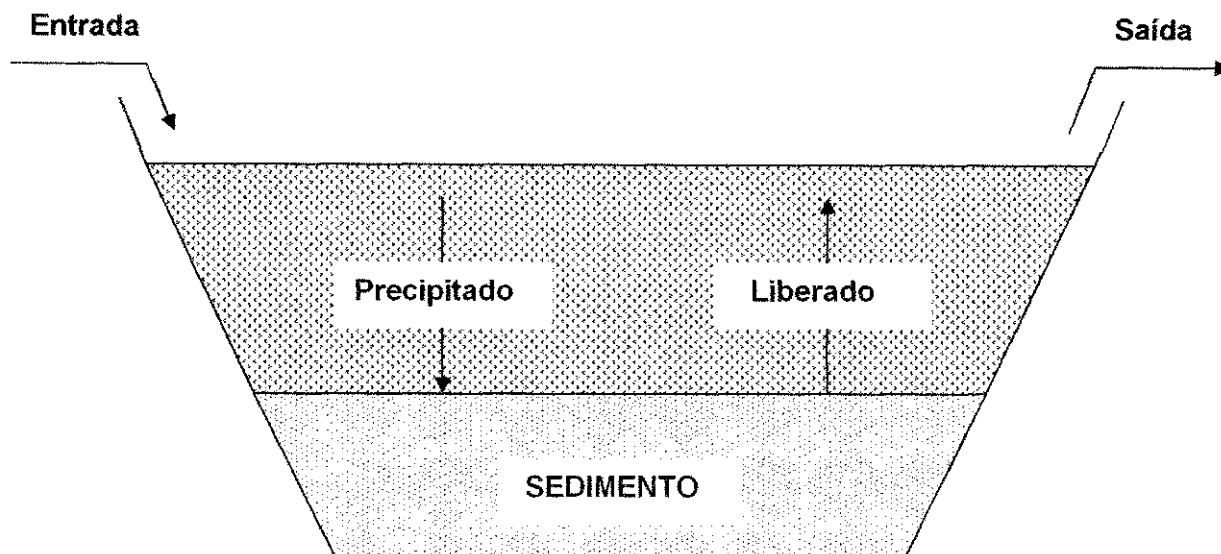
A remoção de fósforo através da assimilação biológica se dá quando os microrganismos assimilam o ortofosfato durante o seu crescimento e reprodução. Após sua morte esses microrganismos sedimentam, contribuindo para a retirada de fósforo da massa líquida.

Silva (1982), estudando uma lagoa anaeróbia em escala piloto, com tempo de detenção hidráulica de 1,9 dias e carga volumétrica de 160 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d, obteve uma remoção de 44 % de fósforo total e 10 % de fósforo solúvel. Segundo o autor, essa eficiência de remoção é decorrente do processo de sedimentação de fósforo e assimilação biológica.

Oliveira (1990), pesquisando uma lagoa anaeróbia, que fazia parte de uma série de lagoas de estabilização formada por uma lagoa anaeróbia seguida por uma facultativa e três de maturação, obteve os seguintes resultados. Com tempo de detenção hidráulica de 5 dias e carga orgânica volumétrica de 40 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d, a produção de ortofosfato foi de 0,9 mgN/l e a redução de fósforo total foi de aproximadamente 15,8%. Quando o tempo de detenção foi aumentado para 8 dias e a carga orgânica volumétrica reduzida para 25 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d a produção de ortofosfato na lagoa anaeróbia foi de 0,8 mgP/l. Com relação ao fósforo total a remoção diminuiu para 7,8%. A predominância de baixos valores de pH na coluna d'água é apontada pelo autor como a maior causa da baixa remoção de fósforo, por não favorecer a precipitação.

Da Silva (1992), pesquisando uma série de lagoas de estabilização constituída por uma lagoa anaeróbia, com tempo de detenção hidráulica de 1 dia, seguida por uma lagoa facultativa e oito lagoas de maturação observou que a concentração média de fósforo total na lagoa anaeróbia foi mais elevada que a encontrada no esgoto bruto. O autor atribui este fato ao

fornecimento de fósforo, principalmente na forma inorgânica, proveniente da camada de lodo da lagoa anaeróbia.



**Figura 2.5** – Balanço de massa de fósforo total em lagoas de estabilização.

Fonte: Adaptado de HOUNG & GLOYNA (1984).

### 2.2.5 - Variação cíclica de contribuições de nutrientes

A presença de nutrientes nas águas residuárias é oriunda principalmente dos dejetos humanos (fezes e urina), resíduos de comida e, no caso de fósforo, da utilização de detergentes sintéticos. De acordo com Van Haandel & Lettinga (1994), o valor numérico da concentração de nutrientes varia consideravelmente segundo a origem do esgoto e isto se deve principalmente aos diferentes hábitos sócio-econômicos da população contribuinte. Dessa forma, as concentrações de espécies nutrientes nas águas residuárias podem variar notavelmente ao longo do dia, de acordo com o ciclo natural das atividades humanas. Pesquisa realizada por da Silva (1992), no esgoto bruto da cidade de Campina Grande-PB, constatou uma grande variação de fósforo total e ortofosfato solúvel durante o ciclo diário, ocorrendo concentração máxima de fósforo total de 8,1 mgP/l, às 14 horas, e mínima de 2,8 mgP/l, às 8 horas da manhã.

A variação de nutrientes também pode ser observada em diferentes períodos ao longo do ano. No Quadro 2.1 estão apresentados os valores de nutrientes determinados por diversos autores no esgoto bruto da cidade de Campina Grande-PB, em diferentes épocas.

**Quadro 2.1** – Valores de nutrientes encontrados no esgoto bruto da cidade de Campina Grande-PB em diversos períodos.

REFERÊNCIA (ANO) PERÍODO	NTK (mgN/l)	AMÔNIA (mgN/l)	P-TOTAL (mgP/l)	ORTOF. (mgP/l)
SILVA (1982) 06/77 – 03/81	-	43,9	6,8	3,4
OLIVEIRA (1990) 01/86 – 12/86	-	26,7	4,9	2,0
DA SILVA (1992) 08/91 – 11/91	-	-	4,9	2,3
REIS (1995) 08/91 – 12/91	-	20,4	-	-
ARAÚJO (1993) 10/91 – 09/92	-	-	5,4	2,4
DA SILVA (1994) 06/92 – 12/92	53,9	32,6	-	-
NASCIMENTO Jr. (1998) 04/94 – 03/95	36,8	23,8	5,3	2,6
OLIVEIRA (2002) 08/00 – 08/01	-	45,6	7,3	4,8

## 2.3 - FATORES AMBIENTAIS QUE AFETAM A DINÂMICA DAS TRANSFORMAÇÕES DE ESPÉCIES NUTRIENTES EM LAGOAS ANAERÓBIAS.

### 2.3.1 - A condição anaeróbia

Nas lagoas anaeróbias alguns tipos de transformações de espécies nutrientes podem não acontecer em virtude da ausência de oxigênio dissolvido do meio. No processo de nitrificação a oxidação da amônia para nitrato é realizada em ambientes estritamente aeróbios. Assim sendo, nas lagoas anaeróbias não há remoção de nitrogênio pelo processo nitrificação-desnitrificação. Mesmo a condição anaeróbia da lagoa sendo um ambiente favorável ao processo de redução de nitrato, a desnitrificação é de pouca importância uma vez que não

ocorre nitrificação e a concentração de nitrato presente nas águas residuárias domésticas é muito baixa.

Nos processos de transformação de fósforo a anaerobiose do meio também influencia alguns mecanismos. Houngh & Gloyna (1984) citam que as lagoas anaeróbias apresentam elevadas quantidades de fósforo na camada de lodo em decorrência de sua sedimentação associada aos sólidos suspensos e, em consequência, há maior liberação desse nutriente para a massa líquida devido à degradação biológica do material fosfatado presente no sedimento. De acordo com Pedroza (2000), a liberação de fósforo do sedimento para a massa líquida ocorre, em maior proporção, sob condições anaeróbias.

### 2.3.2 - A comunidade microbiana

As bactérias são os principais organismos presentes nos sistemas de tratamento de esgotos, sendo responsáveis pela degradação da matéria orgânica que se encontra nas águas residuárias. Segundo Silva & Mara (1979), nos sistemas de lagoas de estabilização predominam as espécies de bactérias que possuem maior velocidade de crescimento e capacidade para utilizar o máximo de matéria orgânica. A degradação de compostos orgânicos complexos até as formas mais simples é realizada na presença ou não de oxigênio na massa líquida, através de bactérias anaeróbias, aeróbias e facultativas. Nos ambientes anaeróbios os principais produtos finais da degradação da matéria orgânica são o metano e o gás carbônico.

Nas lagoas de estabilização, notadamente as anaeróbias, as bactérias realizam as principais transformações de nutrientes ocorridas no meio. Nos processos de transformação de nitrogênio, a conversão de nitrogênio orgânico para amônia é realizada pela ação enzimática de bactérias heterotróficas que degradam compostos orgânicos nitrogenados. As bactérias do gênero *Nitrosomonas* (*N. europaea*, *N. oligocarbogenes*) oxidam amônia à nitrito e as do gênero *Nitrobacter* (*N. agilis*, *N. Winogradski*) oxidam nitrito à nitrato. A conversão de nitrato para nitrogênio gasoso é realizada por algumas espécies de bactérias heterotróficas facultativas como *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Acinetobacter* e *Spirillum*, que utilizam nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) e nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) como aceptores finais de elétrons (METCALF & EDDY, 2003).

Nas transformações de fósforo nos ambientes anaeróbios as bactérias também apresentam grande contribuição. O fósforo orgânico que se encontra nos esgotos sedimenta na camada de lodo e é decomposto anaerobiamente pelas bactérias e a fração que fica presente na massa líquida é convertida para ortofosfato pela atividade microbiana. O fósforo condensado

pode ser gradualmente hidrolisado e convertido em ortofosfato, podendo alguma fração ser assimilada por microrganismos (HOUNG & GLOYNA, 1984). Segundo Marchetto (2003), a remoção biológica de fósforo é obtida mediante a seleção de bactérias capazes de armazenar polifosfato. Sob condição anaeróbia as bactérias que acumulam fósforo em excesso, usam a energia derivada da hidrólise de polifosfatos, para apreender substratos orgânicos, que são armazenados na forma de poli- $\beta$ -hidroxibutirato (PHB) ou poli- $\beta$ -hidroxivalerato (PHV) e em condição aeróbia, a energia derivada do metabolismo de PHB ou PHV é usada para a acumulação de polifosfato no interior da célula.

De acordo com Pearson (1987), a presença de algas em lagoas anaeróbias é muito limitada, podendo formar apenas um filme superficial, com predominância de gêneros flagelados, particularmente *Chlamydomonas*.

### 2.3.3 – pH

O pH é uma variável que apresenta relação direta com as transformações de nutrientes nos sistemas de lagoas de estabilização.

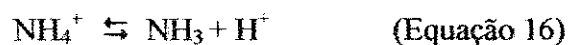
Nos processos de conversão das formas de fósforo a hidrólise de polifosfatos é favorecida consideravelmente pelo pH ácido do meio, enquanto que no mecanismo de precipitação química o pH básico da massa líquida influi sobremaneira na formação de precipitados como hidroxiapatita. De acordo com Houng & Gloyna (1984), a formação desse precipitado se dá a valores de pH acima de 8,0. Somiya & Fujji (1984), referem-se a valores superiores a 9,0. Nas águas residuárias a presença das diferentes formas do íon ortofosfato é dependente do pH do meio.

Valores de pH também apresentam grande influência sobre as concentrações de nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3$ ) e íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ). De acordo com Pedroza (2000), o pH ideal para o desenvolvimento de bactérias dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* deve variar entre 7,5 e 8,5. Metcalf & Eddy (2003), citam que a desnitrificação é mais eficiente na faixa de pH entre 7,0 e 8,5, sendo o pH 7,0 aquele ideal para o processo.

Nos sistemas aquosos a amônia iônica e o gás amônia coexistem em equilíbrio (Equação 16) e suas quantidades variam de acordo com a acidez ou basicidade da massa líquida. Em face do equilíbrio do meio à medida que o pH é elevado, decorrente da diminuição dos íons de hidrogênio, ocorre um aumento das concentrações de  $\text{NH}_3$  e diminuição de  $\text{NH}_4^+$  (Oliveira, 1990). Em altas concentrações o gás amônia torna-se tóxico, sobretudo ao fitoplâncton, e a um pH básico esse gás é volatilizado para a atmosfera,

ocasionando a remoção dessa forma de nitrogênio do ambiente aquático. Esse tipo de processo é tido como um dos principais mecanismos na remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização.

Nas lagoas anaeróbias o pH da massa líquida se mantém praticamente neutro. Devido a isto é pouco significativa a volatilização de amônia do meio, como também a precipitação química de fósforo nesses reatores. Esses mecanismos são mais observados em lagoas de maturação, onde a atividade fotossintética ao longo da coluna d'água contribui para a elevação do pH.





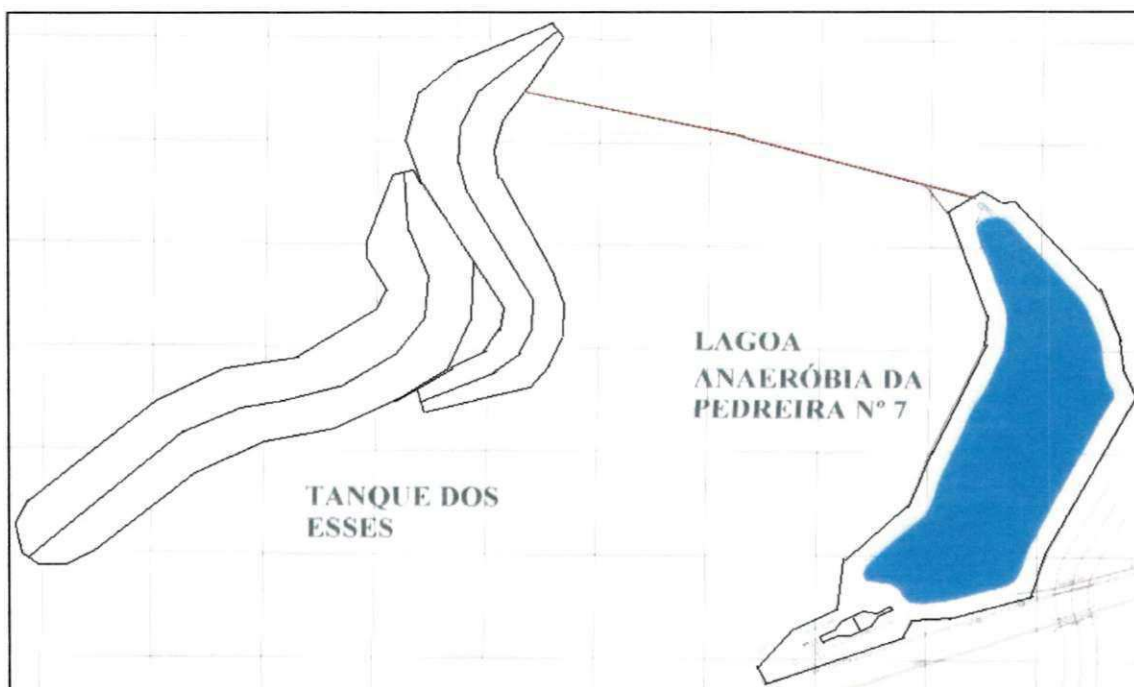
## CAPÍTULO 3

### Materiais e Métodos

---

#### 3.1 - Local e período de estudo

O estudo foi realizado no período de março a novembro de 2005, num sistema em escala real, constituído por uma lagoa de estabilização profunda, que trata esgotos domésticos. Esse sistema está localizado no Bairro do Róger na cidade de João Pessoa (7° 10" Sul; 34° 49" Oeste), Estado da Paraíba, Nordeste do Brasil, representado esquematicamente na Figura 3.1. A operação e manutenção do sistema de tratamento são de responsabilidade da CAGEPA (Companhia de Água e Esgotos da Paraíba).



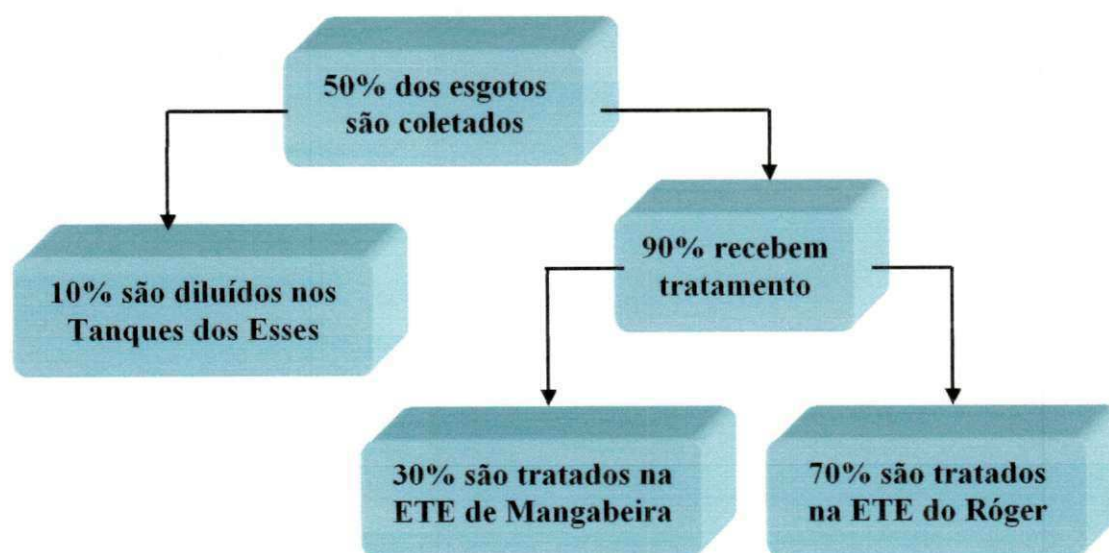
**Figura 3.1** - Representação esquemática do sistema.

### 3.2 - Descrição do sistema

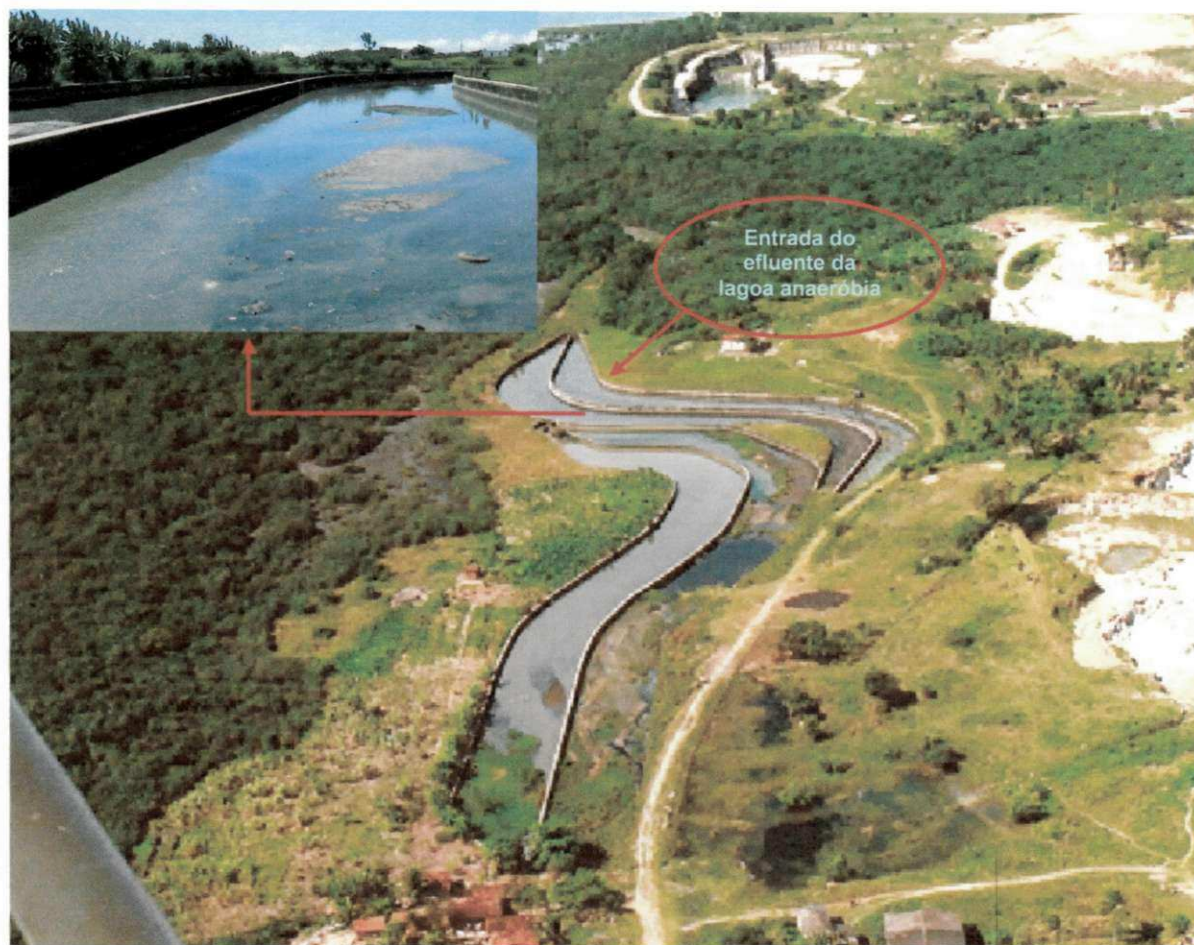
#### 3.2.1 - Tratamento de esgoto sanitário da cidade de João Pessoa

Atualmente na cidade de João Pessoa são coletados em torno de 50% dos esgotos produzidos. Desses 50%, 10% são diluídos no Tanque dos Esses e posteriormente lançados no estuário do Rio Paraíba e 90% são tratados em sistemas de lagoas de estabilização. Dos 90%, 30% seguem para a Estação de Tratamento de Mangabeira e 70% para a Estação de Tratamento do Róger, conforme esquematizado na Figura 3.2.

O sistema dos Tanques dos Esses (Figura 3.3) foi projetado em 1925 pelo Sanitarista Saturnino de Brito e consiste de dois tanques em forma de esses que têm a finalidade de acumular e descarregar os esgotos de acordo com as marés. Enquanto a maré está baixa os esgotos são acumulados no interior dos Tanques dos Esses, quando a maré enche, as comportas são abertas e o efluente é descarregado na Camboa de Tambiá Grande que contribui para o estuário do Rio Paraíba. Dessa forma o tratamento é realizado apenas por diluição dos efluentes.



**Figura 3.2** – Esquema do esgotamento sanitário de João Pessoa.



**Figura 3.3** - Tanques dos Esses.

### 3.2.2 - Características do sistema estudado

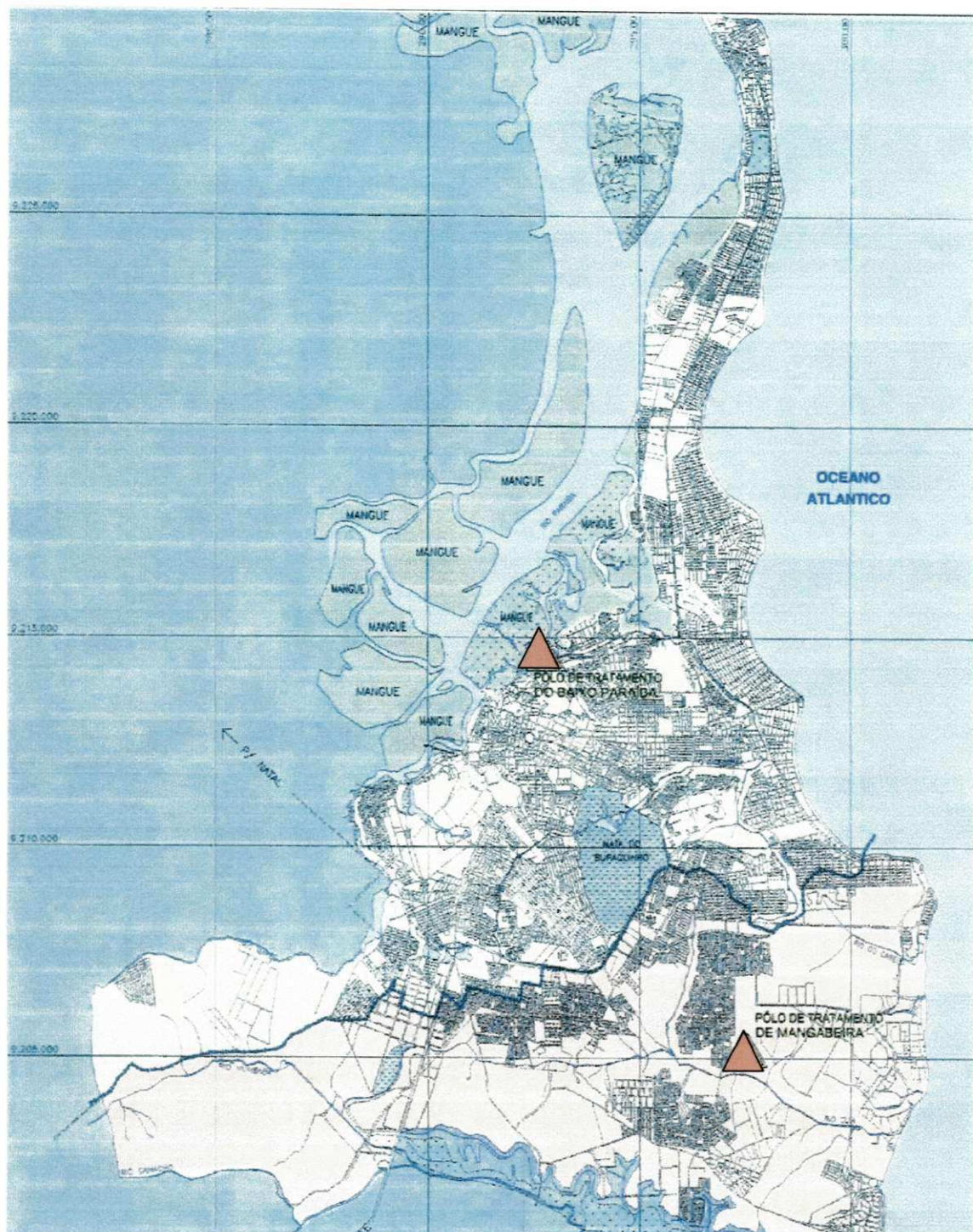
A lagoa anaeróbia (Figura 3.4) foi desenvolvida a partir de uma pedreira de exploração de calcário desativada (Pedreira N° 7) que está localizada na bacia do Rio Paraíba, situada a noroeste do município de João Pessoa, e foi planejada para atender 70% da população de João Pessoa e a população de Cabedelo, totalizando uma população estimada em 467.635 habitantes. O efluente da lagoa passa pelos Tanques dos Esses e deságua no estuário do Rio Paraíba. Esse sistema constitui parte do programa de implantação de um dos pólos de tratamento de esgotos de João Pessoa, Pólo de Tratamento do Baixo Paraíba (Figura 3.5).

A lagoa anaeróbia da Pedreira N° 7 possui capacidade de tratar 67313 m<sup>3</sup>/d com um tempo médio de detenção hidráulica de aproximadamente 1,26 dias. As características físicas e operacionais dessa lagoa estão apresentadas nas Tabelas 3.1 e 3.2, respectivamente.

O esgoto que chega à lagoa passa por um tratamento preliminar composto por grade de barras mecanizada e caixa de areia (Figura 3.6). Após receber o tratamento preliminar o esgoto passa por um medidor Parshall, com garganta de 45 cm, e é descarregado na lagoa através de três tubos de ferro com 600 mm de diâmetro, a uma altura de 1,2 m do fundo do reator (Figura 3.7), possibilitando, portanto, uma mistura maior do esgoto bruto com a massa líquida da lagoa. O efluente tratado deixa a lagoa através de um vertedor de 1,5 m de largura (Figura 3.8) e é levado para os Tanques dos Esses.



**Figura 3.4** – Vista geral da entrada da lagoa anaeróbia.



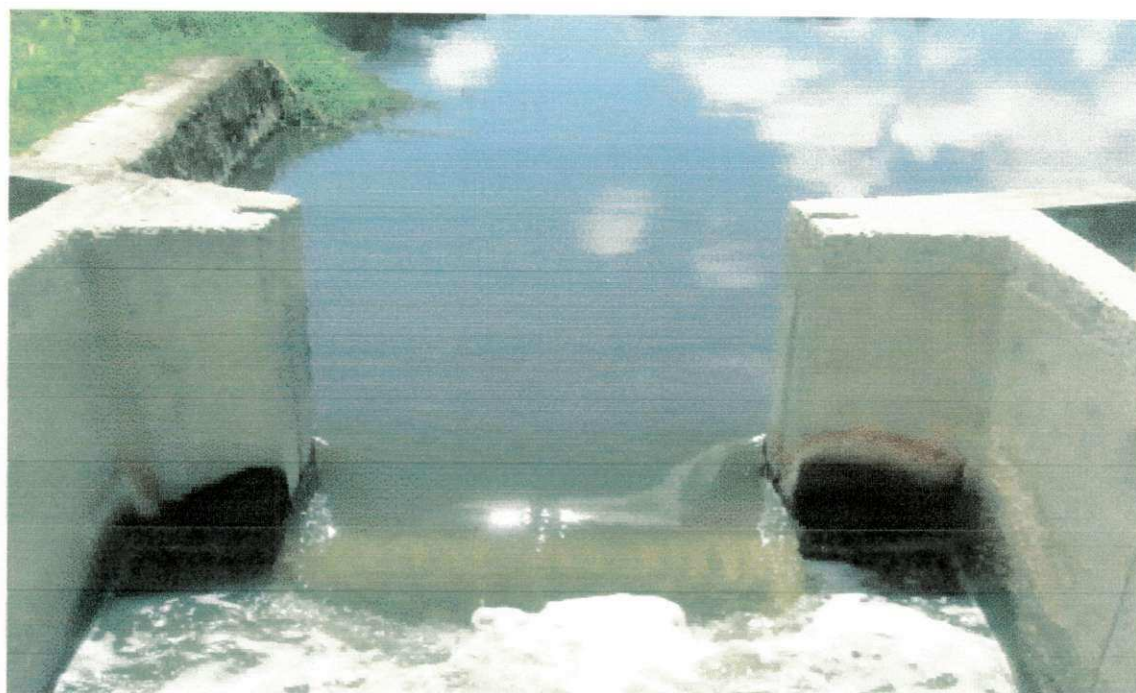
**Figura 3.5** - Mapa de localização dos Pólos de Tratamento de Esgotos da cidade de João Pessoa.



**Figura 3.6** - Grade mecanizada e caixa de areia.



**Figura 3.7** - Dispositivos de entrada do esgoto bruto na lagoa anaeróbia.



**Figura 3.8** - Vertedor de saída do efluente da lagoa anaeróbia.

**Tabela 3.1** – Características físicas da lagoa anaeróbia da Pedreira N° 7.

Área superficial (m <sup>2</sup> )	Volume útil (m <sup>3</sup> )	Profundidade (m)
11.533,37	84.725	8

**Tabela 3.2** – Características operacionais da lagoa anaeróbia da Pedreira N° 7.

Vazão (m <sup>3</sup> /d)	Tempo de detenção hidráulica (d)	Carga orgânica (*)	
		Volumétrica (gDBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> .d)	Superficial (kgDBO <sub>5</sub> /ha.d)
25890	3,27	82,5	6060,9

(\*) Com base numa DBO<sub>5</sub> média de 270 mg/l obtida no período de monitoração da vazão.

### 3.3 - Coleta das amostras na lagoa

As coletas das amostras de esgoto bruto e efluente eram feitas manualmente com um balde plástico e, em seguida, eram transferidas para garrafas com capacidade de 2,5 litros. As amostras destinadas à realização das análises de nutrientes eram separadas e colocadas em garrafas com capacidade de 1 litro. O esgoto bruto era coletado no tanque que antecede a grade mecanizada e a coleta do efluente era realizada no vertedor de saída da lagoa.

No local da coleta era feita a medição da temperatura das amostras e estas eram levadas para o Laboratório de Monitoramento de Efluentes Sanitários da CAGEPA, localizado na Estação de Tratamento de Mangabeira, onde eram processadas as análises. As amostras para a determinação de nutrientes eram preservadas, conforme APHA *et al.*, (1998) e transportadas para o Laboratório de Análise de Águas da Universidade Federal de Campina Grande onde eram analisadas.

### 3.4 - Variáveis analisadas

Durante a realização deste trabalho foram analisadas semanalmente as variáveis pH, Temperatura, DBO<sub>5</sub> (Demanda Bioquímica de Oxigênio), DQO (Demanda Química de Oxigênio), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Nitrogênio Orgânico, Nitrogênio Amoniacal, Fósforo Total e Ortofosfato Solúvel. As quatro primeiras variáveis começaram a ser analisadas no início do estudo e as determinações de nutrientes foram iniciadas cerca de um mês depois. As coletas das amostras de esgoto bruto e efluente foram realizadas entre 9h e 10h 30min da manhã.

Com o objetivo de avaliar a flutuação diária das variáveis analisadas foram realizados dois estudos de ciclo diário com análise de amostras de esgoto bruto e efluente coletadas nos horários de 6h, 11h, 17h e 22h. Esses horários foram definidos de acordo com a possibilidade de realização das coletas e baseados em um estudo anterior realizado por ARRUDA (2004). O primeiro estudo de ciclo diário foi realizado no mês de agosto e o segundo no mês de outubro. Foram analisadas as variáveis DBO<sub>5</sub>, DQO, Temperatura, pH, NTK, Nitrogênio Orgânico, Nitrogênio Amoniacal, Fósforo Total e Ortofosfato Solúvel. As amostras coletadas às 17 e 22h eram armazenadas na geladeira e processadas no dia seguinte e as amostras coletadas às 6 e 11h eram analisadas imediatamente após a coleta.



### 3.5 - Procedimentos analíticos

As variáveis analisadas foram determinadas segundo as recomendações descritas em APHA *et al.*, (1998).

**Tabela 3.3** – Descrição dos métodos das variáveis analisadas.

<b>VARIÁVEIS ANALISADAS</b>	<b>MÉTODOS ANALÍTICOS</b>
<b>pH</b>	Método eletrométrico, utilizando um eletrodo BNC combinado, acoplado a um medidor da marca QUIMIS, modelo Q-400M, calibrado com soluções tampões de pH 7 e 9.
<b>Temperatura °C</b>	Termômetro com filamento de mercúrio da marca INCOTERM com escala de 0 a 60 °C.
<b>DBO mg/L</b>	Método da diluição em frascos padrões de DBO, com incubação a 20 °C por 5 dias. As medidas de oxigênio foram determinadas pelo método titulométrico de Winkler.
<b>DQO mg/l</b>	Método da refluxação fechada do dicromato de potássio com determinação titulométrica.
<b>Nitrogênio Total Kjeldahl mgN/l</b>	Método clássico de Kjeldahl. Determinado em aparelho Tecnal TE 036/1 por digestão úmida, em presença de solução digestora.
<b>Nitrogênio Amoniacal mgN/l</b>	Método de titulação com ácido sulfúrico em amostras destiladas.
<b>Fósforo Total mgP/l</b>	Método do ácido ascórbico após digestão ácida das amostras com persulfato de amônio por autoclavagem a 121 °C durante 30 minutos com leituras realizadas a 880 nm em um espectrofotômetro Micronal B382.
<b>Ortofósforo Solúvel mgP/l</b>	Método do ácido ascórbico com leituras espectrofotométricas realizadas a 880 nm, em amostras previamente filtradas em membranas de filtração de Ester de celulose de 0,45 µm.

### 3.6 - Medição de vazão da lagoa

Os dados de vazão do esgoto bruto são referentes ao período de 27 de abril a 13 de junho de 2005. Para medir a vazão afluyente da lagoa foi utilizado um medidor de vazão do tipo ultra-sônico compacto modelo ECHOTREK – SE/SG – 300 da marca NIVETEC, instalado na calha Parshall (Figura 3.9). A leitura era realizada diariamente às 9 horas da manhã, totalizando um conjunto de 42 aquisições.



**Figura 3.9** – Medidor de vazão ultra-sônico ECHOTREK – SE/SG – 300.

### 3.7 - Análise estatística

Os dados obtidos durante os 230 dias de monitoração da lagoa anaeróbia do Róger foram submetidos a estudos estatísticos como, estatística descritiva, ANOVA - fator único e matriz de correlação.

A análise estatística descritiva foi realizada para a determinação dos valores médio, máximo, mínimo e desvio padrão, das variáveis analisadas e da vazão, utilizando para isto o programa SPSS for Windows. Através desse programa também foi aplicado o teste não-paramétrico de Kolmogorov-Smirnov, para verificação do ajuste dos dados à distribuição normal.

A análise de variância (ANOVA-fator único), com nível de significância de 5%, também foi aplicada ao conjunto de dados para verificar a existência de diferenças

significativas entre as médias determinadas no esgoto bruto afluente e no efluente da lagoa. Esta análise fornece os elementos  $F$  e  $F_c$  que permitem verificar a existência ou não de diferenças significativas entre um conjunto de dados. Se  $F \geq F_c$ , há diferença significativa e se  $F < F_c$  não existe diferença significativa entre as médias. Para a realização desse estudo foi utilizada a planilha Excel 98.

A análise de correlação, a um nível de significância  $\alpha = 0,05$ , foi levada a efeito pela planilha Excel 98 com o intuito de observar a ocorrência de correlações estatisticamente significantes entre a média afluente e efluente.

## CAPÍTULO 4

### Apresentação e análise dos resultados

---

---

O conjunto de dados obtido neste trabalho foi submetido ao critério de Kolmogorov Smirnov (SOKAL & ROHLF, 1981) para avaliação do ajuste à distribuição normal. A avaliação de distribuição de frequência aplicada demonstrou que os dados de vazão e o conjunto de todas as amostras consideradas apresentaram distribuição normal. Dessa forma, foi possível aplicar o estudo de comparações de médias, ANOVA-fator único, sem necessidade de transformações para normalizar os valores.

#### 4.1 - Dados de vazão

Na Tabela 4.1 estão apresentados a vazão diária de esgoto bruto na ETE do Róger durante 48 dias de monitoração e os dados de precipitação pluviométrica, ocorridos nesse período na cidade de João Pessoa (posto meteorológico situado em mangabeira), cedidos pelo Laboratório de Meteorologia da UFCG, Campina Grande – PB.

De acordo com a análise estatística descritiva (Tabela 4.2) a vazão média de esgoto bruto afluente à ETE no período de monitoração (27/04/05 a 13/06/05) foi de 25890 m<sup>3</sup>/d, valor que se encontra abaixo da capacidade máxima de projeto (67313 m<sup>3</sup>/d). O desvio padrão amostral observado foi 11249 m<sup>3</sup>/d, com vazão máxima de 74467 m<sup>3</sup>/d, ocorrida no dia 20/05, superior à máxima recomendada e vazão mínima de 15691 m<sup>3</sup>/d, registrada no dia 16/05. Conforme ilustra a Figura 4.1 as maiores vazões do sistema ocorreram nos dias 04 e 20 de maio. O aumento da vazão nesses dias parece não estar associado à precipitação pluviométrica, uma vez que a vazão mínima ocorreu no dia 16/05, onde foi registrada a maior precipitação pluviométrica do período (87,2 mm), como mostra a Tabela 4.1. ARRUDA (2004), estudando o mesmo sistema sugeriu que as variações de vazão afluente à ETE do

Róger podem estar associadas à água armazenada no solo e que aflui ao sistema de esgotamento sanitário, uma vez que a área em que está localizada a bacia de contribuição da referida ETE se encontra em uma região onde o lençol freático é muito superficial.

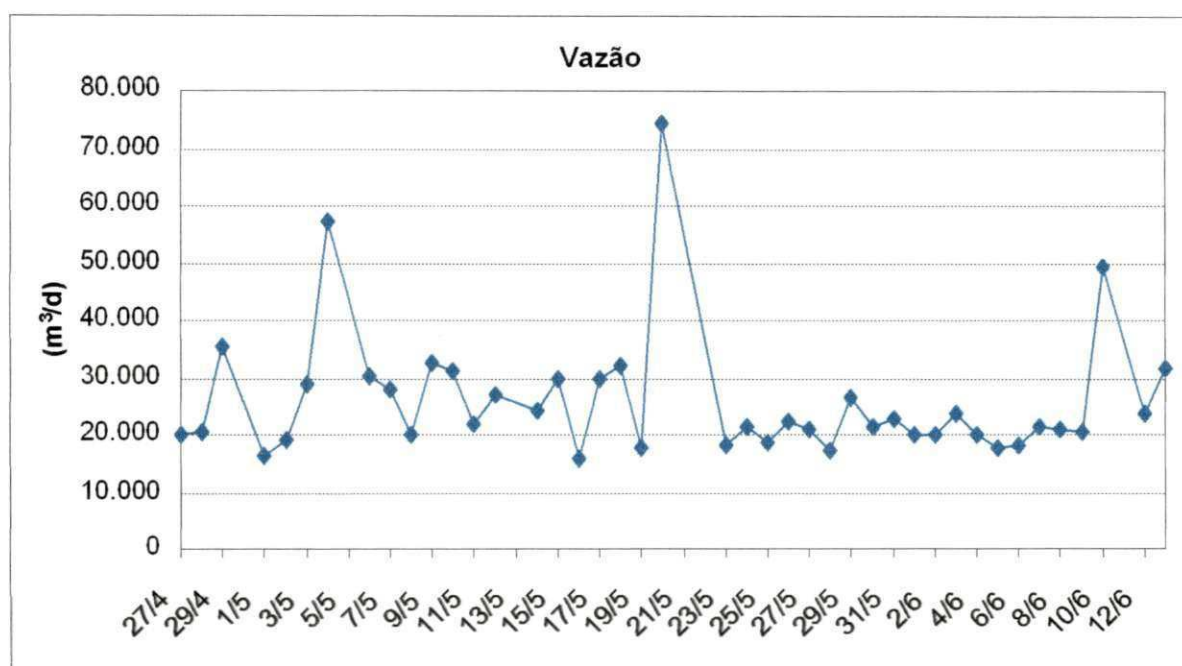
Com os dados de vazão obtidos, foi constatado que a lagoa anaeróbia da Pedreira N° 7 funcionou com um tempo de detenção hidráulica médio (TDH) de 3,27 dias para uma vazão média de 25890 m<sup>3</sup>/d e carga orgânica volumétrica aplicada de 82,5 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d. No Projeto original dessa lagoa o TDH é de 1,26 dias para uma vazão de 67313 m<sup>3</sup>/d.

**Tabela 4.1** - Dados da vazão diária do esgoto bruto na ETE do Róger e da precipitação ocorrida na cidade de João Pessoa no período de 27/04 a 13/06/05.

DATA	Vazão diária (m <sup>3</sup> /d)	Precipitação (mm)	DATA	Vazão diária (m <sup>3</sup> /d)	Precipitação (mm)
27/04/05	19864	0,0	23/05/05	17955	55,8
28/04/05	20387	1,8	24/05/05	21530	10,2
29/04/05	35158	8,6	25/05/05	18432	1,0
01/05/05	16137	0,0	26/05/05	22289	22,6
02/05/05	19241	0,0	27/05/05	21073	7,6
03/05/05	28870	0,0	28/05/05	17326	23,6
04/05/05	57122	0,0	29/05/05	26586	1,0
06/05/05	30173	0,0	30/05/05	21622	73,6
07/05/05	27831	1,0	31/05/05	22855	5,4
08/05/05	20003	1,3	01/06/05	19975	44,8
09/05/05	32424	0,0	02/06/05	19937	9,6
10/05/05	31280	8,2	03/06/05	23659	39,6
11/05/05	21884	22,0	04/06/05	19885	8,2
12/05/05	26985	19,2	05/06/05	17781	12,3
14/05/05	24322	26,4	06/06/05	17972	5,8
15/05/05	29800	13,2	07/06/05	21443	16,0
16/05/05	15691	87,2	08/06/05	21083	14,4
17/05/05	29688	23,6	09/06/05	20309	21,6
18/05/05	31898	4,0	10/06/05	49154	1,0
19/05/05	17849	19,2	12/06/05	23690	35,8
20/05/05	74467	7,8	13/06/05	31768	22,6

**Tabela 4.2** – Análise estatística descritiva dos valores de vazão diária de esgoto bruto na ETE do Róger no período de 27/04 a 13/06/05.

N	MÉDIA (m <sup>3</sup> /d)	DESVIO PADRÃO AMOSTRAL (m <sup>3</sup> /d)	MÍNIMO (m <sup>3</sup> /d)	MÁXIMO (m <sup>3</sup> /d)
42	25890	11249	15691	74467



**Figura 4.1** – Variação da vazão diária de esgoto bruto na ETE do Róger no período de 27/04 a 13/06/05.

#### 4.2 – Variáveis físico-químicas de caracterização do sistema

Na Tabela 4.3 estão apresentados o número de dados (N), a média, o desvio padrão e os valores máximos e mínimos das variáveis físico-químicas de caracterização do sistema observadas no esgoto bruto e efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger, no período compreendido entre 17 de março e 01 de novembro de 2005, totalizando 230 dias de monitoração da lagoa. Nesse período também foram realizados dois estudos de ciclo diário (perfis) para análise das variações das características do esgoto bruto e efluente e das diferenças entre as características noturna e diurna das variáveis monitoradas. O primeiro perfil foi realizado entre os dias 30 e 31 de agosto e o segundo entre os dias 24 e 25 de outubro de 2005. As Tabelas 4.4 e 4.5 mostram os valores das variáveis físico-químicas de

caracterização do sistema obtidos no primeiro e segundo perfil, respectivamente, realizados no esgoto bruto (EB) e no efluente (EF) da lagoa anaeróbia.

**Tabela 4.3** – Análise estatística descritiva das variáveis físico-químicas de caracterização do sistema observada no esgoto bruto (EB) e do efluente (EF) da lagoa anaeróbia.

VARIÁVEIS		N	MÉDIA	DESVIO PADRÃO AMOSTRAL	MÍNIMO	MÁXIMO
pH	EB	49	7,20	0,20	6,54	7,52
	EF	49	6,85	0,21	6,12	7,37
Temperatura (°C)	EB	48	30	1,22	28	33
	EF	48	30	1,27	28	32
DQO (mg/l)	EB	30	843	289,69	234	1605
	EF	30	783	466,14	123	1934
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	EB	30	261	71,89	122	484
	EF	30	121	72,43	45	329

**Tabela 4.4** – Valores das variáveis físico-químicas de caracterização do sistema obtidos no primeiro perfil realizado no esgoto bruto (EB) e no efluente (EF) da lagoa anaeróbia em 31/08/05

VARIÁVEIS		MÉDIA	6:00 h	11:00 h	17:00 h	22:00 h
pH	EB	7,37	7,65	7,38	7,12	7,31
	EF	7,04	7,17	7,12	6,95	6,90
Temperatura (°C)	EB	28	27	28	29	28
	EF	28	27	28	29	28
DQO (mg/l)	EB	891	1143	1029	754	638
	EF	648	814	257	957	565
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	EB	262	176	329	253	288
	EF	87	63	89	88	107

**Tabela 4.5** – Valores das variáveis físico-químicas de caracterização do sistema obtidos no segundo perfil realizado no esgoto bruto (EB) e no efluente (EF) da lagoa anaeróbia em 25/10/05.

VARIÁVEIS		MÉDIA	6:00 h	11:00 h	17:00 h	22:00 h
pH	EB	7,27	7,31	7,42	7,40	6,95
	EF	6,78	6,99	6,66	6,86	6,61
Temperatura (°C)	EB	30	30	30	30	30
	EF	30	29	30	29	30
DQO (mg/l)	EB	816	882	706	1000	676
	EF	563	441	750	441	618
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	EB	254	176	295	314	231
	EF	71	78	65	56	83

#### 4.2.1 - pH e Temperatura

Durante o período estudado os valores de pH se mantiveram bastantes próximos da neutralidade (Tabela 4.3). O esgoto bruto apresentou valores de pH que variaram de 6,54 a 7,52 e valor médio de 7,20, com desvio padrão ( $s_{n-1}$ ) de 0,20. No efluente final o pH médio foi 6,85, apresentando um desvio padrão ( $s_{n-1}$ ) de 0,21 e valores mínimo e máximo de 6,12 e 7,37, respectivamente.

A Figura 4.2 ilustra a variação espaço-temporal dos valores de pH obtidos no esgoto bruto e no efluente da lagoa anaeróbia do Róger. A observação dessa figura permite verificar que os valores de pH do esgoto bruto se mantiveram, durante o estudo, um pouco mais elevados que os valores do efluente. No entanto, em alguns dias o pH do efluente foi igual ou levemente superior que o pH do esgoto bruto. Este fato pode ser atribuído à ocorrência de chuvas nos dias que antecederam a coleta, ocasionando a diluição do esgoto bruto.

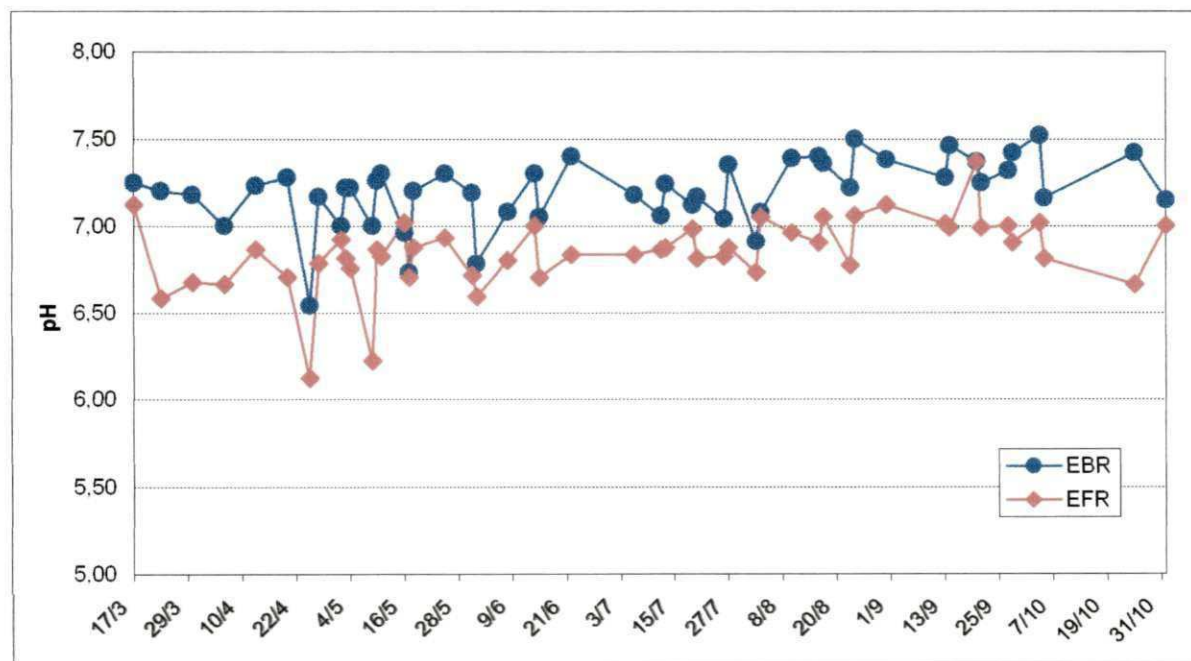
Nas Figuras 4.3 e 4.4 estão apresentadas as variações do pH ao longo do ciclo diário no esgoto bruto e efluente da lagoa durante os dois perfis realizados. Nesses estudos os valores de pH do esgoto bruto e do efluente apresentaram poucas variações, permanecendo próximos da neutralidade. No primeiro perfil o valor máximo de pH no esgoto bruto foi 7,65, atingido às 6 horas e o valor mínimo (7,12) foi obtido às 17 horas, correspondendo a um valor



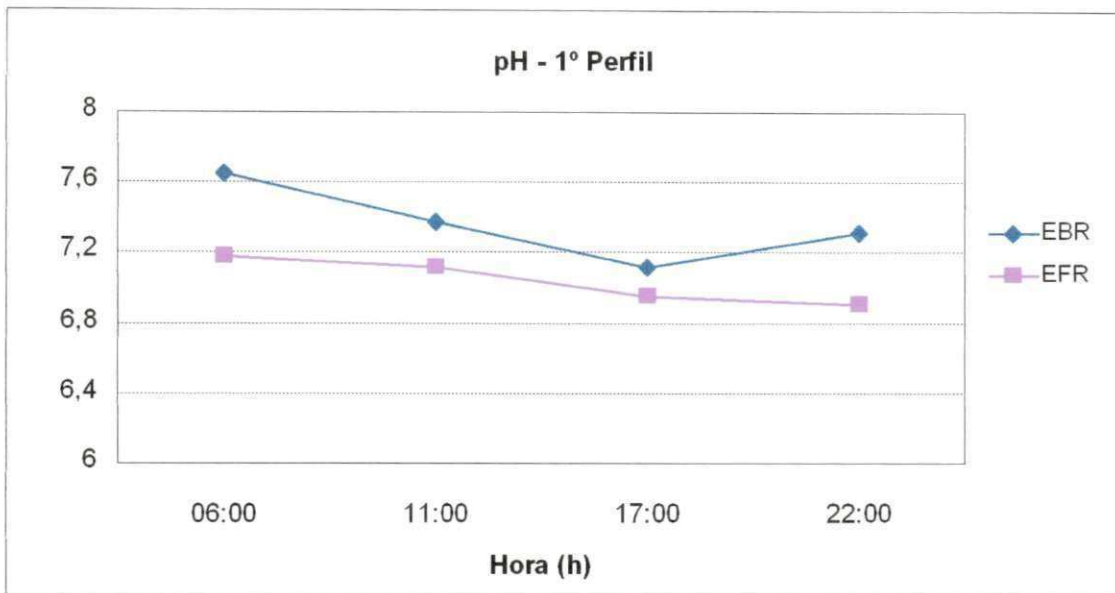
médio de 7,37 ao longo do dia, e o efluente apresentou valores de pH decrescentes ao longo do ciclo diário, atingindo um valor médio de 7,04. No segundo experimento o esgoto bruto atingiu um pH máximo às 11 horas e no efluente isto ocorreu às 6 horas. Os menores valores de pH obtidos no esgoto bruto e efluente durante o segundo perfil foi verificado às 22 horas.

As temperaturas médias do esgoto bruto e do efluente mostradas na Tabela 4.3, apresentaram resultados iguais ( $30^{\circ}\text{C}$ ), sendo os desvios padrões ( $s_{n-1}$ ) de 1,22 e 1,27, respectivamente. De acordo com a Figura 4.5 a temperatura mais baixa no esgoto foi de  $28^{\circ}\text{C}$ , tendo sido registrada nos meses de junho e agosto e a temperatura mais elevada ( $33^{\circ}\text{C}$ ), foi observada no mês de março. No efluente a menor temperatura registrada foi  $28^{\circ}\text{C}$ , tendo ocorrido nos meses de maio, junho e agosto e a mais elevada ( $32^{\circ}\text{C}$ ) foi observada, principalmente, nos meses de março, abril e maio.

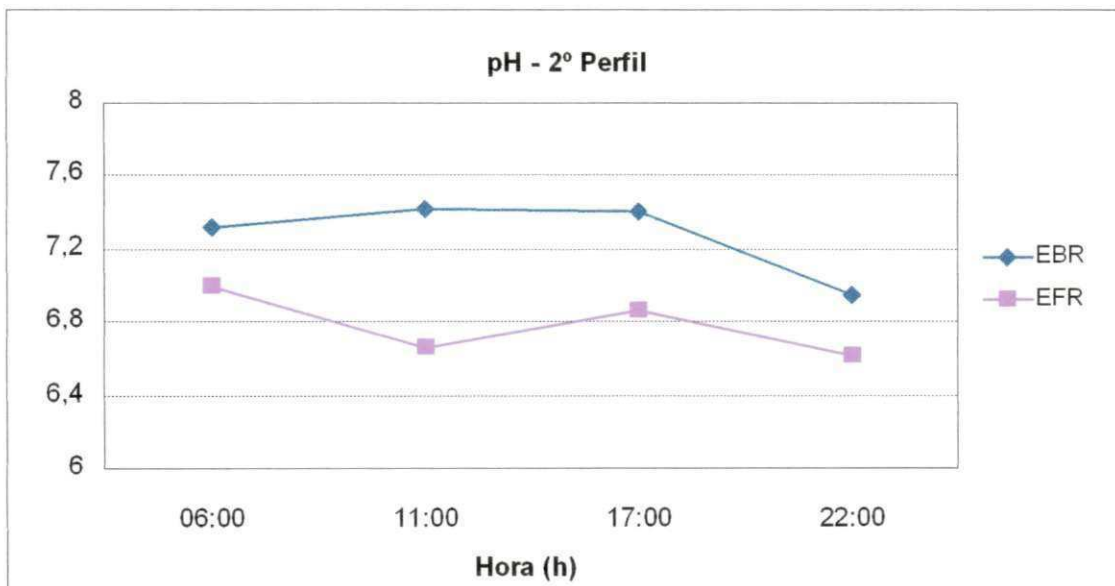
As temperaturas alcançadas no 1º perfil (Figura 4.6) foram um pouco mais baixas que aquelas observadas no mesmo horário do 2º perfil (Figura 4.7). Este fato é decorrente do período em que esses estudos foram realizados.



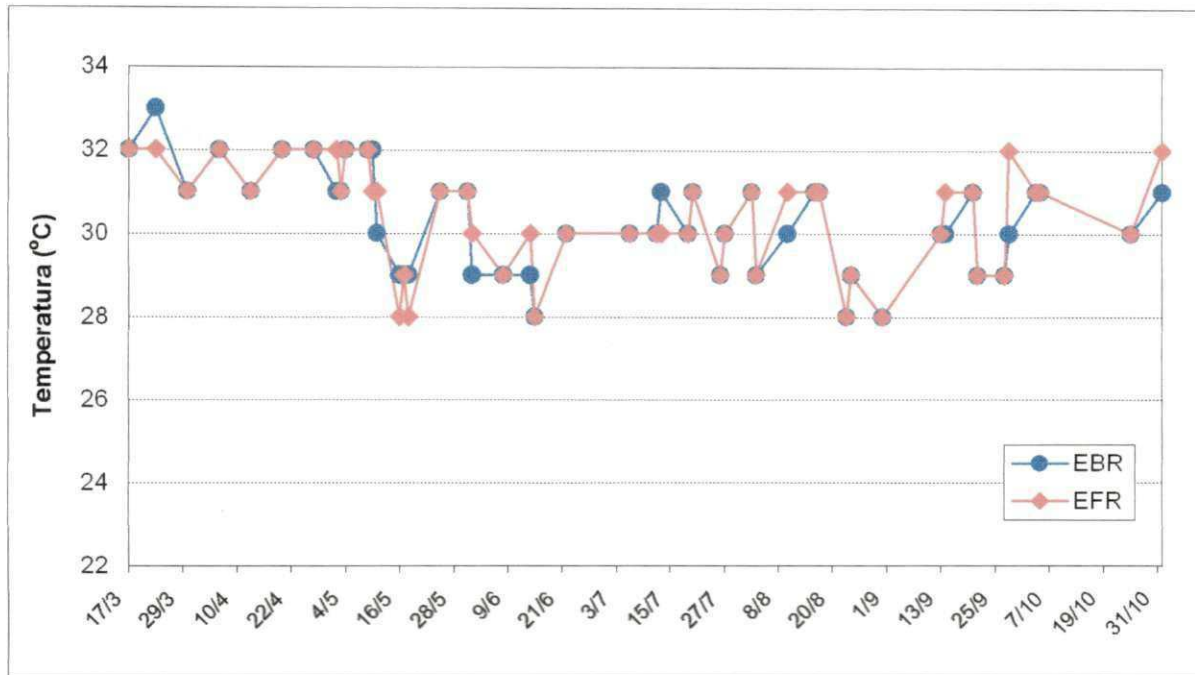
**Figura 4.2** – Variação dos valores de pH no esgoto bruto e no efluente da lagoa do Róger, João Pessoa – PB.



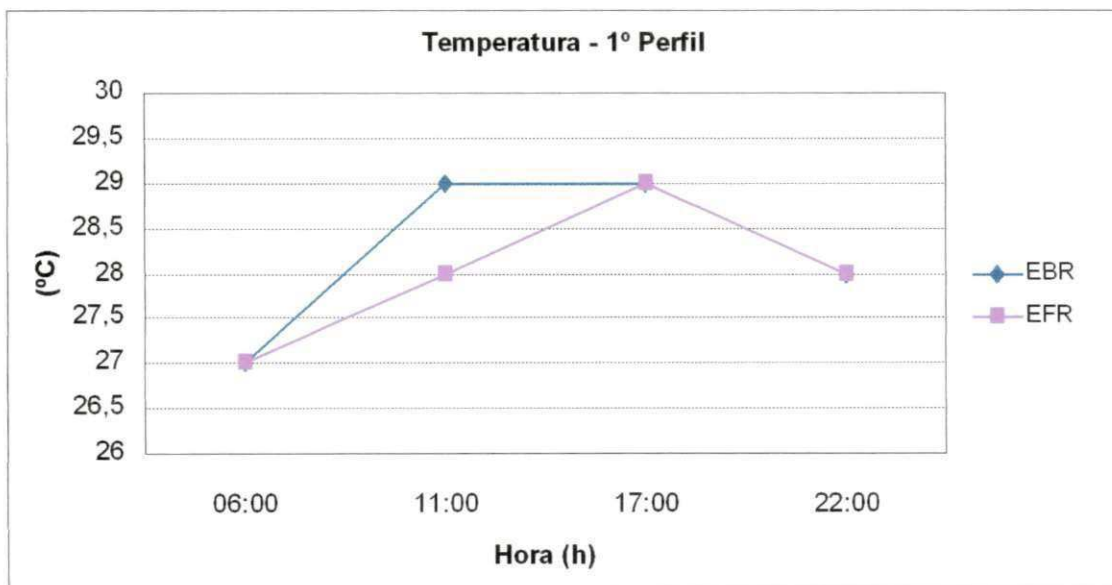
**Figura 4.3** – Variação no ciclo diário do pH do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 31/08/05.



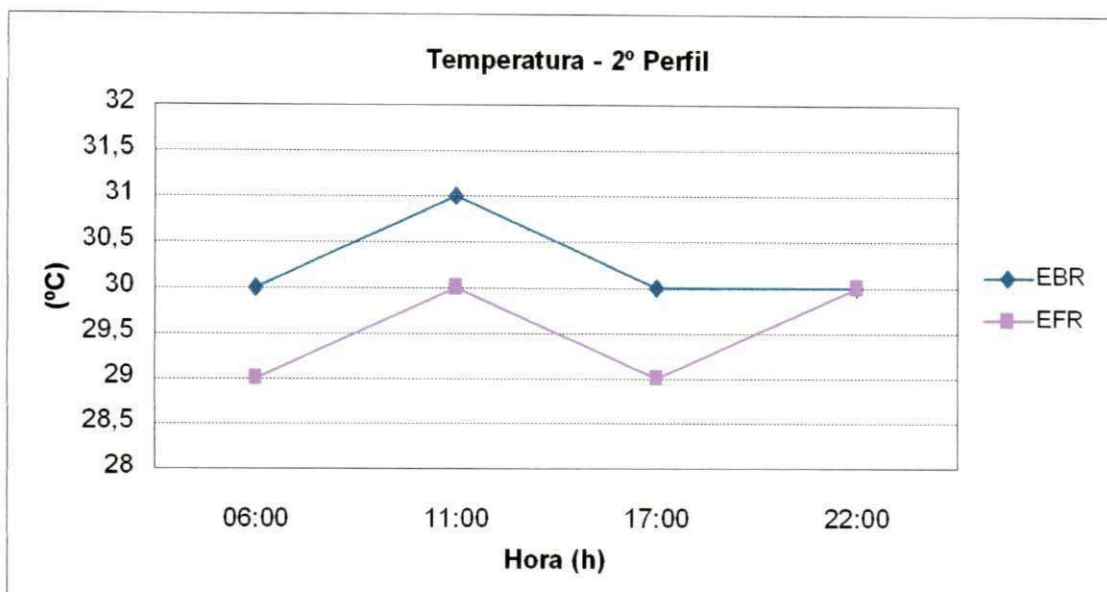
**Figura 4.4** – Variação no ciclo diário do pH do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 25/10/05.



**Figura 4.5** – Variação de temperatura do esgoto bruto e do efluente da lagoa do Róger, João Pessoa – PB.



**Figura 4.6** – Variação no ciclo diário da temperatura do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 31/08/05.



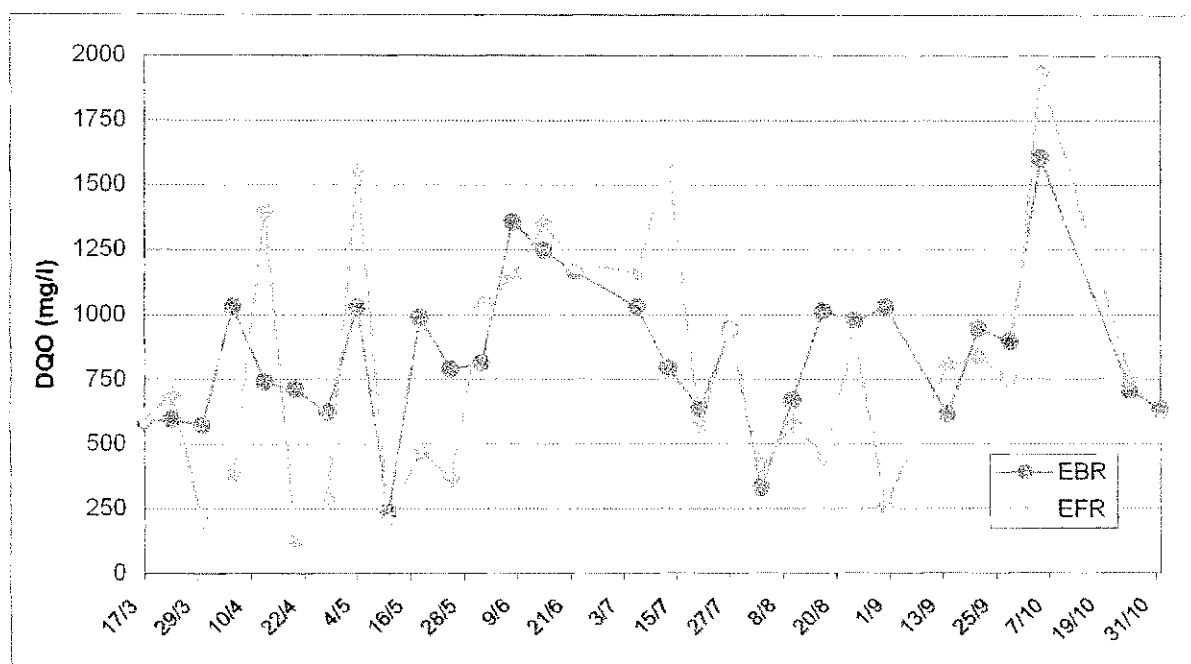
**Figura 4.7** – Variação no ciclo diário da temperatura do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 25/10/05.

#### 4.2.2 - DQO e DBO<sub>5</sub>

As concentrações de DQO variaram bastante ao longo do estudo, principalmente no efluente. No esgoto bruto (Tabela 4.3) a DQO mínima e máxima foram 234 e 1605 mg/l, respectivamente, e a média obtida foi 843 mg/l. No efluente a DQO variou de 123 a 1934 mg/l, alcançando uma concentração média de 783 mg/l.

Conforme mostra a Figura 4.8, em algumas coletas, a DQO efluente foi bastante superior à afluente. Esse fato pode ser atribuído à flotação do lodo acumulado na lagoa durante cinco anos de operação. Como consequência, a lagoa anaeróbia do Róger apresentou uma eficiência média na remoção de DQO de apenas 7,12%, valor muito inferior aos de outros pesquisadores. Arruda (2004), monitorando esse mesmo sistema constatou uma eficiência de remoção de DQO de 60,79%, para um tempo de detenção de 4,5 dias e carga orgânica de 86,45 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d. Florentino (1992), monitorando uma lagoa anaeróbia em escala real, com tempo de detenção de 5,7 dias e carga orgânica de 50 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d, alcançou uma eficiência de remoção de DQO de aproximadamente 75%. Silva (1982), observou remoções de 71 e 69% em dois experimentos numa lagoa anaeróbia em escala piloto, com tempos de detenção de 6,8 e 2 dias, respectivamente, e cargas orgânicas de 45 e 150 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d.

para o esgoto bruto e efluente, respectivamente. No segundo perfil essa eficiência aumentou para 72%, com concentrações médias de DBO no esgoto e efluente de 254 e 71 mg/l, respectivamente.



**Figura 4.8** – Variação da DQO do esgoto bruto e do efluente da lagoa do Róger, João Pessoa – PB.

**Tabela 4.6** – Resumo da análise de variância (ANOVA-fator único) aplicada aos dados de DQO.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	54790,97	1	54790,97	0,364	0,549	4,007
Dentro dos grupos	8736649	58	150631,9			
Total	8791440	59				

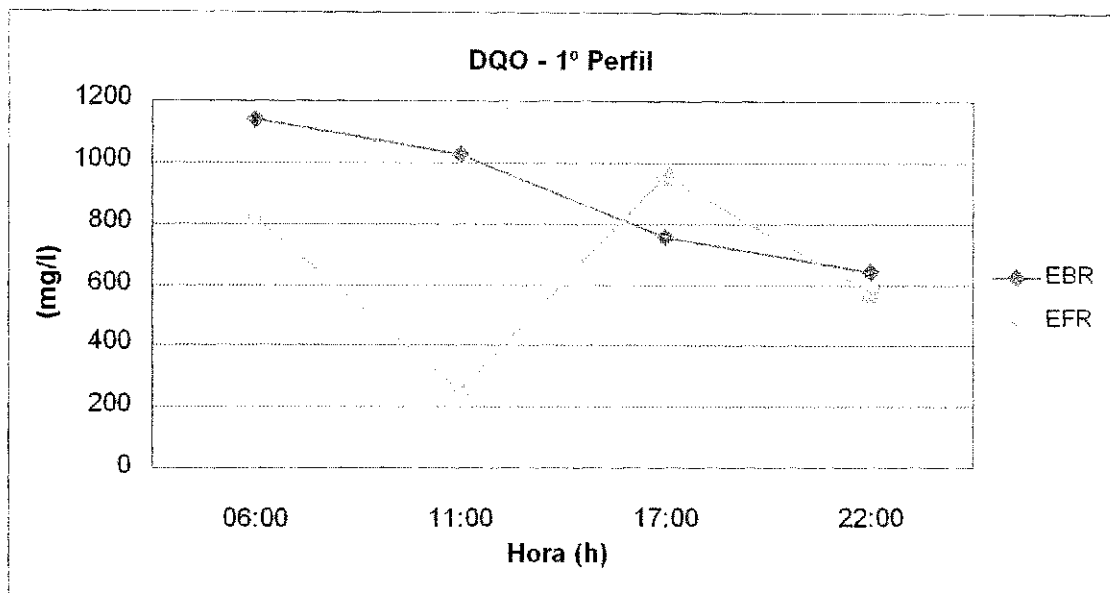


Figura 4.9 – Variação no ciclo diário da DQO do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 31/08/05.

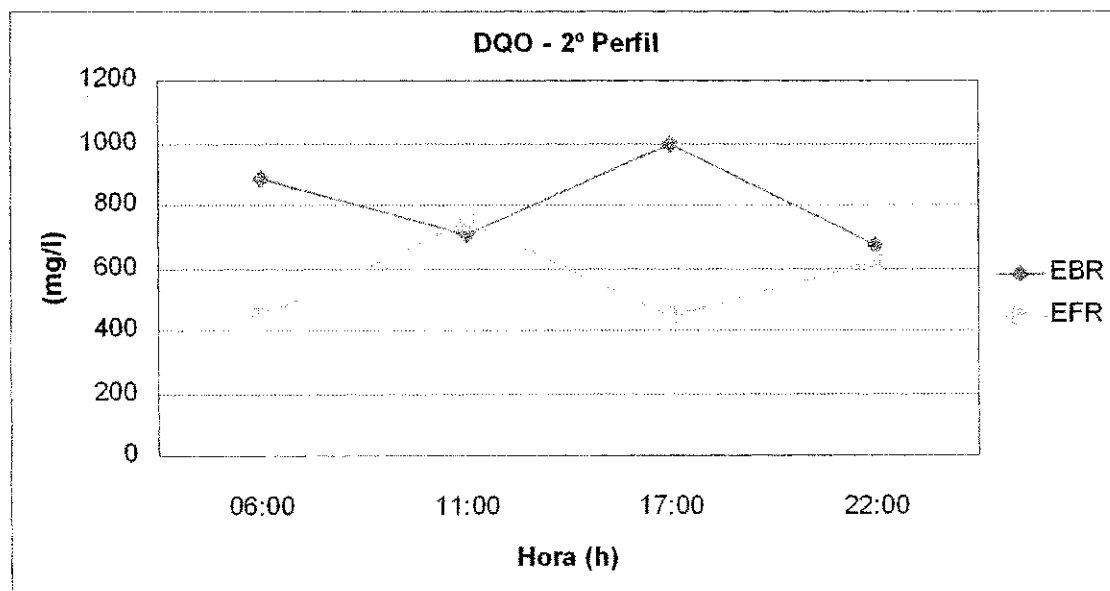
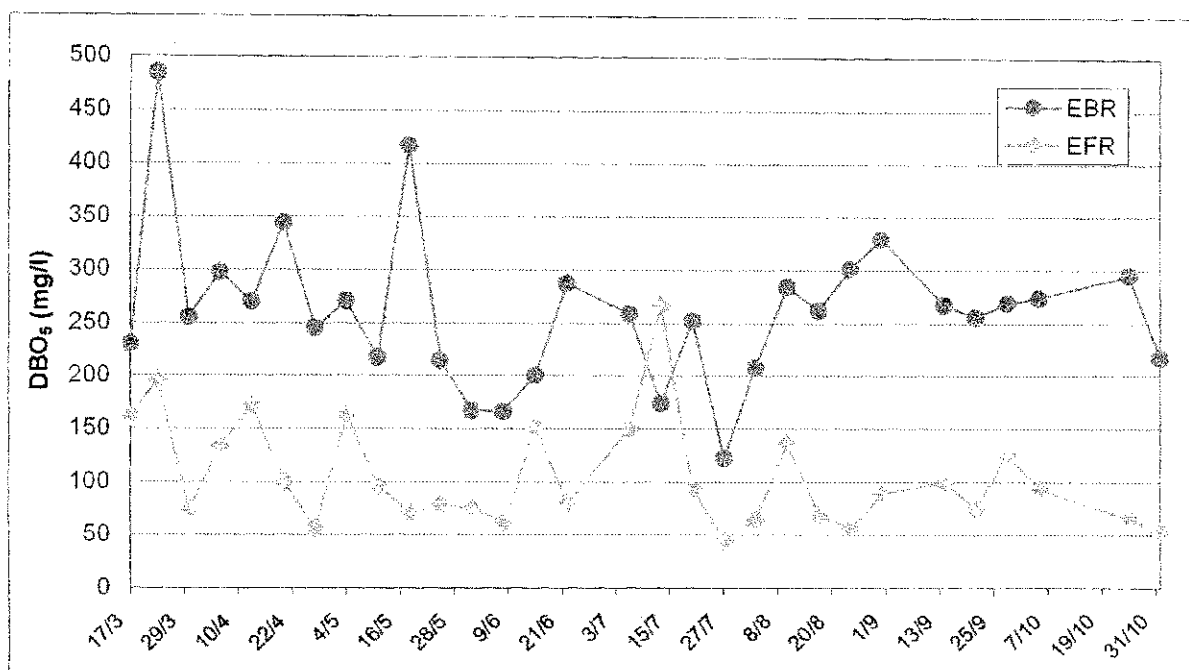


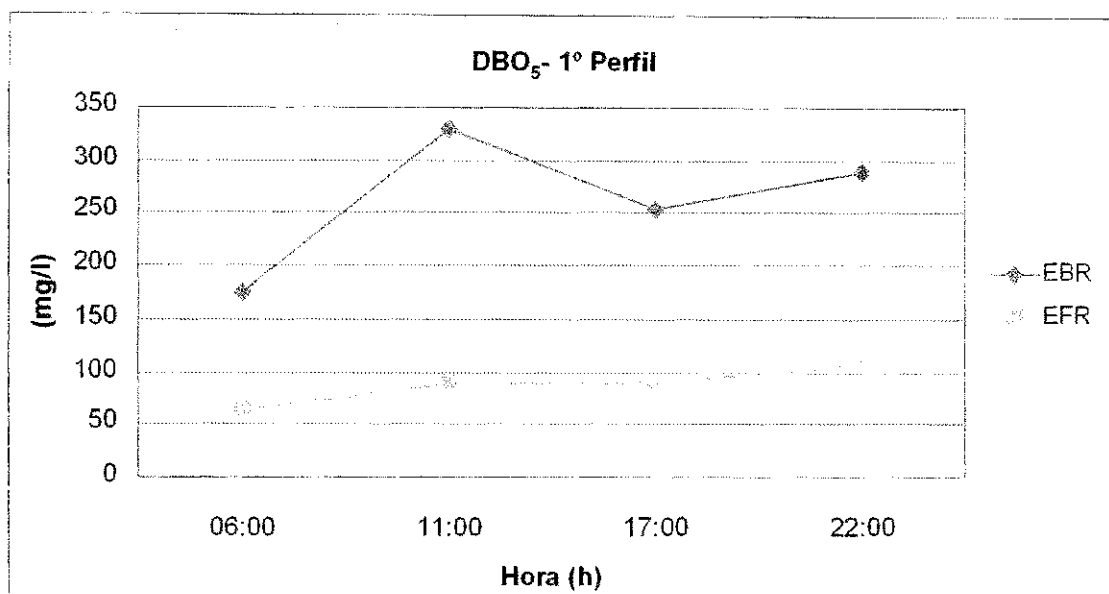
Figura 4.10 – Variação no ciclo diário da DQO do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 25/10/05.



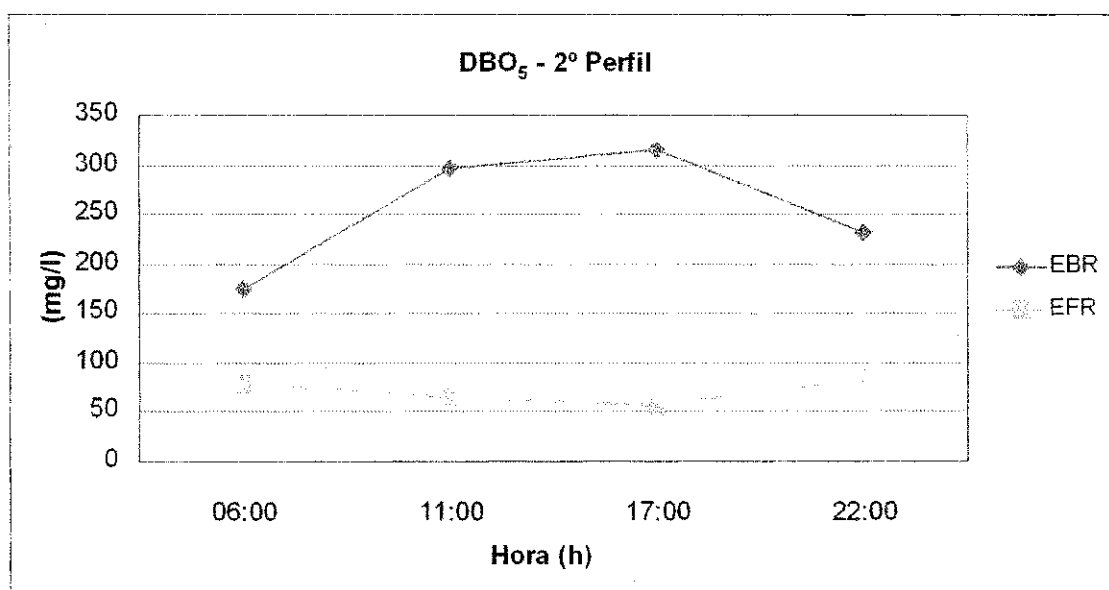
**Figura 4.11** – Variação da DBO<sub>5</sub> do esgoto bruto e do efluente da lagoa do Róger, João Pessoa – PB.

**Tabela 4.7** – Resumo da análise de variância (ANOVA-fator único) aplicada aos dados de DBO<sub>5</sub>.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	365446,1	1	365446,1	94,213	9,26E-14	4,007
Dentro dos grupos	224978,2	58	3878,935			
Total	590424,3	59				



**Figura 4.12** – Variação no ciclo diário da DBO<sub>5</sub> do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 31/08/05.



**Figura 4.13** – Variação no ciclo diário da DBO<sub>5</sub> do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 25/10/05.

### 4.3 – Nutrientes

Na Tabela 4.8 estão apresentados o número de dados (N), a média, o desvio padrão, o valor máximo e o mínimo dos nutrientes determinados no esgoto bruto e efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger. As Tabelas 4.9 e 4.10 mostram os valores de nutrientes obtidos no primeiro e segundo perfil, respectivamente, realizado no esgoto bruto (EB) e no efluente (EF) da lagoa.



**Tabela 4.8** – Análise estatística descritiva dos dados de nutrientes determinados no esgoto bruto (EB) e no efluente (EF) da lagoa anaeróbia da ETE do Róger.

VARIÁVEIS		N	MÉDIA	DESVIO PADRÃO AMOSTRAL	MÍNIMO	MÁXIMO
<b>Nitrogênio Total Kjeldahl (mgN/l)</b>	EB	44	48,0	12,55	14,1	67,3
	EF	44	44,6	9,58	27,3	67,9
<b>Nitrogênio Orgânico (mgN/l)</b>	EB	44	10,1	3,85	0,8	17,5
	EF	44	5,3	6,34	0,0	28,2
<b>Nitrogênio Amoniacal (mgN/l)</b>	EB	44	37,9	11,30	7,1	51,7
	EF	44	39,3	7,87	24,7	55,0
<b>Fósforo Total (mgP/l)</b>	EB	43	6,3	1,47	1,6	9,7
	EF	43	6,0	1,53	3,2	11,0
<b>Ortofosfato Solúvel (mgP/l)</b>	EB	44	3,8	1,06	0,6	5,7
	EF	44	4,6	0,92	2,9	6,0

**Tabela 4.9** – Valores de nutrientes obtidos no primeiro perfil realizado no esgoto bruto (EB) e no efluente (EF) da lagoa anaeróbia em 31/08/05.

VARIÁVEIS		MÉDIA	6:00 h	11:00 h	17:00 h	22:00 h
<b>Nitrogênio Total Kjeldahl (mgN/l)</b>	EB	42,8	37,0	47,6	41,5	45,0
	EF	44,3	40,6	44,1	46,8	45,9
<b>Nitrogênio Orgânico (mgN/l)</b>	EB	10,6	5,3	14,1	9,7	13,2
	EF	2,9	0,2	1,8	5,3	4,4
<b>Nitrogênio Amoniacal (mgN/l)</b>	EB	32,2	31,8	33,5	31,8	31,8
	EF	41,4	42,3	42,3	41,4	41,4
<b>Fósforo Total (mgP/l)</b>	EB	5,7	5,2	6,4	5,9	5,4
	EF	5,8	5,8	5,8	5,7	6,1
<b>Ortofosfato Solúvel (mgP/l)</b>	EB	3,7	3,5	3,7	4,2	3,4
	EF	4,6	4,5	4,5	4,4	5,0

**Tabela 4.10** – Valores de nutrientes obtidos no segundo perfil realizado no esgoto bruto (EB) e no efluente (EF) da lagoa anaeróbia em 25/10/05.

VARIÁVEIS		MÉDIA	6:00 h	11:00 h	17:00 h	22:00 h
<b>Nitrogênio Total Kjeldahl (mgN/l)</b>	EB	55,6	52,5	67,3	48,4	54,2
	EF	56,0	56,6	55,0	57,4	55,0
<b>Nitrogênio Orgânico (mgN/l)</b>	EB	14,6	9,0	15,6	16,4	17,3
	EF	3,1	4,1	0,0	5,7	2,5
<b>Nitrogênio Amoniacal (mgN/l)</b>	EB	41,0	43,5	51,7	32,0	36,9
	EF	52,9	52,5	55,0	51,7	52,5
<b>Fósforo Total (mgP/l)</b>	EB	6,5	6,1	6,9	6,3	6,8
	EF	7,8	7,3	9,1	7,5	7,3
<b>Ortofosfato Solúvel (mgP/l)</b>	EB	4,1	3,4	5,2	3,5	4,1
	EF	5,6	5,7	5,8	5,3	5,8

#### 4.3.1 - Nitrogênio

No esgoto bruto o nitrogênio total kjeldahl apresentou concentrações variando de 14,1 a 67,3 mgN/l, com desvio padrão amostral de 12,55 e a média obtida foi 48,0 mgN/l. Essa concentração média decresceu para 44,6 mgN/l no efluente, ocasionando uma eficiência de remoção de 7,04 %. Essa eficiência se encontra dentro da faixa (5-10%) relatada por Jordão & Pessoa (2005) para tratamento primário de esgoto sanitário. Da Silva (1994), estudando duas lagoas anaeróbias em escala piloto, com tempo de detenção igual (1 dia) e cargas orgânicas de 172 e 174 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.dia, obteve uma redução de NTK de 7,4 e 10%, respectivamente. Na Figura 4.14 é possível observar a variação das concentrações de nitrogênio total kjeldahl no esgoto bruto e efluente da lagoa ao longo do período estudado.

A análise de variância (ANOVA-fator único) realizada nos dados de NTK (Tabela 4.11), mostrou que mesmo ocorrendo diminuição das concentrações desse nutriente não há diferença significativa entre as concentrações afluente e efluente.

As Figuras 4.15 e 4.16 mostram a variação diária das concentrações de nitrogênio total kjeldahl da lagoa no 1º e 2º perfil, respectivamente. Através dessas figuras é possível observar que o comportamento de NTK no esgoto bruto ao longo do dia foi semelhante nos dois perfis.

A concentração máxima de NTK ocorreu às 11 horas. No efluente a concentração máxima foi registrada às 17 horas tanto no primeiro como no segundo perfil. A concentração média de NTK no 1º perfil (Tabela 4.9) passou de 42,8 mgN/l no esgoto bruto para 44,3 mgN/l no efluente e no segundo (Tabela 4.10) as concentrações médias no esgoto bruto e no efluente foram praticamente iguais.

A concentração média de nitrogênio orgânico no esgoto bruto (Tabela 4.8) foi 10,1 mgN/l, com desvio padrão amostral de 3,85 mgN/l. No efluente as concentrações mínima e máxima foram 0,0 e 28,2 mgN/l, respectivamente, e a média alcançada foi 5,4 mgN/l, sendo a eficiência de remoção de 46,5%. Na lagoa anaeróbia estudada por da Silva (1994) ocorreu uma remoção de nitrogênio orgânico de 55%. De acordo com a Figura 4.17 os valores de nitrogênio orgânico tiveram uma variação bastante acentuada durante todo o estudo. No efluente as maiores concentrações foram observadas nos dias 25/04 e 13/07 e se deve, provavelmente, ao arraste de lodo.

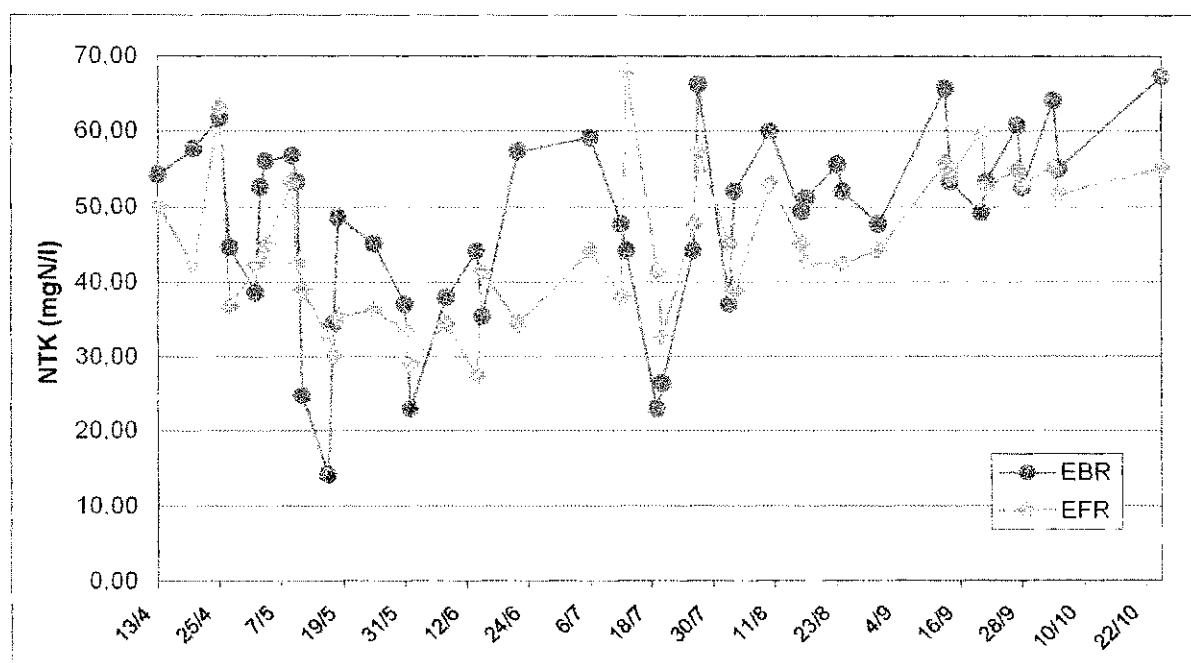
A ANOVA-fator único (Tabela 4.12) aplicada nos dados de nitrogênio orgânico constatou que a diminuição da concentração do esgoto bruto para o efluente é significativa. Isto se deve, principalmente, à decomposição bacteriana e à decantação de sólidos, conforme observa Silva (1982).

No estudo de ciclo diário o nitrogênio orgânico alcançou, no 1º perfil (Tabela 4.9), concentração máxima de 14,1 mgN/l às 11 horas, diferentemente do que ocorreu no segundo perfil (Tabela 4.10), onde a maior concentração (17,2 mgN/l) foi verificada às 22 horas. No efluente do primeiro perfil a menor concentração (0,23 mgN/l) ocorreu às 6 horas e no horário de 11 horas do segundo perfil não houve nitrogênio orgânico, indicando que nesse horário todo o nitrogênio kjeldahl se encontrava na forma amoniacal. Nas Figuras 4.18 e 4.19 estão ilustradas as variações de nitrogênio orgânico no primeiro e segundo perfil, respectivamente.

O valor médio de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto (Tabela 4.8) foi de 37,9 mgN/l, aumentando para 39,3 mg/L no efluente final, representando um aumento de 3,6%. Este fato pode ser ocasionado pela conversão de nitrogênio orgânico para amônia (amonificação), em razão da atividade bacteriana na degradação de compostos orgânicos protéicos (BRANCO, 1986). Uma lagoa anaeróbia com tempo de detenção de 1 dia e carga orgânica de 243 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d, monitorada por Reis (1995), apresentou um aumento de nitrogênio amoniacal, passando de 20,4 mgN/l no esgoto bruto para 38,4 mgN/l no efluente. A Figura 4.20 mostra o comportamento das concentrações de amônia durante o estudo do sistema.

A análise de variância ANOVA-fator único (Tabela 4.13) reconheceu que não houve diferença expressiva entre as concentrações de amônia afluente e efluente.

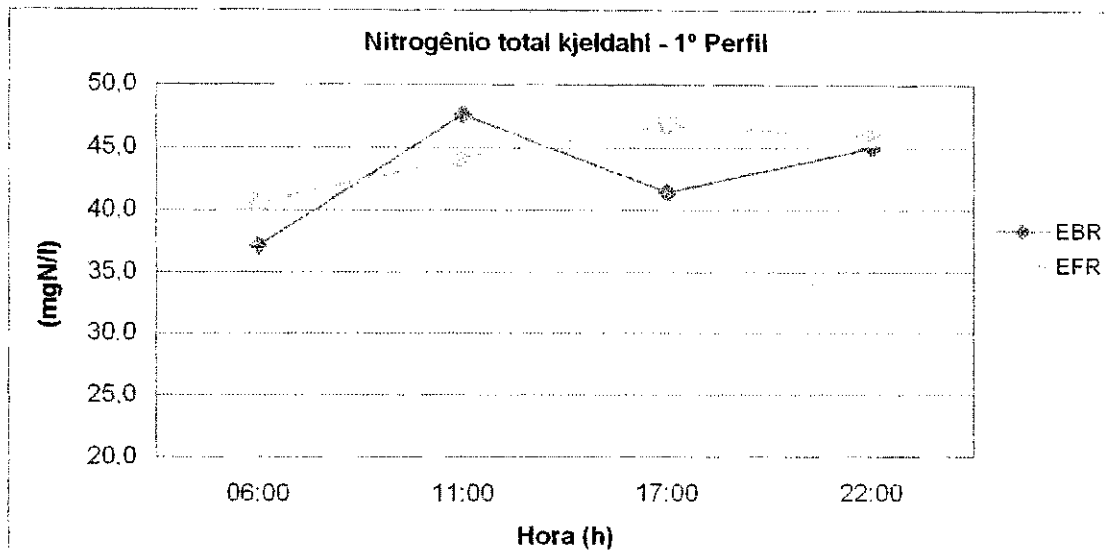
De acordo com a Figura 4.21 os valores de nitrogênio amoniacal encontrados no esgoto bruto e no efluente do 1º perfil permaneceram praticamente constantes ao longo do dia. No segundo perfil (Figura 4.22) houve uma maior variação e as concentrações mais elevadas foram observadas às 11 horas, tanto no esgoto bruto como no efluente.



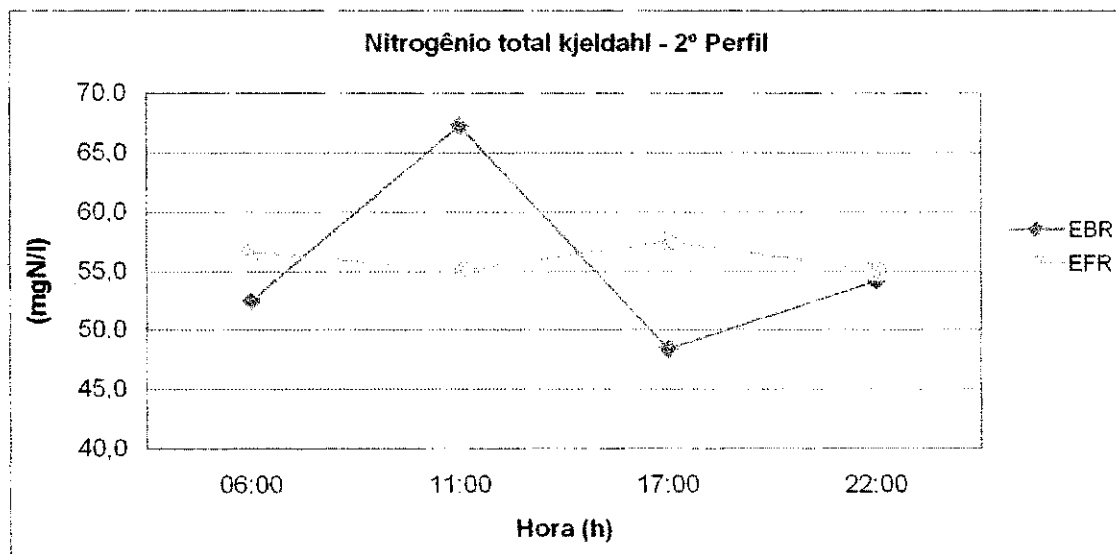
**Figura 4.14** – Variação das concentrações de nitrogênio total kjeldahl do esgoto bruto e do efluente da lagoa do Róger, João Pessoa – PB.

**Tabela 4.11** – Resumo da análise de variância (ANOVA-fator único) aplicada aos dados de nitrogênio total kjeldahl.

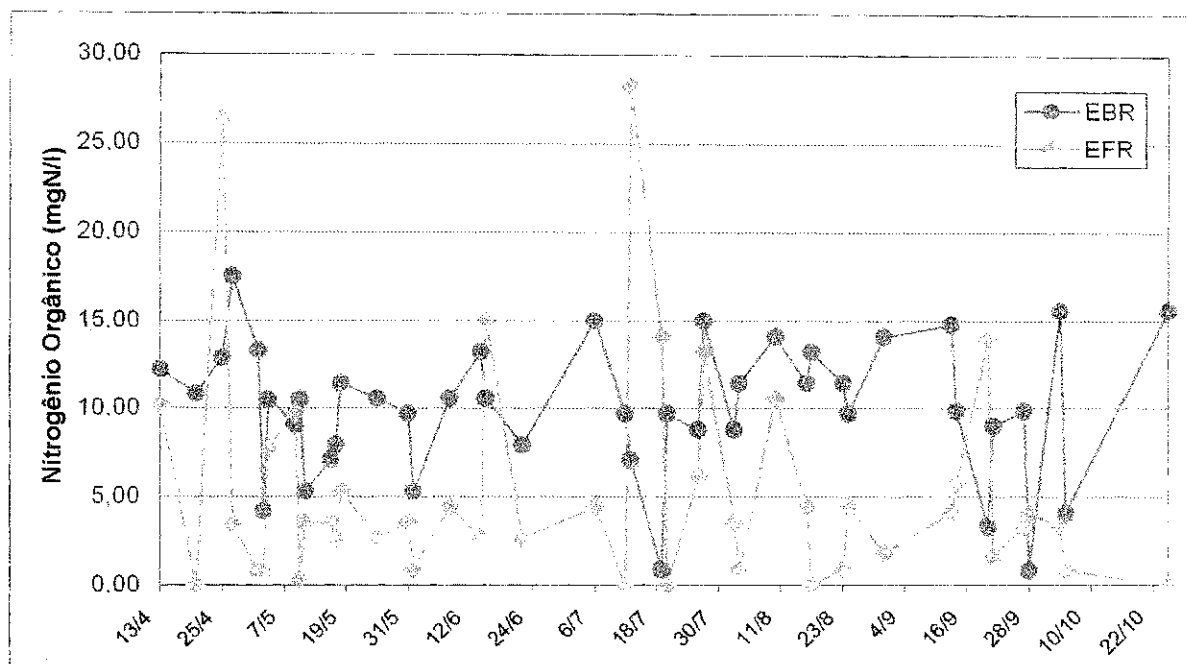
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	250,9895	1	250,9895	2,013	0,1596	3,952
Dentro dos grupos	10723,29	86	124,6895			
Total	10974,28	87				



**Figura 4.15** – Variação no ciclo diário de nitrogênio total kjeldahl do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 31/08/05.



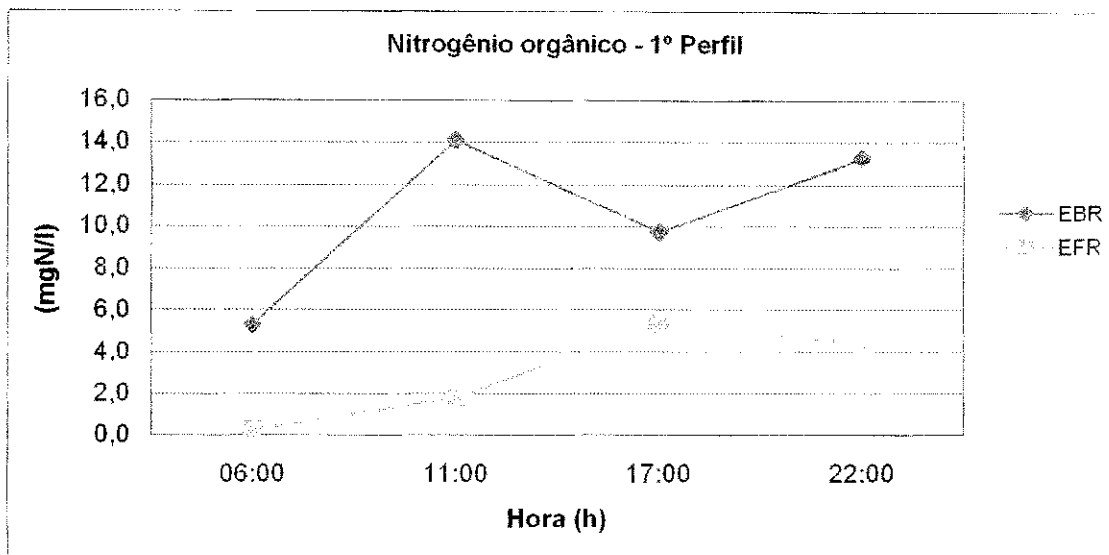
**Figura 4.16** – Variação no ciclo diário de nitrogênio total kjeldahl do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 25/10/05.



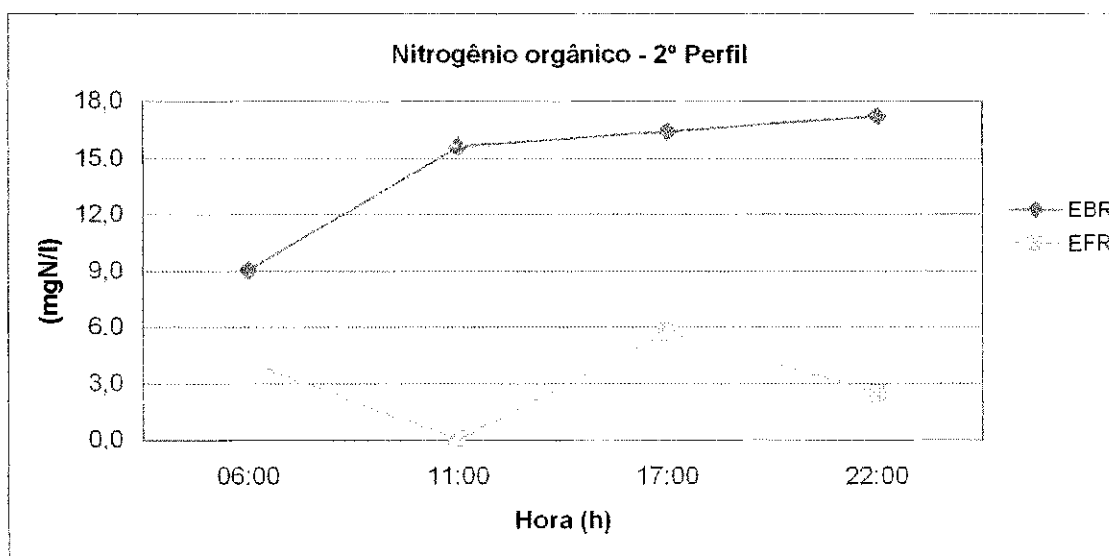
**Figura 4.17** – Variação das concentrações de nitrogênio orgânico do esgoto bruto e do efluente da lagoa do Róger, João Pessoa – PB.

**Tabela 4.12** – Resumo da análise de variância (ANOVA-fator único) aplicada aos dados de nitrogênio orgânico.

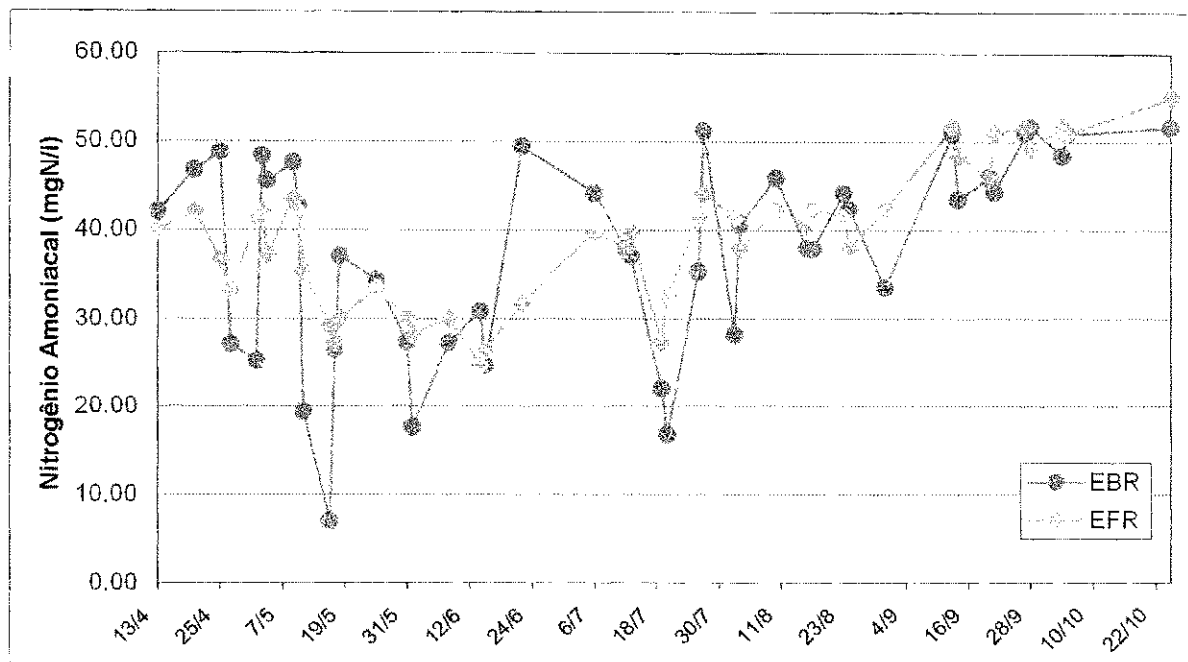
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	494,2853	1	494,2853	17,964	5,64E-05	3,952
Dentro dos grupos	2366,31	86	27,51523			
Total	2860,595	87				



**Figura 4.18** – Variação no ciclo diário de nitrogênio orgânico do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 31/08/05.



**Figura 4.19** – Variação no ciclo diário de nitrogênio orgânico do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 25/10/05.

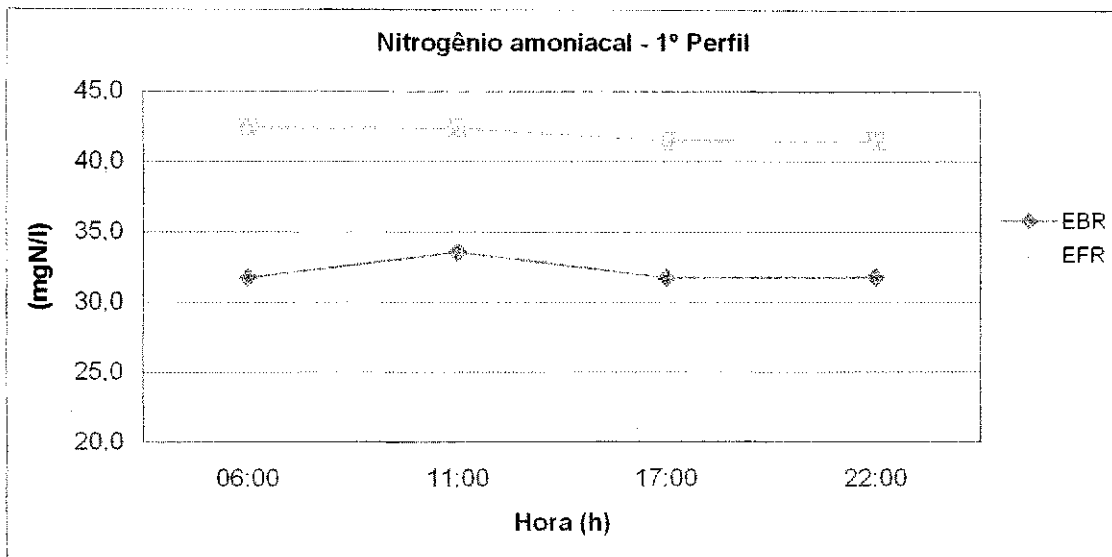


**Figura 4.20** – Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal do esgoto bruto e do efluente da lagoa do Róger, João Pessoa – PB.

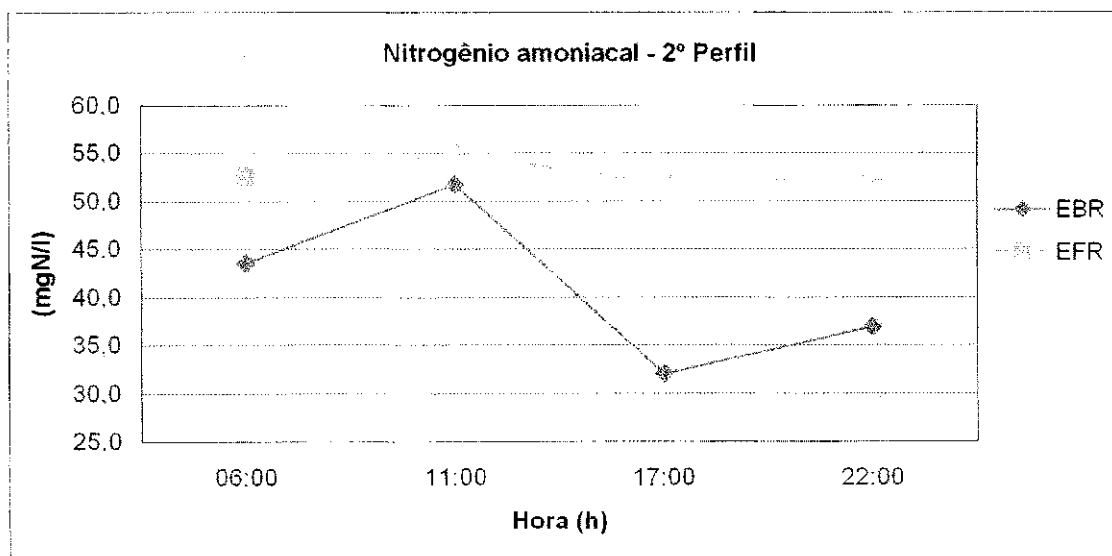
**Tabela 4.13** – Resumo da análise de variância (ANOVA-fator único) aplicada aos dados de nitrogênio amoniacal.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	40,83058	1	40,831	0,430	0,514	3,952
Dentro dos grupos	8159,74	86	94,881			
Total	8200,57	87				





**Figura 4.21** – Variação no ciclo diário de nitrogênio amoniacal do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 31/08/05.



**Figura 4.22** – Variação no ciclo diário de nitrogênio amoniacal do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 25/10/05.

#### 4.3.2 - Fósforo

A concentração média de fósforo total no esgoto bruto (Tabela 4.8) foi de 6,3 mgP/l e os valores mínimo e máximo foram 1,6 e 9,7 mgP/l, respectivamente. A concentração média de fósforo total no efluente da lagoa foi de 6,0 mg/l, chegando a atingir o valor máximo de 11,0 mgP/l e o mínimo de 3,2 mgP/l. A eficiência de remoção de fósforo total na lagoa foi de 4,91%. Araújo (1993), monitorando uma lagoa anaeróbia, em escala piloto, com tempo de detenção hidráulica e carga orgânica volumétrica de 1 dia e 186 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.dia, respectivamente, alcançou uma remoção de 20% de fósforo total. De acordo com Silva *et al.*, (1991), a maior parte da remoção de fósforo total em lagoas primárias é atribuída ao efeito da sedimentação. A Figura 4.23 ilustra a variação da concentração de fósforo total na lagoa.

Mesmo tendo ocorrido remoção de fósforo total a análise de variância ANOVA-fator único (Tabela 4.14) não reconheceu a existência de diferenças significativas entre as concentrações encontradas no esgoto bruto e no efluente.

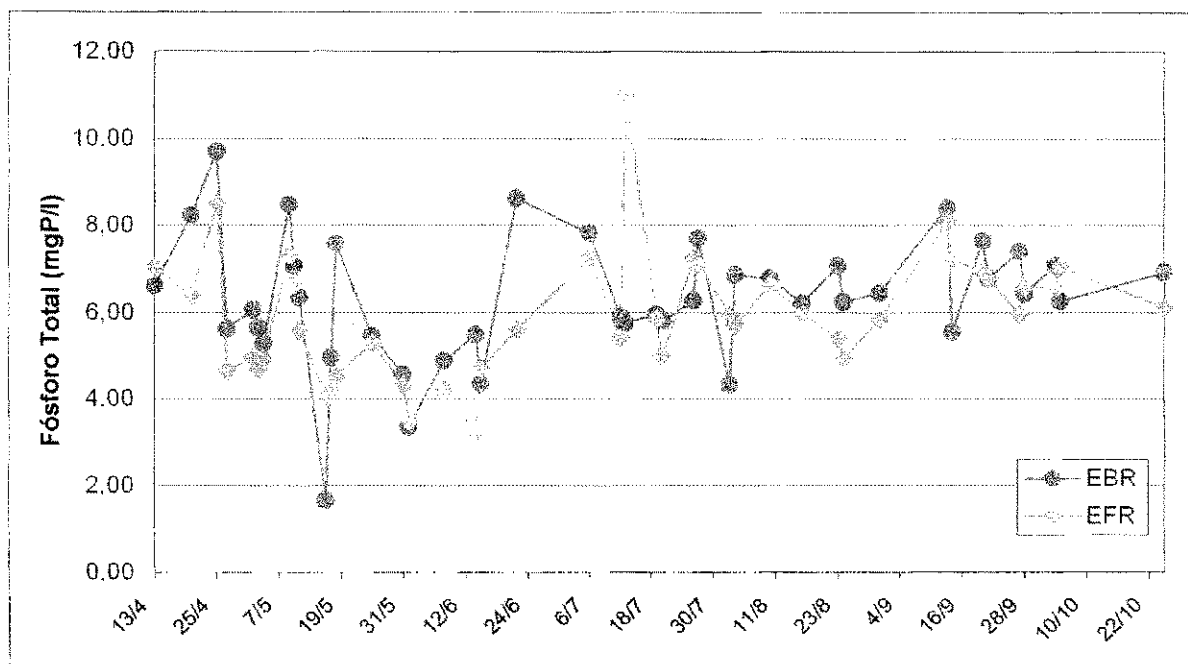
Pouca variação na concentração de fósforo total ao longo do dia foi observada no esgoto bruto do 1º perfil (Figura 4.24), ocorrendo uma concentração mínima de 5,2 mgP/l às 6 horas e máxima de 6,4 mgP/l às 11 horas. Nesse primeiro estudo as concentrações médias de fósforo total foram respectivamente de 5,7 e 5,8 mgP/l, para o esgoto bruto e o efluente. No segundo perfil (Figura 4.25), de forma similar ao que aconteceu no primeiro, houve pouca variação de fósforo total no esgoto bruto, ocorrendo uma maior concentração (6,9 mgP/l) às 11 horas. No efluente a concentração máxima (9,1) ocorreu às 11 horas e nos demais horários os valores foram praticamente iguais.

Os valores médios de ortofosfato solúvel mostraram um aumento de 3,8 mgP/l no esgoto bruto para 4,6 mgP/l no efluente final. Este aumento pode estar relacionado ao processo de degradação biológica dos materiais orgânicos presentes no sedimento, com conseqüente liberação de fosfatos para a massa líquida. Na lagoa estudada por Araújo (1993), a concentração média de ortofosfato solúvel aumentou de 2,4 mgP/l no esgoto bruto para 3,5 mgP/l no efluente. Na Figura 4.26 está apresentada a variação das concentrações de ortofosfato solúvel no esgoto bruto e efluente da lagoa.

Conforme observado na Tabela 4.15 a análise de variância demonstrou que o valor de F foi maior que F<sub>c</sub>. No entanto, não houve remoção de ortofosfato no sistema, mas sim uma produção significativa.

A variação na concentração de ortofosfato solúvel apresentou diferença nos dois perfis. Enquanto no primeiro (Figura 4.27) o valor máximo no esgoto bruto (4,2 mg/l) foi

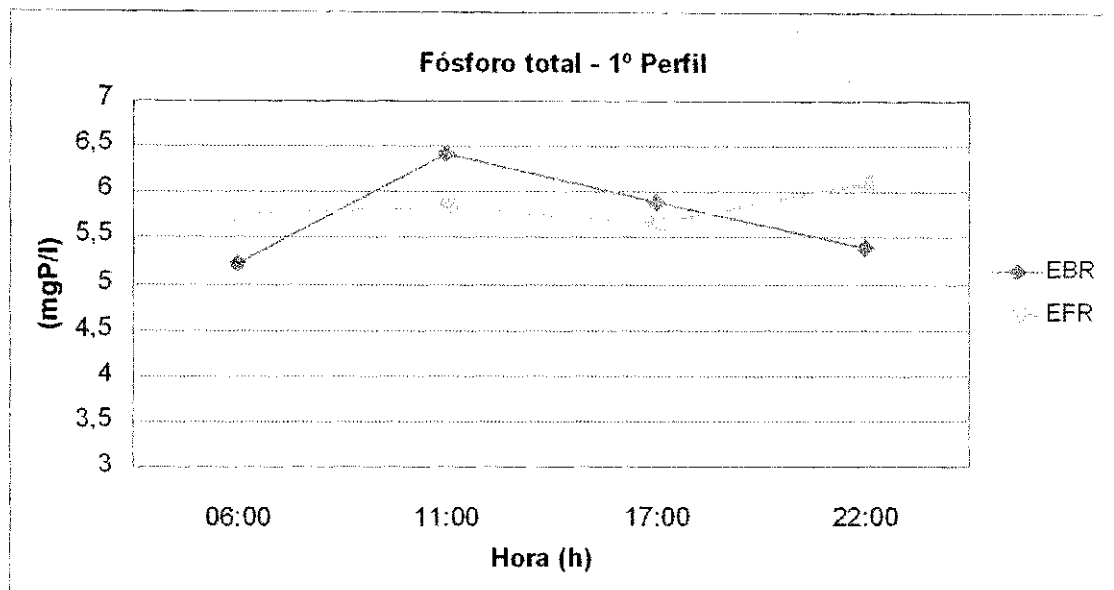
observado às 17 horas, no segundo perfil (Figura 4.28) a maior concentração ocorreu às 11 horas. No efluente os valores máximos de ortofosfato nos dois perfis ocorreram no mesmo horário (22 horas). Os valores médios apresentaram pouca variação de um perfil para outro, 3,7 e 4,6 mgP/l, no primeiro, e 4,1 e 5,6 mg/l, no segundo, para o esgoto bruto e efluente, respectivamente.



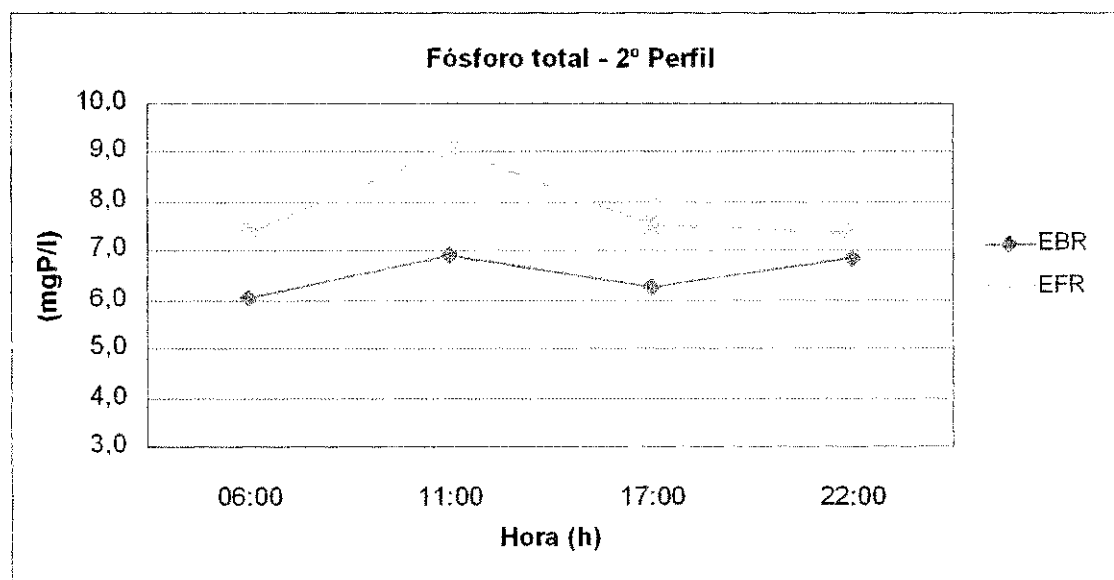
**Figura 4.23** – Variação das concentrações de fósforo total do esgoto bruto e do efluente da lagoa do Róger, João Pessoa – PB.

**Tabela 4.14** – Resumo da análise de variância (ANOVA-fator único) aplicada aos dados de fósforo total.

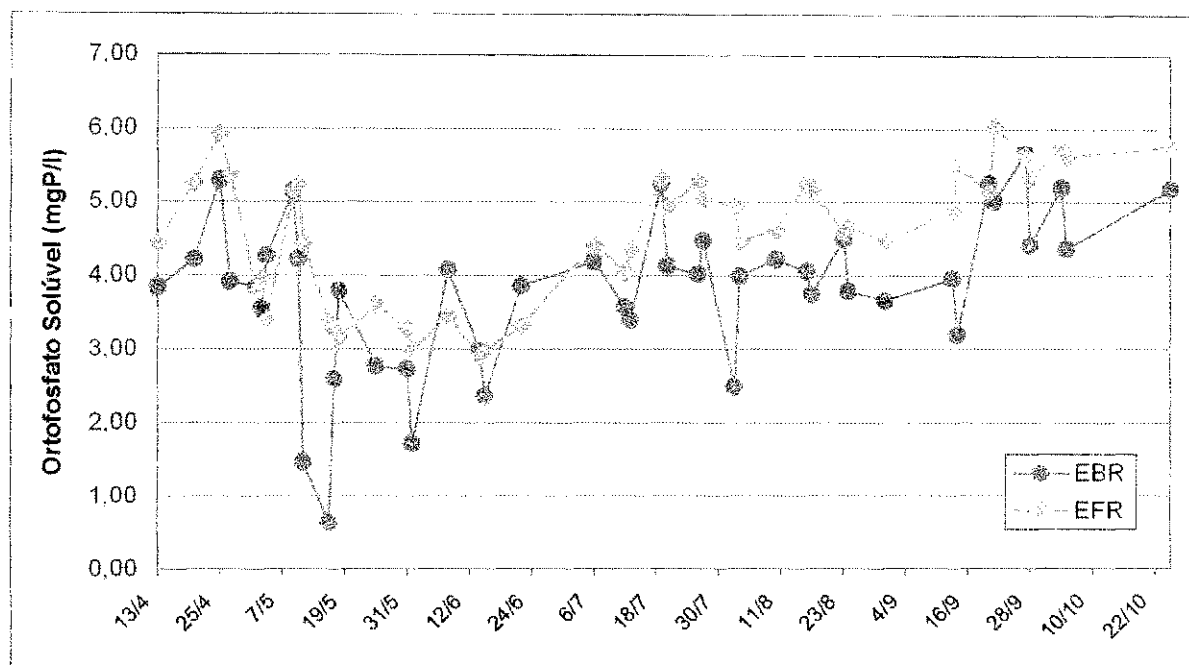
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	3,243194	1	3,243	1,517	0,221	3,955
Dentro dos grupos	179,5524	84	2,137			
Total	182,7956	85				



**Figura 4.24** – Variação no ciclo diário de fósforo total do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 31/08/05.



**Figura 4.25** – Variação no ciclo diário de fósforo total do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 25/10/05.



**Figura 4.26** – Variação das concentrações de ortofosfato solúvel do esgoto bruto e do efluente da lagoa do Róger, João Pessoa – PB.

**Tabela 4.15** – Resumo da análise de variância (ANOVA-fator único) aplicada aos dados de ortofosfato solúvel.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	11,1486	1	11,149	11,294	0,001	3,952
Dentro dos grupos	84,92002	86	0,988			
Total	96,06862	87				

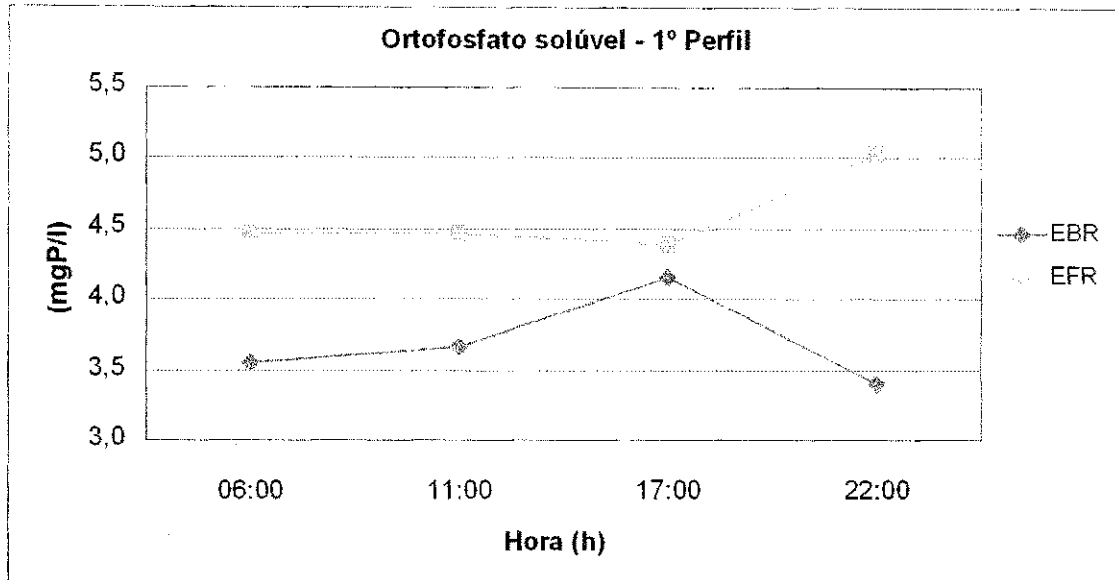


Figura 4.27 – Variação no ciclo diário de ortofosfato solúvel do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 31/08/05.

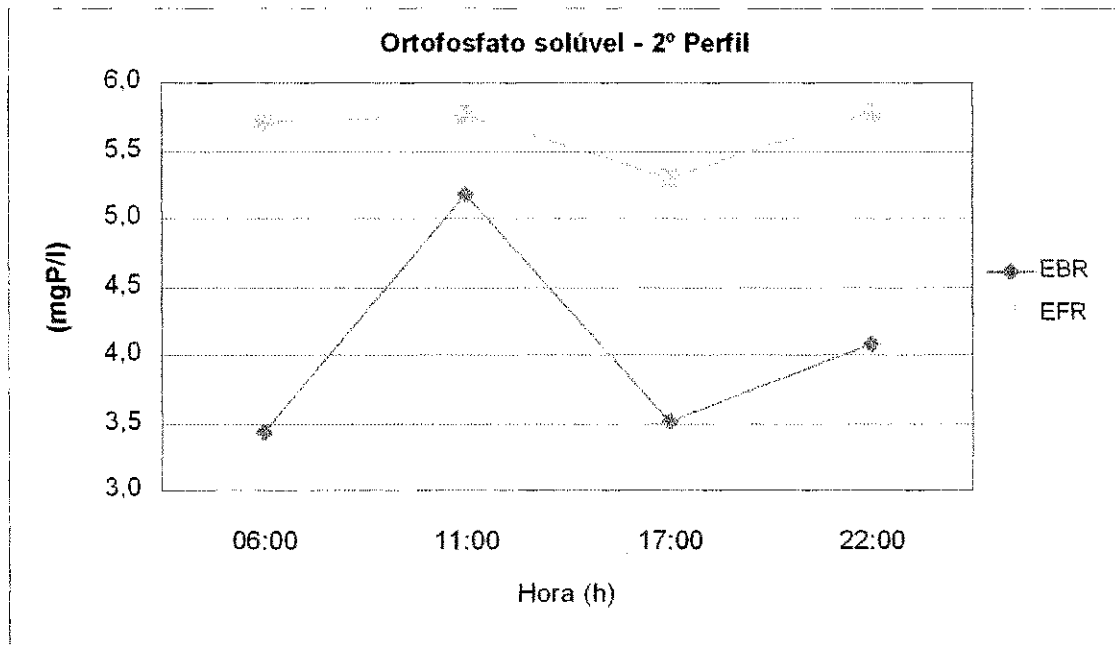


Figura 4.28 – Variação no ciclo diário de ortofosfato solúvel do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia da ETE do Róger em 25/10/05.

### 4.3.3 – Cargas de nitrogênio e fósforo no efluente da lagoa anaeróbia

Diante das concentrações médias das formas de nitrogênio e fósforo (Tabela 4.8) encontradas no efluente da lagoa anaeróbia no período de estudo, foi determinada a carga desses nutrientes que são lançados pelo efluente da lagoa anaeróbia no estuário do Rio Paraíba. As cargas de nutrientes descarregadas pela lagoa anaeróbia estão apresentadas na Tabela 4.16.

**Tabela 4.16** - Cargas de nutrientes descarregadas pela lagoa anaeróbia.

NUTRIENTES	CARGA
Nitrogênio Total Kjeldahl	1154,7 kgN/dia
Nitrogênio orgânico	137,2 kgN/dia
Nitrogênio amoniacal	1017,5 kgN/dia
Fósforo total	155,3 kgP/dia
Ortofosfato solúvel	119,1 kgP/dia

### 4.4 - Análise de correlação das variáveis analisadas

As matrizes de correlação entre as variáveis pH, temperatura, DBO<sub>5</sub>, DQO, NTK, Nitrogênio orgânico, Amônia, Fósforo Total e Ortofosfato Solúvel analisadas no esgoto bruto e no efluente da lagoa anaeróbia são apresentadas nas Tabelas 4.17 e 4.18, respectivamente. O estudo das matrizes de correlação teve como objetivo observar a ocorrência de correlações estatisticamente significativas entre as variáveis medidas no esgoto bruto e no efluente da lagoa anaeróbia do Róger.

Nas Tabelas 4.17 e 4.18 pode ser observado que todas as correlações significativas foram positivas. No esgoto bruto o percentual de coeficientes significantes a um nível de significância  $\alpha = 0,05$  foi cerca de 33%, enquanto que no efluente as relações estatisticamente significativas entre as variáveis foram mais numerosas, representando cerca de 39%.

No esgoto bruto, com exceção da temperatura, DQO e nitrogênio orgânico, o pH apresentou coeficientes de correlação significantes com as demais variáveis analisadas e no efluente o pH não exibiu correlação significativa com nenhuma variável.

A temperatura não apresentou relação significativa com nenhuma outra variável, isto aconteceu tanto no esgoto bruto como no efluente. Apenas no efluente, DQO apresentou correlação significativa com NTK, nitrogênio orgânico e com DBO<sub>5</sub>.

No esgoto bruto a DBO apresentou correlação significante apenas com fósforo total. No efluente, além de fósforo total, essa variável se correlacionou com NTK e nitrogênio orgânico.

O nitrogênio total kjeldahl se correlacionou significativamente, tanto no esgoto bruto (Tabela 4.17) como no efluente (Tabela 4.18) com as demais formas de nutrientes analisadas. O coeficiente de correlação revela que existiu uma associação entre os valores de NTK e amônia. Este fato se deve ao aumento da parcela de nitrogênio amoniacal no meio, ocasionado pelo processo de amonificação. Além disso, o pH neutro da lagoa não foi suficiente para volatilizar a amônia. Com relação ao nitrogênio orgânico e amônia, estas variáveis não se correlacionaram de forma expressiva. O nitrogênio orgânico apresentou significância positiva com NTK no esgoto bruto e fósforo total no efluente e a amônia com as demais formas de nutrientes no esgoto bruto e efluente.

Os coeficientes de correlação entre fósforo total e ortofosfato solúvel mostram que existiu uma associação entre a quantidade de fósforo total presente no esgoto bruto e sedimentado na camada de lodo, com a fração de ortofosfato liberado na coluna líquida da lagoa.

**Tabela 4.17** – Matriz de correlação das variáveis analisadas no esgoto bruto.

	pH	Temp.	DQO	DBO	NTK	N. Org.	Amônia	P-Total	P-Orto
pH	1								
Temp.	0,103	1							
DQO	-0,118	-0,189	1						
DBO	<b>0,396</b>	0,043	0,057	1					
NTK	<b>0,579</b>	0,186	0,176	0,320	1				
N. Org.	0,114	0,039	-0,144	0,107	<b>0,388</b>	1			
Amônia	<b>0,586</b>	0,188	0,242	0,308	<b>0,945</b>	0,06	1		
P-Total	<b>0,540</b>	0,139	-0,057	<b>0,474</b>	<b>0,667</b>	0,242	<b>0,637</b>	1	
P-Orto	<b>0,370</b>	0,211	0,249	0,311	<b>0,748</b>	0,325	<b>0,695</b>	<b>0,534</b>	1



**Tabela 4.18** – Matriz de correlação das variáveis analisadas no efluente.

	<b>pH</b>	<b>Temp.</b>	<b>DQO</b>	<b>DBO</b>	<b>NTK</b>	<b>N. Org.</b>	<b>Amônia</b>	<b>P-Total</b>	<b>P-Orto</b>
<b>PH</b>	1								
<b>Temp.</b>	-0,292	1							
<b>DQO</b>	-0,253	-0,034	1						
<b>DBO</b>	-0,088	0,180	<b>0,486</b>	1					
<b>NTK</b>	0,228	0,132	<b>0,349</b>	<b>0,501</b>	1				
<b>N. Org.</b>	0,022	-0,101	<b>0,445</b>	<b>0,735</b>	<b>0,582</b>	1			
<b>Amônia</b>	0,260	0,244	0,064	0,013	<b>0,748</b>	-0,104	1		
<b>P-Total</b>	0,255	0,159	0,308	<b>0,637</b>	<b>0,863</b>	<b>0,602</b>	<b>0,565</b>	1	
<b>P-Orto</b>	0,231	0,332	-0,191	-0,150	<b>0,529</b>	-0,222	<b>0,829</b>	<b>0,435</b>	1

## CAPÍTULO 5

### Discussão

---

---

#### 5.1 - Sobre o desempenho da lagoa anaeróbia

O Projeto de Tratamento dos Esgotos da Bacia do Baixo Paraíba na cidade de João Pessoa - PB deve ser valorizado pela possibilidade de redução dos impactos ambientais negativos no estuário do Rio Paraíba, associado à economia de custos, decorrente da adaptação de uma pedreira de exploração de rochas calcárias desativada como lagoa anaeróbia. De fato, tal adaptação reveste-se de grande importância em face de sua originalidade e da possibilidade de monitorar uma lagoa anaeróbia profunda tratando águas residuárias domésticas no Nordeste do Brasil. Isto pode resultar numa experiência positiva no planejamento de futuras adaptações de outras pedreiras desativadas na área circunvizinha da Estação de Tratamento do Róger para o tratamento primário de águas residuárias brutas ou para o pós-tratamento de efluentes em níveis mais avançados. Atualmente, o efluente da lagoa anaeróbia apresenta elevada concentração média de matéria orgânica (DQO = 783 mg/l e DBO<sub>5</sub> = 121 mg/l) e nutrientes (NTK = 44,6 mgN/l, Nitrogênio orgânico = 5,3 mgN/l, Amônia = 39,3 mgN/l, Fósforo total = 6,0 mgP/l e Ortofosfato solúvel = 4,6 mgP/l) e ainda representa sérias implicações ecológicas e alterações estéticas ao estuário do Rio Paraíba.

Com um tempo de detenção hidráulica de 3,27 dias, vazão e carga orgânica de 25890 m<sup>3</sup>/d e 82,5 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d, respectivamente, o sistema anaeróbio não apresentou eficiência significativa na remoção de DQO e nutrientes. A remoção de DBO<sub>5</sub>, embora significativa, foi inferior ao esperado para esse tipo de sistema operando nos trópicos, sob as condições operacionais recomendadas na literatura e aqui observadas. O mesmo sistema, monitorado no período entre fevereiro e outubro de 2003 (Arruda, 2004), apresentou eficiência de remoção de DBO<sub>5</sub> bem superior à atual. Mesmo assim, a remoção ora observada representa uma diminuição da carga orgânica a ser lançada no estuário do Rio Paraíba.

Atualmente, a vazão e a carga estão bem abaixo e o tempo de detenção bem acima dos seus respectivos limites de final de plano (PMSS II, 1997). Arruda (2004), observou uma vazão média diária de 18656 m<sup>3</sup>/d, tempo de detenção hidráulica de 4,5 dias e carga orgânica volumétrica de 86,45 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d. As mudanças observadas foram devidas à introdução de novas contribuições, caracterizando uma contínua evolução do sistema em direção ao final do plano.

As eficiências de remoção de DQO e DBO<sub>5</sub> (7,12 e 53,64%, respectivamente) se encontraram abaixo das observadas (60,79 e 67,67%, respectivamente) por Arruda (2004). Além do aumento da contribuição afluyente à lagoa, em consequência da contínua incorporação de novas sub-bacias de drenagem, contribuíram, provavelmente, para essa redução de eficiência o aumento significativo da camada de lodo, resultante da deposição de sólidos orgânicos e areia, com a conseqüente diminuição do volume útil e do tempo de detenção hidráulica do reator. Falhas na remoção de materiais retidos na caixa de areia, os quais são arrastados para dentro do reator, invasão da lagoa pelo mato e falta de uma ação para a remoção do lodo depositado no reator constituem indicações de um nível de manutenção inferior ao requerido para esse tipo de sistema. A DBO<sub>5</sub> apresentou eficiência de remoção de matéria orgânica bem superior à DQO. Este fato pode estar relacionado a uma possível estabilização do lodo acumulado na lagoa durante os cinco anos de funcionamento. Assim sendo, a fração inerte da matéria orgânica não é quantificada em termos de DBO<sub>5</sub>, mas principalmente como DQO.

A lagoa anaeróbia não removeu de modo expressivo as formas de nitrogênio e fósforo analisadas. A eficiência de remoção de NTK na lagoa anaeróbia (7,04 %) foi decorrente, principalmente, da remoção de nitrogênio orgânico no reator, causada pela degradação biológica da matéria orgânica. Silva (1982), reconhece que em lagoas anaeróbias a sedimentação também é um importante mecanismo de remoção de nitrogênio. Entretanto, como houve aumento na parcela de nitrogênio amoniacal em razão da conversão de nitrogênio orgânico para amônia no processo de amonificação, a remoção de NTK não foi tão expressiva.

Em decorrência do pH neutro predominante na lagoa não ocorreu perda de amônia por volatilização; ocorreu, sim, um pequeno acréscimo de NH<sub>3</sub> no efluente que pode ter sido causado pelo fato da taxa de realimentação de amônia da camada de lodo ter sido maior do que a taxa de assimilação por microrganismos. Segundo Catunda *et al.*, (1993), a amônia se desprende, da fase líquida para a atmosfera, em valores de pH acima de 9,3 a 20°C e acima de 8,6 a 30°C.

A remoção de fósforo total (4,91%) pode ser atribuída à sedimentação de compostos fosfatados juntamente com o material orgânico afluente que se deposita no sedimento, além da assimilação microbiana. Como o pH da lagoa, durante todo o estudo, se encontrou na faixa da neutralidade, provavelmente não ocorreu remoção desse nutriente pelo mecanismo de precipitação química. Nas lagoas anaeróbias os principais precipitados formados são aqueles provenientes das reações entre o fósforo e íons de ferro, sendo necessário um pH 8,0 para a precipitação com íons de  $\text{Fe}^{+2}$  e pH entre 4,0 e 5,0 para precipitação com íons de  $\text{Fe}^{+3}$ .

Mesmo tendo ocorrido remoção de fósforo total, a camada de lodo, por ser um ambiente anaeróbio, não tem capacidade de reter fósforo, permitindo, a liberação principalmente, de fósforo inorgânico do sedimento para a massa líquida (JONES & LEE, 1981), determinando um equilíbrio entre as taxas de sedimentação e liberação de fósforo do sedimento. Houg & Gloyna (1984), observaram que o fósforo em sedimento de lagoas anaeróbias é liberado principalmente na forma de fosfato de ferro, tal como  $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$  e  $\text{Fe}(\text{PO}_4) \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ . Segundo Araújo (1999), num estudo sobre o ciclo do fósforo em reservatórios profundos tratando esgotos domésticos, a liberação de fósforo inorgânico é mais acentuada em ambientes que funcionam em condições de anaerobiose e elevada atividade microbiana.

A concentração de ortofosfato solúvel apresentou um pequeno incremento no efluente da lagoa, quando comparado com a concentração afluente. A camada de lodo da lagoa anaeróbia funcionou como uma importante fonte fornecedora de fósforo, principalmente fósforo inorgânico, conforme indicado por Mara e Pearson (1986).

## **5.2 - Sobre o lançamento do efluente da lagoa anaeróbia no estuário do Rio Paraíba**

O estuário do Rio Paraíba representa uma das áreas de maior importância ao longo do Rio Paraíba. É margeado por um bosque de mangue, considerado como a maior área de manguezal do estado, porém apresenta algumas áreas degradadas, especialmente aquelas próximas dos aglomerados urbanos. Apesar de sua alta produtividade os estuários e manguezais têm sido utilizados como receptores de esgotos e poluentes diversos, decorrentes das atividades humanas nas suas áreas de influência. O interesse de analisar as concentrações de nutrientes no efluente do sistema de tratamento de esgotos do bairro do Róger na cidade de João Pessoa, se dá em virtude do lançamento desse efluente no estuário do Rio Paraíba, o que pode comprometer a qualidade da água desse ecossistema que é utilizada, para diversos fins, pela população.

Dessa forma, a introdução de elevadas concentrações de nutrientes nesse ambiente implica em alterações dos fatores abióticos necessários à reprodução de inúmeras espécies de peixes, crustáceos, moluscos e outros animais que utilizam esse local como habitat. Além de constituir-se no habitat de fauna marinha, o estuário do Rio Paraíba é explorado em diversas atividades produtivas, como pesca, aquicultura e turismo, sendo também utilizado para práticas de recreação. Em suas margens também é desenvolvido o cultivo de lavouras de subsistência.

A presença de macro e micronutrientes nos efluentes das estações de tratamento de esgotos é um dos principais aspectos que deve ser considerado no lançamento desses efluentes nos corpos aquáticos receptores, trazendo como principal consequência a eutrofização do meio. Uma das principais formas de evitar esse tipo de poluição aquática é a limitação ou eliminação das fontes contribuidoras de nutrientes, como os esgotos sanitários. Assim, os sistemas de tratamento de esgotos devem promover a remoção das espécies nutrientes de forma que os efluentes possam ser lançados nos corpos aquáticos receptores, sem ocasionar a degradação do ambiente. De acordo com Sawyer *et al.*, (1994), a concentração crítica de fósforo inorgânico capaz de interferir no desenvolvimento excessivo do fitoplâncton em corpos aquáticos é 0,005 mgP/l. A presença de nitrogênio nesse ambiente também apresenta grande importância no aumento da produtividade primária e segundo estabelecido pela resolução CONAMA, N° 357, de 17 de março de 2005, a concentração máxima de amônia permitida para lançamento em corpos aquáticos receptores é 20,0 mgN/l.

Estudos realizados por Machado *et al.* (2004), sobre a qualidade das águas do estuário do Rio Paraíba entre 1998 e 2002, mostram que as águas desse ecossistema em diversos pontos apresentam baixa oxigenação e elevadas concentrações de DBO<sub>5</sub> e coliformes termotolerantes. À época, o estuário foi enquadrado, de acordo com a Resolução CONAMA N° 20, de 18 de junho de 1986, na CLASSE 7, podendo suas águas serem utilizadas para recreação de contato primário, proteção das comunidades aquáticas e criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação.

Mesmo ocorrendo uma pequena eficiência de remoção de fósforo total e NTK, o efluente da lagoa anaeróbia apresentou concentrações de ortofosfato e nitrogênio amoniacal (4,6 mgP/l e 39,3 mgN/l, respectivamente) bem superiores às recomendadas por Sawyer *et al.*, (1994) e a estabelecida pela Resolução CONAMA N° 357, respectivamente, para o lançamento em corpos receptores. Dessa forma, as cargas desses nutrientes, determinadas a partir das referidas concentrações são elevadas para serem descarregadas no estuário do Rio Paraíba por poderem causar a eutrofização desse ecossistema, causando o crescimento

descontrolado de algas e plantas aquáticas que, ao morrerem, são degradadas por bactérias gerando um consumo de grandes quantidades de oxigênio, conduzindo a uma deterioração da qualidade da água.

### 5.3 – Perspectivas

A lagoa anaeróbia profunda da Pedreira Nº 7 do Pólo de Tratamento de Esgotos da Bacia do Rio Paraíba, na Grande João Pessoa, foi projetada para tratar uma vazão média de 67313 m<sup>3</sup>/d com tempo de detenção hidráulica de 1,26 dias e carga orgânica volumétrica de 336 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d. Atualmente, esse sistema apresenta uma vazão média de 25890 m<sup>3</sup>/d, com tempo de detenção e carga orgânica de 3,27 dias e 82,5 gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d, respectivamente. À medida que novas contribuições estão sendo acrescentadas essas condições tendem a se tornarem mais críticas, com conseqüente diminuição do desempenho da lagoa. Este fato vem a exigir da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA) decisões administrativas no sentido de planejar a ampliação ou a modificação do sistema de tratamento, bem como adoção de planos mais eficazes de operação e manutenção com vistas à melhoria da qualidade do efluente a ser lançado no estuário do Rio Paraíba.

## CAPÍTULO 6

### Conclusões

---

- A adaptação de uma pedreira desativada para o funcionamento como lagoa anaeróbia profunda deve ser valorizada como uma iniciativa louvável, uma vez que além de propiciar a recuperação da área degradada pela extração de calcário, veio a contribuir para a redução da poluição do estuário do Rio Paraíba envolvendo um baixo custo para a implantação do sistema.
- A lagoa anaeróbia da Pedreira Nº 7 não apresentou um desempenho típico de lagoas anaeróbias convencionais, conforme descrito na literatura, e a sua eficiência em termos de remoção de matéria orgânica foi inferior ao observado num estudo realizado há dois anos atrás.
- Não ocorreu remoção significativa das espécies nutrientes (N e P) na lagoa anaeróbia, sendo as concentrações desses nutrientes no efluente suficientes para causar a eutrofização do corpo receptor, comprometendo a qualidade da água. As cargas de Nitrogênio Total Kjeldahl e Fósforo total foram 1154,7 kgN/dia e 155,3 kgP/dia, respectivamente.
- As concentrações de nutrientes no efluente da lagoa anaeróbia se encontraram bem acima dos padrões recomendados pela literatura para lançamento em corpos aquáticos receptores.
- Em decorrência do baixo desempenho da lagoa anaeróbia isoladamente, faz-se necessária a implantação de unidades de tratamento subseqüentes, com vistas à melhoria da qualidade do efluente.

## CAPÍTULO 7

### Referências bibliográficas

---

ABELIOVICH, A. and AZOV, Y. (1976). **Toxicity of ammonia to algae in sewage oxidation ponds**. Applied Environmental Microbiology, 31 (6), pp. 801 – 806.

APHA, (1998). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association, 20<sup>th</sup> edition, Washington, D. C.

ARAÚJO, A. L. C. (1993). **Comportamento das formas de fósforo em sistemas de lagoas de estabilização, em escala-piloto, sob diferentes configurações, tratando esgotos domésticos no Nordeste do Brasil**. Dissertação de mestrado. UFPB. Campina Grande, 101 p.

ARAÚJO, A. L. C. (1999). **The phosphorus and sulphur cycles in wastewater storage and treatment reservoirs in Northeast Brazil**. PhD, Thesis, The University of Leeds, U.K.

ARRUDA, C. B. A. (2004). **Estudo do desempenho da lagoa anaeróbia profunda da Pedreira Nº 7 do Pólo de Tratamento de Esgotos da bacia do Rio Paraíba na Grande João Pessoa**. Dissertação de mestrado. UFCG. Campina Grande, 88 p.

BARNES, D. and BLISS, P. L. (1983). **Biological control of nitrogen in wastewater treatment**, London: E & F. N Spon Ltda, 146 p.

BITTON, G. (1994). **Wastewater microbiology**. New York. John Wiley.



BRAGA, B. *et al.*, (2002). **Introdução à engenharia sanitária**. Prentice Hall, São Paulo, 305 p.

BRANCO, S. M. (1986). **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3º Edição, CETESB/ASCETESB, São Paulo, 616 p.

CATUNDA, P. F. C.; VAN HAANDEL, A. C.; HIDALGO, N. D. (1993). **Pós-tratamento em lagoas de estabilização de esgoto digerido anaerobiamente**. Anais do 17º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol. 2. Tomo I, pp. 468-483.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, (1986). Resolução Nº 20 de 18 de junho de 1986. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria Especial do Meio Ambiente, Brasília – DF.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, (2005). Resolução Nº 357 de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria Especial do Meio Ambiente, Brasília – DF.

da SILVA, F. J. A. (1994). **Estudo do ciclo do nitrogênio em lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos no Nordeste do Brasil**. Dissertação de mestrado. UFPB. Campina Grande, 125 p.

da SILVA, J. L. B. (1992). **Estudo sobre a remoção de fósforo em uma série longa de dez lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos em região de clima tropical**. Dissertação de mestrado. UFPB. Campina Grande, 107 p.

ESTEVES, F. A. & BARBOSA, F. A. R. (1986). **Eutrofização artificial: a doença dos lagos**. Ciência Hoje, 5 (27), pp. 57 – 61.

ESTEVES, F. A. (1998). **Fundamentos de limnologia**. 2 ed. Interciência. Rio de Janeiro.

FEACHEM, R. G.; BRADLEY, D. J.; GARELICK, H.; MARA, D. D. (1983). **Sanitation and disease: health aspects of excreta and wastewater management**. John Wiley & Sons, 501 p.

- FLORENTINO, I. Q. (1992). **Caracterização do sistema de lagoas de estabilização do município de Guarabira**. Dissertação de mestrado. UFPB. Campina Grande, 131 p.
- GOLDMAN, C. R. & HORNE, A. J. (1996). **Limnology**. New York: McGraw-Hill Book Company.
- HOUNG, H. J. S. and GLOYNA, E. F. (1984). **Phosphorus models for waste stabilization ponds**. *Journal of Environmental Engineering*, 110 (30), pp. 550 – 561.
- JONES, J. R. and LEE, G. W. (1981). **Prediction of phosphorus levels in lakes**. *JWPCF*, 48 pp. 2176 – 2182.
- JORDÃO, E. P. & PESSÔA, C. A. (2005). **Tratamento de esgotos domésticos**. 4ª Edição. ABES.
- KÖNIG, A. (2000). **Biología de las lagunas de estabilización: algas**. In: **Sistemas de lagunas de estabilización**. McGraw-Hill. pp. 45 – 66.
- LAWS, E. A. (2003). **Aquatic pollution: an introductory text**. 2 edition, 611 p.
- LIMA, M. G. S. (2001). **Estudo da variação cíclica diária de fósforo sedimentável numa lagoa facultativa primária profunda, provida de chicanas do tipo vai-e-vem**. Dissertação de mestrado. UFPB. Campina Grande, 115 p.
- MACHADO, T. V. *et al.*, (2004). **A problemática da qualidade das águas no estuário do Rio Paraíba do Norte – PB**. XI SILUBESA, VI-050.
- MARCELINO, R. L. (2000). **Diagnóstico sócio-ambiental do estuário do Rio Paraíba do Norte-PB, com ênfase nos conflitos de usos e nas interferências humanas em sua área de influência direta**. Dissertação de mestrado. UFPB. Campina Grande, 101 p.
- MARCHETTO, M. *et al.*, (2003). **Remoção de fósforo de efluente de reator anaeróbio em reator com aeração intermitente seguido por flotação por ar dissolvido**. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Vol. 8. Nº 1 - Jan/Mar 2003.

MARA, D. D. & PEARSON, H. W. (1986). **Artificial Freshwater Environment: waste stabilization ponds**. In: *Biotechnology – A comprehensive treatise*, Vol. 8, Ed. H. J. Rehm and G. Reed). Weinheim: Verlagsgesellschaft, pp. 177 – 206.

METCALF, L. and EDDY, H. P. (2003). **Wastewater Engineering: Treatment and reuse**. 4<sup>th</sup> edition. New York, McGraw-Hill Book Company, 1815 p.

NASCIMENTO Jr. (1998). **Comportamento de formas de enxofre, fósforo e nitrogênio em um reservatório profundo de estabilização tratando águas residuárias domésticas**. Dissertação de mestrado. UFPB. Campina Grande, 111 p.

OLIVEIRA, R. (1990). **The performance of deep waste stabilization ponds in Northeast Brazil**. PhD, Thesis, The University of Leeds, U.K.

OLIVEIRA, A. S. (2002). **Observações sobre o desempenho das ETE'S de Campina Grande e Monteiro (PB)**. Dissertação de mestrado. UFPB. Campina Grande, 93 p.

PEARSON, H. W. (1987). **Algal associated with sewage treatment**. In: **Microbial technology in the developing world**. (Ed. E. J. da Silva, Y. R. dommergues, E. J. nyns and C. Ratledge). New York: Oxford University Press, pp. 260 – 288.

PEDROZA, M. M. (2000). **Comportamento de formas de nitrogênio e fósforo em sistemas de lagoas facultativas primárias, providas de chicanas, tratando esgotos domésticos**. Dissertação de mestrado. UFPB. Campina Grande, 117 p.

PELCZAR, M. J.; CHAN, E. C. S.; NOEL, R. K. (1996). **Microbiologia: conceitos e aplicações**. Vol. 1, MAKRON Books, São Paulo, 524 p.

PMSS - PROJETO DE MODERNIZAÇÃO DO SETOR DE SANEAMENTO II. (1997). Programa ambiental e social do subprojeto de esgotamento sanitário de João Pessoa.

REIS, R. N. N. (1995). **Estudo da remoção de nitrogênio amoniacal em uma série longa de lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos em região de clima tropical**. Dissertação de mestrado. UFPB. Campina Grande, 101 p.

- SANTOS, M. C. C. R. (1987). **Lagoas de estabilização em Portugal. Evolução dos compostos de azoto.** Tese de doutorado. Universidade Nova de Lisboa, 375 p.
- SAWYER, C. N.; MCCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. (1994). **Chemistry for Environmental Engineering.** 4<sup>th</sup> edition, International Student Edition, McGraw-Hill Book Company.
- SILVA, S. A. (1982). **On the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in Northeast Brazil.** PhD Thesis, University of Dundee, U. K.
- SILVA, S. A. & MARA, D. D. (1979). **Tratamento biológico de águas residuárias: Lagoas de estabilização.** ABES, Rio de Janeiro, 140 p.
- SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R.; MARA, D.D. (1991). **Lagoas de estabilização profundas II: remoção de nutrientes.** Anais do 16<sup>o</sup> Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. Vol. 2, Tomo I, pp. 356-368.
- SOARES, J. (1985). **Avaliação do comportamento de um sistema de lagoas de estabilização profundas em série.** Dissertação de mestrado. UFPB. Campina Grande, 65 p.
- SOKAL, R. R. and ROLF, S. J. (1981). **Biometry – The principles and practice of statistics in biological research.** 2<sup>th</sup> edition. San Francisco: W. H. Freeman and Company.
- SOMIYA, I. and FUJII, S. (1984). **Material balances of organics and nutrients in an oxidation pond.** Water Research, 18 (3), pp. 325 – 333.
- VAN HAANDEL, A. C. & LETTINGA, G. (1994). **Tratamento anaeróbio de esgotos em regiões de clima quente.** Epgraf, Campina Grande-PB, 208 p.
- VAN HAANDEL, A. C. & MARAIS, G. (1999). **O Comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação.** Epgraf, Campina Grande-PB, 488 p.
- VON SPERLING, M. (1996). **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: DESA – Universidade Federal de Minas Gerais, 242 p.