



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE  
CENTRO DE TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA**

**Dayana Melo Torres**

**DECAIMENTO BACTERIANO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO  
NO NORDESTE BRASILEIRO**

**Natal/RN  
2011**

Dayana Melo Torres

**DECAIMENTO BACTERIANO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO  
NO NORDESTE BRASILEIRO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

Orientador: Prof. Dr. André Luís Calado Araújo

Co-orientador: Prof. Dr. Cícero Onofre de Andrade Neto

Natal/RN

2011

Seção de Informação e Referência  
Catalogação da Publicação na Fonte. UFRN / Biblioteca Central Zila Mamede

Torres, Dayana Melo

Decaimento bacteriano em lagoas de estabilização no Nordeste brasileiro / Dayana Melo Torres. – Natal, RN, 2011.

84 f. : il.

Orientador: André Luís Calado Araújo.

Co-orientador: Cícero Onofre de Andrade Neto.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária.

1. Lagoas de estabilização – Dissertação. 2. Decaimento bacteriano – Dissertação. 3. Coliformes termotolerantes – Dissertação. 4. *Enterococcus* sp. – Dissertação I. Araújo, André Luís Calado. II. Andrade Neto, Cícero Onofre de. III. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. III. Título.

RN/UF/BCZM

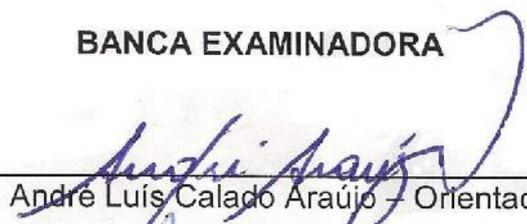
CDU 628.35

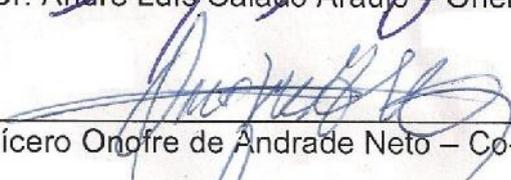
DAYANA MELO TORRES

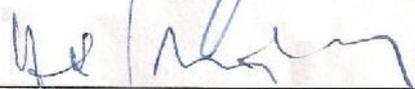
**DECAIMENTO BACTERIANO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NO NORDESTE BRASILEIRO.**

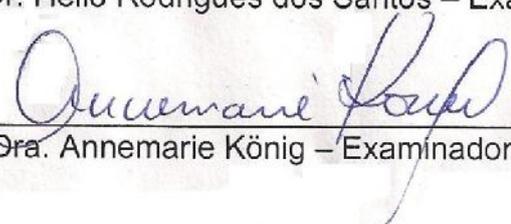
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

**BANCA EXAMINADORA**

  
\_\_\_\_\_  
Dr. André Luís Calado Araújo – Orientador

  
\_\_\_\_\_  
Dr. Cícero Onofre de Andrade Neto – Co-orientador

  
\_\_\_\_\_  
Dr. Hélio Rodrigues dos Santos – Examinador UFRN

  
\_\_\_\_\_  
Dra. Annemarie König – Examinador Externo UFCG

Natal, 17 de Junho de 2011

*Dedico este trabalho a Deus e aos meus pais,  
Raimundo e Maria Ivanilda.*

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, a Deus por ter me guiado e orientado, fazendo com que eu jamais desistisse frente aos obstáculos da vida.

Aos meus pais, Raimundo e Maria Ivanilda, pela educação que me foi dada e apoio incondicional durante toda minha formação, assim como aos meus irmãos, Rafael e Taffarel.

A Wendell, meu amor, obrigada por todo incentivo e compreensão durante todos esses anos.

Ao Professor Dr. André Luís Calado Araújo, pelas orientações nesse trabalho e em minha formação acadêmica, pela confiança ao me convidar para participar do projeto “Avaliação da eficiência de lagoas de estabilização no Rio Grande do Norte”, e por toda amizade cultivada durante esses anos.

Ao Professor Dr. Cícero Onofre de Andrade Neto, pelas orientações nesse trabalho e durante a execução do projeto.

Aos professores do PPgES que contribuíram para minha formação pessoal e acadêmica, em especial a Maria del Pilar e Luiz Pereira.

A CAPES, pela bolsa de estudos concedida durante o mestrado.

A FUNASA, pelo financiamento do projeto “Avaliação da eficiência de lagoas de estabilização no Rio Grande do Norte”.

A CAERN por conceder algumas de suas ETEs para a realização dessa pesquisa, assim como ao SAAE de São Gonçalo do Amarante e ao município de Pedro Velho.

A todos os bolsistas de iniciação científica do projeto, que me acompanharam desde as coletas e perfis até as análises no laboratório, especialmente a Andréia, Luênia, Adriana, Bruno e Gustavo. A pesquisa não teria sido a mesma sem vocês.

Aos meus amigos do mestrado e do LARHISA que me incentivaram e sempre me ajudaram em todas as ocasiões necessárias, em especial a Odênia, Thaís e Yannice.

Ao IFRN e aos seus funcionários, por conceder seus laboratórios para realização dessa pesquisa, em especial ao técnico Douglnilson.

Ao LARHISA e aos seus funcionários, por também conceder o laboratório para a realização de algumas análises, em especial aos técnicos Sandro e Aline.

E, a todos que contribuíram direta ou indiretamente na realização deste trabalho.

*“As pessoas esclarecidas e conscientes acreditam que as coisas não acontecem por acaso, mas conforme uma lei de causas e efeitos.”*

Autor Desconhecido

## RESUMO

Lagoas de estabilização consistem no sistema de tratamento de esgotos mais utilizado no Rio Grande do Norte (RN), Brasil, correspondendo a cerca de 90% de todos os sistemas. As bactérias fecais são removidas principalmente nas lagoas facultativas e de maturação. Muitos fatores influenciam no decaimento de bactérias, como: os níveis de pH e OD, temperatura, intensidade luminosa, TDH e disponibilidade de alimento. A taxa de decaimento bacteriano ( $K_b$ ) é calculada a partir de muitas variáveis, mas o regime hidráulico possui significativa influência na remoção de microorganismos, sendo o de fluxo disperso o que melhor caracteriza uma lagoa de estabilização. Todavia, alguns autores elaboraram equações para o  $K_b$  conforme o regime de mistura completa. Essa pesquisa teve como objetivo avaliar o decaimento bacteriano de coliformes termotolerantes e *Enterococcus* sp. em lagoas de estabilização destinadas ao tratamento de esgotos domésticos, em escala real, no RN. Todos os sistemas avaliados possuem tratamento preliminar, uma lagoa facultativa (LF), seguida de duas de maturação (LM1 e LM2). Os parâmetros avaliados foram: temperatura, pH, OD, DBO<sub>5</sub>, DQO, coliformes termotolerantes, *Enterococcus* sp., clorofila *a*, sólidos em suspensão totais, fixos e voláteis. Não foram identificadas diferenças significativas entre os valores de pH, OD e temperatura nas lagoas, exceto para os sistemas mais novos, já que eles possuem baixas vazões e cargas hidráulicas. A remoção de matéria orgânica nos sistemas de tratamento foi baixa, cerca de 70%, e praticamente todas estão com sobrecarga orgânica e com problemas operacionais. As remoções bacterianas também foram baixas, com média para as LF de 96% para coliformes termotolerantes, e de 98% para *Enterococcus* sp.; nas LM1 obteve-se remoção para coliformes termotolerantes de 71%, e para *Enterococcus* sp. de 81%; e, nas LM2 a eficiência foi de 69% para coliformes termotolerantes e de 68% para *Enterococcus* sp. A equação proposta por Von Sperling (1999), segundo o regime de fluxo disperso, foi a que gerou valores de  $K_b$  empíricos mais aproximados dos valores de  $K_b$  calculados a partir de dados reais. Em média, o  $K_b$  calculado com base nos dados reais para coliformes termotolerantes nas LF foi de 0,31 d<sup>-1</sup>, e em ambas as lagoas de maturação foram de 0,35 d<sup>-1</sup>. Para *Enterococcus* sp. a média nas LF foi de 0,40 d<sup>-1</sup>, nas LM1 foi igual a 0,55 d<sup>-1</sup>, e nas LM2 de 0,58 d<sup>-1</sup>. Esses resultados também demonstraram que os  $K_b$  obtidos em sistemas em escala real são menores do que os verificados em lagoas em escala piloto. Além disso, pode-se afirmar que a equação proposta por Marais (1974), segundo o regime de mistura completa, superestima o  $K_b$ . Os resultados dos  $K_b$  calculados indicaram que os coliformes termotolerantes são mais resistentes às condições adversas presentes em lagoas de estabilização do que os *Enterococcus* sp., sendo, portanto, um indicador microbiológico mais eficiente e seguro. Os fatores de significativa intervenção na taxa de decaimento bacteriano foram as concentrações de DQO, a carga orgânica e o TDH. As poucas relações existentes entre  $K_b$  com pH, OD e temperatura não foram estatisticamente significativas. Por fim, conclui-se que é fundamental a operação e manutenção corretas, pois a não realização dessas atividades consiste em um dos principais fatores que contribuem para as baixas taxas de decaimento bacteriano.

**Palavras-chave:** lagoas de estabilização, decaimento bacteriano, coliformes termotolerantes, *Enterococcus* sp.

## ABSTRACT

Stabilization pond system consisting in more sewage treatment used in Rio Grande do Norte (RN), Brazil, representing about 90% of all systems. Fecal bacteria are removed mainly facultative ponds and in maturation ponds. Many factors influence bacterial decay, such as the levels of pH and DO, temperature, light intensity, HDT and nutrient availability. The bacterial decay rate ( $K_b$ ) is calculated considering many variables, but the hydraulic regime is a significant influence for microorganisms' removal, and the dispersed flow which best characterizes a stabilization pond. However, some authors developed equations for the  $K_b$  accordant plug flow and complete mixing. This research study aimed to evaluate the bacterial decay of fecal coliform and *Enterococcus* sp. in stabilization ponds designed to treat domestic sewage, full-scale, in RN. All systems have assessed pretreatment, a facultative pond (LF) followed by two maturation (LM1 and LM2). The parameters availed were: temperature, pH, DO, BOD<sub>5</sub>, COD, fecal coliform, *Enterococcus* sp., Chlorophyll *a*, total suspended solids, fixed and volatile. In general, there were not significant differences for pH, DO and temperature in the ponds, except for the new systems, since they have low flow and hydraulic loads. The removal of organic matter in the ponds was low, about 70%, and nearly all are overloaded organic and operational problems. The bacterial removals were low, with average 96% for LF for fecal coliform, and 98% for *Enterococcus* sp.; LM1 were in itself a removal for fecal coliform about 71%, and 81% for *Enterococcus* sp.; LM2 have efficiency of 69% for fecal coliform, and 68% for *Enterococcus* sp. The equation proposed by Von Sperling (1999), according to the dispersed flow regime, generated empirical values of  $K_b$  more approximate to calculated values of  $K_b$ . On average, the calculated  $K_b$  to coliforms in the LF was  $0.31\text{ d}^{-1}$ , and for both maturation ponds were  $0.35\text{ d}^{-1}$ . For *Enterococcus* sp. the average was  $0.40\text{ d}^{-1}$  for LF,  $0.55\text{ d}^{-1}$  for LM1, and  $0.58\text{ d}^{-1}$  for LM2. These results also showed that the  $K_b$  obtained in full-scale systems are smaller than those found in pilot-scale ponds. Moreover, one can say that the equation proposed by Marais (1974), according to the complete-mix regime, overestimates  $K_b$ . Actual results of  $K_b$  indicated that fecal coliforms are more resistant to adverse conditions present in stabilization ponds than *Enterococcus* sp., therefore, an indicator of microbiological safety and efficiency. The factors significant interventions in the rate of bacterial decay were concentrations of COD, the organic loading and HDT. The few  $K_b$  relationship between pH, DO and temperature were not significant. Finally, we conclude that it's essential to correct operation and maintenance, for not performing these activities is one of the main factors contributing to low rates of bacterial decay.

**Keywords:** stabilization ponds, bacterial decay, thermotolerant coliform, *Enterococcus* sp.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa de localização das ETEs estudadas.....	37
Figura 2 – Vista da ETE Caiçara (Caiçara do Rio dos Ventos). ....	39
Figura 3 – Vista da ETE Cemitério (Santana do Seridó). ....	39
Figura 4 – Vista da ETE Cidade (Pedro Velho). ....	39
Figura 5 – Vista da ETE Coqueiros (São Gonçalo do Amarante).....	39
Figura 6 – Vista da ETE Ilha de Santana (Macau). ....	39
Figura 7 – Vista da ETE Passagem de Pedras (Mossoró). ....	39
Figura 8 – Vista da ETE Ponta Negra (Natal).....	39
Figura 9 – Vista da ETE Pipa (Tibau do Sul).....	39
Figura 10 – Vista da ETE Santo Antônio (Santo Antônio). ....	39
Figura 11 – Análises de regressão linear dos parâmetros com os maiores índices de correlação para as LF. ....	70
Figura 12 – Análises de regressão linear dos parâmetros com os maiores índices de correlação para as LM1.....	72
Figura 13 – Análises de regressão linear dos parâmetros com correlação significativa para as LM2. ....	73

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Equações empíricas para o cálculo do número de dispersão ( $d$ ) e seus respectivos autores. ....	15
Tabela 2 – Equações para o cálculo do número de bactérias no efluente de lagoas de estabilização conforme o regime hidráulico.....	19
Tabela 3 – Resumo das faixas de valores típicos de $K_b$ (20 °C) para lagoas facultativas e de maturação, de acordo com os modelos de fluxo disperso e mistura completa (VON SPERLING, 2002a).....	25
Tabela 4 – Valores médios encontrados por Macêdo (2005) para as taxas de decaimento de coliformes fecais. ....	26
Tabela 5 – Dimensões úteis dos sistemas monitorados. ....	30
Tabela 6 – Número e horário das coletas pontuais para os sistemas estudados no período de março de 2009 a setembro de 2010.....	33
Tabela 7 – Parâmetros analisados e suas respectivas metodologias. ....	34
Tabela 8 – Datas e a duração dos monitoramentos diários realizados nas ETEs estudadas.....	35
Tabela 9 – Sistemas monitorados e seus respectivos municípios, órgãos gerenciadores, coordenadas geográficas e distância para Natal.....	38
Tabela 10 – Vazões médias para as ETEs monitoradas.....	41
Tabela 11 – TDH para os reatores e sistemas monitorados. ....	42
Tabela 12 – Cargas orgânicas superficiais para $DBO_5$ e DQO, calculadas a partir de coletas pontuais, para os sistemas monitorados.....	43
Tabela 13 – Médias, mínimos e máximos para o esgoto bruto, obtidos a partir de coletas pontuais, dos sistemas estudados. ....	44
Tabela 14 – Valores médios, mínimos e máximos para as variáveis físico-químicas nas lagoas.....	47
Tabela 15 – Percentuais de remoção nos reatores estudados. ....	50
Tabela 16 – Números de dispersão calculados segundo diferentes autores, para as lagoas dos sistemas estudados. ....	55
Tabela 17 – Intensidade de luz média durante o período de monitoramento dos sistemas.....	57
Tabela 18 – Valores médios de $K_b$ empíricos, para o regime de fluxo disperso, nos sistemas estudados.....	57

Tabela 19 – Valores médios de $K_b$ calculado a partir de dados reais, para o regime de fluxo disperso, nos sistemas estudados.....	61
Tabela 20 – Valores médios de $K_b$ empíricos para o regime de mistura completa nos sistemas estudados.....	66
Tabela 21 – Resultados dos índices de correlação ( $r$ ) e coeficientes de determinação ( $r^2$ ) significativos para as análises de regressão linear nos sistemas monitorados. ...	68

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Limites de confiança, ao nível de 5%, para comparação entre médias de coliformes termotolerantes e <i>Enterococcus</i> sp. no esgoto bruto dos sistemas estudados (as barras que fazem interseção representam médias estatisticamente iguais).....	45
Gráfico 2 – Limites de confiança, ao nível de 5%, para comparação entre médias de coliformes termotolerantes e <i>Enterococcus</i> sp. nas lagoas facultativas dos sistemas estudados (as barras que fazem interseção representam médias estatisticamente iguais).....	51
Gráfico 3 – Limites de confiança, ao nível de 5%, para comparação entre médias de coliformes termotolerantes e <i>Enterococcus</i> sp. nas lagoas de maturação 1 dos sistemas estudados (as barras que fazem interseção representam médias estatisticamente iguais).....	52
Gráfico 4 – Limites de confiança, ao nível de 5%, para comparação entre médias de coliformes termotolerantes e <i>Enterococcus</i> sp. nas segundas lagoas de maturação dos sistemas estudados (as barras que fazem interseção representam médias estatisticamente iguais).....	54

## LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

- °C – grau Celsius
- APHA – American Public Health Association
- B – Largura da lagoa
- CAERN – Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte
- CO<sub>2</sub> – Dióxido de carbono
- CTerm – Coliformes termotolerantes
- CT – Coliformes totais
- d – Número de dispersão
- DBO<sub>5</sub> – Demanda Bioquímica de Oxigênio em cinco dias a 20°C
- DNA – Ácido desoxirribonucleico
- DQO – Demanda Química de Oxigênio
- EB – Esgoto bruto
- ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
- EXTRABES – Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários
- FUNASA – Fundação Nacional de Saúde
- ha - Hectare
- hab – Habitantes
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
- K<sub>b</sub> – Taxa de decaimento bacteriano
- l – Comprimento da lagoa
- LARHISA – Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental
- LAVAT – Laboratório de Variáveis Ambientais Tropicais
- LF – Lagoa facultativa
- LM1 – Lagoa de maturação primária
- LM2 – Lagoa de maturação secundária
- NMP – Número Mais Provável
- OD – Oxigênio dissolvido
- pH – Potencial hidrogeniônico
- Q – Vazão
- r – Coeficiente de correlação (adimensional)

$r^2$  – Coeficiente de determinação (adimensional)

RN – Rio Grande do Norte

RNA – Ácido ribonucleico

SAAE – Sistema Autônomo de Água e Esgoto

TDH – Tempo de Detenção Hidráulica

UFRN – Universidade Federal do Rio Grande do Norte

UFC – Unidade Formadora de Colônia

V – Volume

UV – Radiação ultra-violeta

$\lambda_s$  – Carga orgânica superficial

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b>	<b>3</b>
<b>2. HIPÓTESES E OBJETIVOS</b>	<b>6</b>
2.1. HIPÓTESES	6
2.2. OBJETIVO GERAL	6
2.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	6
<b>3. REVISÃO DE LITERATURA</b>	<b>8</b>
3.1. LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	8
3.2. BACTÉRIAS INDICADORAS DE CONTAMINAÇÃO FECAL	9
3.2.1. GRUPO COLIFORME	10
3.2.2. <i>ENTEROCOCCUS</i> SP.	11
3.3. DECAIMENTO BACTERIANO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	11
3.3.1. FATORES QUE AFETAM O DECAIMENTO BACTERIANO	12
3.4. MODELAGEM PARA O CÁLCULO DA TAXA DE DECAIMENTO BACTERIANO ( $K_B$ )	18
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS</b>	<b>30</b>
4.1. CÁLCULO DOS NÚMEROS DE DISPERSÃO E DOS $K_B$	30
4.2. TRATAMENTO ESTATÍSTICO DE DADOS	32
4.3. MONITORAMENTO DOS SISTEMAS	33
4.3.1. COLETAS DE AMOSTRAS	33
4.3.2. MEDIÇÃO DE VAZÃO E ESTIMATIVA DO TDH	35
4.4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA	36
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>41</b>
5.1. CARACTERIZAÇÃO OPERACIONAL DOS SISTEMAS MONITORADOS	41
5.1.1. COMPORTAMENTO HIDRÁULICO	41
5.1.2. CARREGAMENTO ORGÂNICO	42
5.2. CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO BRUTO	44
5.3. CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES DAS LAGOAS	46
5.4. CÁLCULOS DOS NÚMEROS DE DISPERSÃO (D) PARA OS SISTEMAS MONITORADOS	54
5.5. CÁLCULOS DAS CONSTANTES DE DECAIMENTO BACTERIANO ( $K_B$ ) PARA OS SISTEMAS MONITORADOS	56
5.6. ANÁLISES DE REGRESSÃO NOS SISTEMAS MONITORADOS	67
<b>6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES</b>	<b>76</b>
<b>7. REFERÊNCIAS</b>	<b>79</b>



## 1. INTRODUÇÃO

Lagoas de estabilização são as principais tecnologias de tratamento de esgotos domésticos no Rio Grande do Norte (RN), atingindo cerca de 90% dos sistemas (SILVA FILHO, 2007). O tratamento em lagoas ocorre de forma biológica, ou seja, é regulado pela atuação de microorganismos e das condições ambientais, principalmente, temperatura, ventos e intensidade de luz solar.

Um dos critérios de projeto para o dimensionamento de lagoas de estabilização é o decaimento bacteriano, pois a concentração de bactérias fecais ou indicadoras de contaminação deve obedecer a determinados limites, conforme o destino final que seja dado aos efluentes desses sistemas.

As principais influências na remoção de microorganismos em lagoas facultativas e de maturação são o TDH, a radiação solar, os elevados valores de pH, os baixos níveis de gás carbônico, as altas concentrações de oxigênio dissolvido, a ação bactericida de toxinas produzidas por algas e cianobactérias, e a presença de predadores (PEARSON *et. al.*, 2009; MOREIRA *et. al.*, 2009).

Como o decaimento bacteriano é influenciado por diversos fatores, muitos autores tentaram elucidar quais os mais significativos na cinética de remoção de bactérias, destacando principalmente os aspectos construtivos e ambientais. Entretanto, a maior parte desses estudos é realizada em sistemas em escala piloto ou experimental, os quais não representam o real funcionamento dos sistemas operados em escala real.

É importante destacar que se tem uma carência de parâmetros de projeto, com relação ao decaimento bacteriano, em lagoas de estabilização em escala real para regiões de clima quente, como o nordeste brasileiro. Assim, torna-se necessário a obtenção de dados relacionados a esse tema que possam esclarecer e nortear a adoção de critérios de dimensionamento para sistemas localizados nessa região ou em outras localidades com condições climáticas semelhantes. Além disso, esses dados auxiliam a gestão e monitoramento das lagoas por parte dos órgãos gerenciadores.

Este trabalho foi desenvolvido por meio do financiamento da FUNASA (Fundação Nacional de Saúde, Brasil), convênio nº 1237/07, cujo projeto é intitulado como "Avaliação Operacional e da Eficiência de Lagoas de Estabilização no Rio Grande do Norte". O referido projeto consistiu no levantamento de dados referentes

à coleta, tratamento e destinação final de efluentes brutos e tratados no RN, bem como de avaliação dos processos de operação e manutenção de lagoas de estabilização, utilizando-se o geoprocessamento como ferramenta auxiliar para a gestão dos efluentes.

Além disso, o projeto contemplou o monitoramento de sistemas de lagoas de estabilização com tratamento preliminar, apresentando uma lagoa facultativa seguida de duas lagoas de maturação. O presente estudo está inserido nessa etapa de monitoramento dos sistemas, tendo-se como foco a avaliação da cinética de decaimento bacteriano nas lagoas de estabilização monitoradas.



## 2. HIPÓTESES E OBJETIVOS

### 2.1. Hipóteses

- O decaimento bacteriano em lagoas de estabilização é influenciado pelas condições ambientais, pelas características do afluente, por determinados parâmetros físico-químicos, bem como pelas condições hidráulicas e operacionais dos reatores;
- As bactérias do grupo coliformes termotolerantes cumprem melhor seu papel de indicador do que os *Enterococcus* sp.

### 2.2. Objetivo Geral

Avaliar a cinética de decaimento bacteriano em sistemas de lagoas de estabilização, localizados no nordeste brasileiro.

### 2.3. Objetivos Específicos

- Comparar as diversas equações empíricas existentes para o cálculo da taxa de decaimento bacteriano ( $K_b$ ) de forma a se identificar qual equação melhor representa o  $K_b$  nos reatores;
- Comparar os valores de  $K_b$  obtidos neste trabalho com aqueles baseados e obtidos em sistemas de lagoas de estabilização em escala piloto e real, correlacionando o valor de  $K_b$  com as variáveis ambientais;
- Quantificar os valores de  $K_b$  obtidos durante a pesquisa nas lagoas e compará-los com os valores utilizados em projetos.



### 3. REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1. Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização são sistemas biológicos de tratamento de águas residuárias, capazes de remover quantidades significativas de matéria orgânica e microorganismos patogênicos, e podem suportar cargas orgânicas e hidráulicas elevadas, além de não necessitarem de energia elétrica para sua operação.

A aplicação de lagoas de estabilização é viável principalmente em regiões de clima quente e que possuem grandes áreas disponíveis para sua implantação (VON SPERLING & CHERNICHARO, 2005; JORDÃO & PESSOA, 2009). Miwa *et. al.* (2007) comentam que é importante se destacar os aspectos construtivos das lagoas e os parâmetros estabelecidos no projeto de concepção, todavia as condições climáticas são fatores indispensáveis na análise dos processos que acontecem dentro do sistema, visto que existe uma inter-relação entre a produção e a decomposição de matéria orgânica pela microbiota presente no reator.

Entretanto, por mais propícias que sejam essas condições é fundamental que a operação e a manutenção sejam eficientes, já que isso consiste num dos principais fatores que influenciam na qualidade dos efluentes gerados. Silva Filho (2007) avaliou operação, manutenção e funcionamento de lagoas de estabilização em escala real no nordeste do Brasil, especificamente no RN, e foi constatado que existe uma defasagem operacional em praticamente todas as ETEs, o que compromete a qualidade dos efluentes gerados.

No RN, 90% dos sistemas de tratamento de esgotos consistem em lagoas de estabilização, e da totalidade de 83 sistemas de lagoas, 78 tratam biologicamente esgotos domésticos, enquanto que os demais tratam esgotos provenientes de indústrias, tanques sépticos ou fossas ou, então, são aerados mecanicamente. Desses 78 sistemas, cerca de 50% corresponde à configuração de uma lagoa facultativa seguida de duas de maturação em série. Além disso, Silva Filho (2007) destaca que somente 50% das lagoas de estabilização apresentam tratamento preliminar.

Silva (1982), Oliveira (1990) e Araújo (1993) também realizaram estudos em lagoas em escala experimental no nordeste brasileiro, e constataram que alguns sistemas bem operados produziram efluentes com  $DBO_5$  inferior a 30 mg/l, bem como concentrações de coliformes termotolerantes menores que 1000 UFC/100 ml.

De acordo com os aspectos construtivos da lagoa de estabilização, podem existir diferentes processos físico-químicos e biológicos que influenciam no seu funcionamento, e estabelecem a sua classificação em anaeróbias, facultativas e maturação. Nas lagoas anaeróbias ocorre basicamente a sedimentação de sólidos e processos anaeróbios de degradação da matéria orgânica. Já nas lagoas facultativas existe uma região aeróbia na superfície, uma anaeróbia no fundo, e a zona facultativa na porção intermediária; esses reatores são responsáveis, principalmente, pela remoção de matéria orgânica. As lagoas de maturação são responsáveis pelo pós-tratamento dos esgotos, promovendo a remoção de organismos patogênicos e em menor escala de nitrogênio e fósforo (KELLNER & PIRES, 1998).

### **3.2. Bactérias Indicadoras de Contaminação Fecal**

Os principais microorganismos indicadores utilizados como parâmetros de eficiência em ETEs são os do grupo coliforme, especificamente, os coliformes termotolerantes, conhecidos como coliformes fecais. Entretanto, podem ser utilizados outros organismos, como as bactérias *Escherichia coli*, *Clostridium perfringens*, *Pseudomonas aeruginosa* e *Staphylococcus aureus*, assim como os microorganismos pertencentes ao gênero *Enterococcus* e o grupo dos estreptococos fecais. O uso dessas espécies e grupos pode auxiliar na caracterização de esgotos domésticos, na eficiência e funcionamento do tratamento como um todo, no processo de cloração, etc. (CEBALLOS, 1995).

A comunidade científica ainda não chegou num consenso sobre quais desses microorganismos são melhores indicadores de contaminação fecal, bem como de funcionamento nos sistemas de tratamento de esgotos. A avaliação experimental da presença ou ausência, e quantidade desses microorganismos em efluentes demanda custos relativamente altos, e sempre quando se realiza uma pesquisa sobre o tema, são dadas determinadas prioridades e escolhidos indicadores para retratar a realidade do sistema. Como a determinação dos coliformes termotolerantes demanda custos menores e a execução é simples, eles são os mais utilizados como indicadores de funcionamento. Além disso, esses organismos são os mais citados em legislações nacionais e internacionais para padrões de lançamento ou de reúso de efluentes.

Alguns outros microorganismos, como os *Enterococcus* sp. também vem sendo utilizados na atualidade por constituírem-se como um parâmetro auxiliar no funcionamento das ETEs, principalmente, em lagoas de estabilização. Além disso, Soto & Cohim (2008) comentam que muitos estudos têm mostrado que a sobrevivência dos *Enterococcus* sp. é maior do que a dos coliformes fecais. Cohen & Shuval (1973) *apud* Sinton (1993), compararam a sobrevivência dos coliformes totais e fecais, *Enterococcus* sp. e vírus em esgotos, e destacaram que a remoção de *Enterococcus* sp. foi considerada mais lenta do que a dos coliformes e aproximadamente semelhante à dos vírus.

### 3.2.1. Grupo Coliforme

O grupo coliforme está contido na família Enterobacteriaceae e é composto por diferentes espécies de bactérias, como as pertencentes aos gêneros *Klebsiella*, *Escherichia*, *Serratia*, *Erwenia* e *Enterobacter*. As bactérias do grupo coliformes totais (CT) são encontradas no solo e na água, entretanto não existe uma relação direta destes com os microorganismos patogênicos (VON SPERLING, 2005). Como o grupo dos coliformes totais inclui cerca de 20 gêneros que não são de origem exclusivamente fecal, isto limita sua aplicação como indicador específico de contaminação fecal. O reconhecimento deste fato levou ao desenvolvimento de métodos de enumeração do subgrupo coliformes termotolerantes (CTerm), os quais são diferenciados dos coliformes totais pela sua capacidade de fermentar a lactose em temperatura elevada ( $44,5^{\circ}\text{C} \pm 0,2^{\circ}\text{C}$ ), tendo como subprodutos do metabolismo ácido e gás, num período de 24 horas (APHA *et. al.*, 2005).

Os coliformes termotolerantes são empregados como indicadores de contaminação fecal, sendo bastante aplicados na determinação da eficiência em ETEs, contaminação fecal em águas superficiais lânticas, lóaticas, estuarinas e marinas, monitoramento de águas recreacionais, condições de balneabilidade, etc. Segundo Pardi *et. al.* (1995) os coliformes termotolerantes são constituídos, principalmente, por *Escherichia coli*, bactéria de origem fecal, que habita exclusivamente o trato intestinal do homem; entretanto apresentam outros patógenos internos como os pertencentes ao gênero *Klebsiella* (SIQUEIRA, 1995).

### 3.2.2. *Enterococcus* sp.

Os *Enterococcus* sp. constituem um subgrupo dos estreptococos fecais. Possuem a propriedade de crescer na faixa de 10 a 45°C, a um pH de 9,6 e em concentrações de 6,5% de cloreto de sódio, e podem sobreviver a 60°C por 30 minutos (CEBALLOS, 1995). Essas bactérias pertencem à família Enterococcaceae e possuem alguns representantes que habitam o trato intestinal humano e de outros animais de sangue quente. Esse subgrupo abrange as espécies: *S. faecalis*, *S. faecium*, *S. gallinarum* e *S. avium*.

São seres anaeróbios facultativos, e patógenos oportunistas (bactérias Gram-positivas), podendo existir no ambiente, e em produtos alimentares, como queijos e leite. Como são seres anaeróbios facultativos, crescem numa variedade de ambientes (solo, alimentos, água e em outros animais) (PELCZAR *et. al.*, 1996).

Todos os organismos pertencentes ao gênero *Enterococcus* são extremamente resistentes às condições adversas, como índices de temperatura e salinidade elevados e baixos. Essas bactérias também toleram amplas faixas de concentrações de poluentes e nutrientes tóxicos, luz solar, etc. Tanto o grupo dos coliformes termotolerantes, como os *Enterococcus* sp. indicam contaminações recentes (CEBALLOS, 1995), mas a presença destes últimos patógenos também pode indicar uma contaminação antiga.

### 3.3. Decaimento Bacteriano em Lagoas de Estabilização

O dimensionamento e o monitoramento de sistemas de lagoas, no que se refere a remoção de patogênicos, têm por base o emprego de organismos indicadores, pois estes são mais resistentes do que os patógenos, ou seja, a taxa de remoção (decaimento) dos patógenos é superior à do indicador. Bastos *et al.* (2006) monitoraram o decaimento de populações de *Salmonella* sp. inoculadas em lagoas piloto, e confirmaram que os coliformes termotolerantes consistem num indicador apropriado para a remoção de bactérias patogênicas.

As bactérias de origem fecal são removidas nas lagoas anaeróbias e facultativas, e especialmente nas lagoas de maturação. O tamanho e número de lagoas em série determinam o número de bactérias fecais no efluente final, mas é fundamental avaliar as demais condições ambientais e de operação do sistema que influenciam na remoção bacteriana.

A remoção em lagoas anaeróbias ocorre, principalmente, por sedimentação de bactérias, vírus e protozoários associados aos sólidos. Segundo Ceballos (2000) e Beran & Kargi (2005) os principais mecanismos de remoção de microrganismos em lagoas facultativas e de maturação se devem ao TDH, a radiação solar, ao pH elevado, aos baixos níveis de CO<sub>2</sub>, as altas concentrações de O<sub>2</sub> dissolvido, a ação bactericida de toxinas produzidas por algas e cianobactérias, e a presença de predadores (CEBALLOS, 2000; BERAN & KARGI, 2005; PEARSON *et. al.*, 2009; MOREIRA *et. al.*, 2009).

Von Sperling (2005) verificou que não existem diferenças significativas quanto ao decaimento bacteriano em lagoas facultativas primárias e secundárias; da mesma forma, quando se analisa lagoas de maturação em série, elas não diferem entre si; entretanto, as lagoas facultativas e as de maturação são diferentes entre si.

As bactérias de origem fecal apresentam afinidade com as superfícies das partículas inorgânicas e alguns fatores químicos, como pH e força iônica da solução (MILLS *et. al.*, 1994; YEE *et. al.*, 2000), fatores celulares, como hidrofobicidade (GANNON *et. al.*, 1991), características minerais e propriedades de superfície das partículas (HIPSEY *et. al.*, 2006). A remoção de bactérias é influenciada por muitas variáveis que atuam conjuntamente favorecendo ou não a remoção microbiana, e isso está diretamente relacionado às características do ambiente no qual elas estão inseridas.

### **3.3.1. Fatores que Afetam o Decaimento Bacteriano**

#### **3.3.1.1. Fatores Físicos**

A temperatura é um parâmetro importante para a ocorrência das reações metabólicas, pois para que determinados fenômenos bioquímicos aconteçam o meio deve estar na temperatura adequada. Além disso, as espécies necessitam de temperaturas específicas para realizar seu metabolismo. Scott (2000) estudou o efeito de quatro diferentes temperaturas sobre os coeficientes de decaimento bacteriano no escuro em águas residuárias filtradas, oriundas da fabricação de produtos lácteos. A taxa de decaimento bacteriano ( $K_b$ ) obtida aumentou significativamente com o aumento da temperatura de 18 a 32 °C, e o fator de correção da temperatura ( $\theta$ ) foi de 1,149.

De acordo com Xu *et. al.* (2002) a quantidade de energia térmica em uma lagoa de estabilização, numa determinada profundidade da coluna de água pode ser representada pela equação 1.

$$I = S_o \cdot e^{-K \cdot Z} \quad (1)$$

Leia-se: I = radiação solar em uma determinada profundidade (cal/cm<sup>2</sup>.d ou J/cm<sup>2</sup>.d); S<sub>o</sub> = radiação solar recebida na superfície da lagoa (cal/cm<sup>2</sup>.d ou J/cm<sup>2</sup>.d); K = coeficiente de extinção da luz solar (m<sup>-1</sup>); e Z = profundidade (m).

Esses mesmos autores também apresentaram um cálculo de K (coeficiente de extinção da luz solar) levando-se em consideração os sólidos suspensos (SS) (equação 2).

$$K = 24,09 + 0,69 \cdot SS \quad (2)$$

Leia-se: K = coeficiente de extinção da luz (m<sup>-1</sup>); SS = concentração de sólidos suspensos (mg/l).

Além da própria influência da temperatura no metabolismo das bactérias, é importante considerar que a estratificação térmica também interfere no decaimento, já que esse fenômeno viabiliza a formação de correntes preferenciais e zonas mortas na lagoa, o que altera o seu volume útil e provoca diminuição do TDH teórico. A existência de uma modificação dessa natureza proporciona uma redução na remoção de bactérias fecais, justamente devido à mistura não ser eficiente, o que culmina na baixa atuação dos fatores responsáveis pela mortandade bacteriana sob os microorganismos.

Segundo Rios (2007) as bactérias e vírus são removidos ou inativados, principalmente, por ação dos raios solares, já que a elevação da temperatura viabiliza condições não favoráveis, bem como a presença de radiação UV favorece a destruição de determinados microorganismos. Davies-Colley (1999) comentam que a exposição ao Sol é considerada a causa mais importante de desinfecção natural em efluentes tratados em lagoas de estabilização. Alguns fatores afetam a penetração da radiação solar nas camadas da lagoa e, portanto, a exposição dos microorganismos em determinadas profundidades. Um dos principais fatores é a presença de sólidos em suspensão, em sua maior parte constituídos por algas, que

tendem a desviar e absorver a luz, dificultando a incidência de luz em camadas inferiores.

Chamberlin & Mitchell (1978) explicam que a radiação solar pode apenas lesar os coliformes termotolerantes, tornando-os mais suscetíveis aos predadores microbianos. Curtis *et. al.* (1992) relataram que o dano às células bacterianas causadas pela luz visível afeta principalmente a membrana plasmática, e que o dano causado pela radiação ultravioleta afeta o DNA.

Sarikaya *et. al.* (1987) concluíram que a profundidade da lagoa tem um efeito significativo sobre a taxa de decaimento dos coliformes fecais. O efeito da profundidade é considerado nos modelos que incluem a radiação solar como parâmetro, devido à variação da radiação solar recebida por unidade de volume da lagoa em função da sua profundidade. Nas lagoas onde a sedimentação não é um fator preponderante, não são observadas fortes correlações entre o  $K_b$  e a profundidade.

O TDH também é uma variável importante para o decaimento bacteriano, pois o tempo de exposição das bactérias fecais às condições adversas é primordial para caracterizar a magnitude do  $K_b$ . Entretanto, essa atuação do TDH sobre a mortalidade bacteriana só será significativa se as condições do meio estiverem propícias à morte celular.

O regime hidráulico em lagoas de estabilização tem significativa influência na remoção de bactérias fecais, e a eficiência de remoção depende fundamentalmente do tipo de reator em questão. Com base nas características do fluxo nos reatores, isto é, no comportamento do escoamento do líquido e na mistura é possível se estimar o número de dispersão ( $d$ ). O  $d$  pode ser calculado levando-se em consideração a configuração geométrica da lagoa, as características do fluxo, a presença de zonas inertes, a velocidade do fluxo, as condições de mistura, as correntes de ventos, a estratificação térmica e a turbulência (POLPRASERT *et. al.*, 1983).

Considerando-se a necessidade do uso do número de dispersão para a estimativa da taxa de decaimento bacteriano, e conseqüentemente, a concentração de bactérias fecais, alguns autores formularam equações empíricas para quantificar essa variável. Algumas dessas equações são apresentadas na Tabela 1.

**Tabela 1 – Equações empíricas para o cálculo do número de dispersão ( $d$ ) e seus respectivos autores.**

<b>Autores</b>	<b>Equação</b>
Fisher (1967)	$d = \frac{[0,304 \cdot (t \cdot v \cdot B)^{0,5} \cdot (B + 2 \cdot H)^{1,5}]}{(L \cdot H)^{1,5}} \quad (3)$
Liu (1977)	$d = \frac{0,168 \cdot (t \cdot v)^{0,25} \cdot (B + 2 \cdot H)^{2,35}}{(L \cdot B \cdot H)^{1,25}} \quad (4)$
Polprasert & Bhattarai (1985)	$d = \frac{0,184 \cdot [t \cdot v \cdot (B + 2 \cdot H)]^{0,489} \cdot B^{1,511}}{(L \cdot H)^{1,489}} \quad (5)$
Agunwamba <i>et.al.</i> (1992)	$d = 0,000616 \cdot \left[ \frac{v \cdot \theta \cdot (B + 2 \cdot H)}{B \cdot H \cdot L} \right]^{-0,4098} \cdot \left( \frac{H}{L} \right) \cdot \left( \frac{H}{B} \right)^{-\left( 0,98074 + 1,38485 \cdot \frac{H}{B} \right)} \quad (6)$
Yanez (1993)	$d = \frac{L / B}{-0,26118 + 0,25392 \cdot (L / B) + 1,01368 \cdot (L / B)^2} \quad (7)$
Agunwamba <i>et.al.</i> (1992), modificada por Von Sperling (1996)	$d = 0,102 \cdot \left[ \frac{3 \cdot (B + 2 \cdot H) \cdot t \cdot v}{4 \cdot B \cdot H \cdot L} \right]^{-0,410} \cdot \left( \frac{H}{L} \right) \cdot \left( \frac{H}{B} \right)^{-\left( 0,981 + 1,385 \cdot \frac{H}{B} \right)} \quad (8)$
Von Sperling (1999)	$d = \frac{1}{(L / B)} \quad (9)$

Leia-se:  $v$  = viscosidade cinemática da água ( $m^2/dia$ ), em função da temperatura;  $L$  = comprimento da lagoa (m);  $B$  = largura da lagoa (m);  $H$  = profundidade da lagoa (m);  $t$  = tempo de detenção (dia);  $\theta$  = coeficiente do modelo.

Quando o fluxo se comporta como mistura completa, o  $d$  tende ao infinito, justamente devido às características do meio serem as mesmas em qualquer ponto da massa líquida. Já quando as características do fluido variam somente de acordo com o eixo longitudinal, o fluxo é caracterizado como pistão ou escoamento tubular; e o  $d$  tende a zero. O fluxo disperso encontra-se entre essas duas vertentes, e é o tipo de fluxo que melhor se assemelha ao comportamento hidráulico das lagoas de estabilização. De acordo com o regime hidráulico, a eficiência decresce na seguinte ordem: fluxo pistão, fluxo disperso e mistura completa.

Segundo Agunwamba (1991) o  $d$  é uma variável muito importante em projetos de dimensionamento de lagoas de estabilização, utilizando-se como modelo o de fluxo disperso, que normalmente é estimado a partir dos valores de concentração do traçador que foram medidos, em função do tempo.

Autores como Arceivala (1981) e Polprasert & Bhattarai (1985) fizeram proposições do cálculo para o  $d$ , em experimentos em escala piloto, mas os estudos apresentaram uma disparidade entre os resultados reais e os valores preditos de  $d$  (MARA & PEARSON, 1986). Uma das razões para isso poderia ser a omissão de alguns fatores importantes para os modelos, como os efeitos dos ventos, as zonas mortas, as correntes secundárias e os efeitos sazonais, o tempo de amostragem após a liberação do traçador, as taxas de respiração na lagoa em função da profundidade e número de Reynolds (AGUNWAMBA, 1991).

Von Sperling (2003) constatou que o  $d$  não representa uma maior influência nos modelos de previsão, pois o nível de incerteza em todas as variáveis que influenciam no decaimento bacteriano é elevado, quando se compara os valores de  $d$  com a entrada de outras variáveis.

### 3.3.1.2. Fatores Químicos

No tratamento por meio de lagoas de estabilização há uma tendência na elevação do pH e aumento da concentração de oxigênio dissolvido, o que influencia na remoção bacteriana. O aumento no pH provoca ionização dos constituintes da membrana plasmática, a qual em última instância inativa os sistemas enzimáticos que afetam as células bacterianas. Segundo Moreira *et. al.* (2009), o pH foi a principal variável individual que causou a morte dos coliformes fecais tanto em lagoas rasas (entre 1 e 1,25 m) como em profundas (2,2 m).

Davies-Colley (1999) comentaram que a inativação de *E. coli* aumentou fortemente com o aumento do pH acima de 8,5, mas esteve fortemente relacionada às concentrações de OD. Esses autores concluíram que sob condições de pH moderado o dano à membrana não é suficiente, por si só, para causar inativação.

Mayo (1995) mostrou que o decaimento de coliformes fecais aumenta com o aumento do pH (pH > 7,0). No entanto, a correlação foi fraca ( $r^2 = 0,27$ ), sugerindo que outros fatores além do pH, como o oxigênio e a carga orgânica, podem desempenhar um papel importante na morte das bactérias fecais.

A formação de espécies reativas de oxigênio, incluindo superóxido, peróxido de hidrogênio e/ou radical hidroxila, são esperadas em ambientes supersaturados de OD e submetidos à intensa luz solar. Estas espécies reativas são resultado da captura excessiva de luz pela clorofila das algas ou outros pigmentos celulares, como os citocromos, que funcionam como catalisadores fotossintéticos, os quais

podem danificar o DNA dos microorganismos, causando a morte bacteriana (MOREIRA *et. al.*, 2009).

Davies-Colley (1999) afirmam que a inativação de *Enterococcus* sp. e fagos F-RNA ocorre, principalmente, em virtude do aumento de OD, juntamente com a atuação da luz. O aumento de pH não influenciou significativamente no decaimento, já que esses microorganismos podem crescer em pH correspondente a 9,6. Esse aumento da taxa de decaimento bacteriano relacionado às concentrações de oxigênio dissolvido remete a predominância de processos foto-oxidativos, o que tende a provocar a destruição da membrana celular de tais bactérias. Além disso, as altas concentrações de OD também contribuem com o aumento da taxa de decaimento, haja visto o efeito sinérgico, o que não somente provoca danos a membrana celular como também ao DNA da célula (ATLAS *et. al.*, 1996).

Segundo Mayo (1995), a taxa de decaimento de coliformes fecais não foi afetada pela DBO<sub>5</sub> solúvel em lagoas de estabilização, demonstrando que um dos principais fatores que estão relacionados à carga orgânica nesses sistemas é a concentração de sólidos, os quais prejudicam a penetração da luz e, por consequência, reduz a morte bacteriana. Davies-Colley (1999) observaram o efeito da sensibilização exógena por sólidos suspensos ou dissolvidos, bem como substâncias húmicas (que absorvem comprimentos de onda acima de 340 nm). Segundo Mara (2003) quanto maior a taxa orgânica superficial aplicada, menores serão os valores do coeficiente de decaimento bacteriano.

### **3.3.1.3. Fatores Biológicos**

Davis (1994) afirmou que a existência de uma maior variedade de espécies de algas indica um ambiente mais complexo, e em alguns casos está relacionada com o aumento das taxas de remoção de coliformes, já que a probabilidade de haver microorganismos produtores de substâncias tóxicas às bactérias aumenta. Bahlaoui *et. al.* (1998) comentou que algumas substâncias químicas secretadas pelas algas têm um efeito bactericida, semelhante a um antibiótico.

Ambientes mais complexos e com maior diversidade de organismos tendem a gerar uma maior competição por recursos, provocando a morte dos microorganismos menos adaptados. Essa morte pode ser causada tanto pela competição como pela predação.

### 3.4. Modelagem para o Cálculo da Taxa de Decaimento Bacteriano ( $K_b$ )

A taxa de mortandade das bactérias indicadoras é expressa pelo coeficiente de decaimento bacteriano ( $K_b$ ), o qual é uma característica intrínseca ao tipo de organismo, aos aspectos construtivos e operacionais da lagoa, às características de determinados parâmetros físico-químicos dentro do reator e às condições ambientais (MACÊDO *et. al.*, 2009).

O decaimento de bactérias fecais em lagoas de estabilização é, em geral, descrito por modelos de cinética de primeira ordem, ou seja, a taxa de mortandade é proporcional à concentração de organismos em um dado instante (equação 10) (VON SPERLING, 2007). Muitos autores formularam equações baseadas em dados empíricos, obtidos principalmente em experimentos em escala piloto. Entretanto, a maior parte dessas equações não representa a realidade dos sistemas construídos em escala real.

$$\frac{dN}{dt} = -K_b \cdot N \quad (10)$$

Leia-se: N = número de microorganismos (NMP/100ml ou UFC/100ml); t = tempo de exposição ou TDH (dia);  $K_b$  = taxa de decaimento bacteriano ( $d^{-1}$ ).

Na prática, o comportamento das lagoas se dá segundo o regime hidráulico de fluxo disperso, e não de acordo com o regime de mistura completa, o mais utilizado pelos projetistas. Além disso, os valores de  $K_b$  no regime de fluxo disperso são diferentes dos usualmente adotados para mistura completa. No regime de mistura completa, os coeficientes obtidos experimentalmente são maiores do que os determinados somente de acordo com a cinética, pois os reatores de mistura completa são menos eficientes. O regime de fluxo pistão dificilmente é utilizado no projeto de lagoas de estabilização, pois os coeficientes obtidos experimentalmente são menores, além dos mesmos não representarem o fluxo hidráulico nesses reatores (VON SPERLING, 2002a).

A modelagem para se estimar o decaimento bacteriano necessita do conhecimento de algumas variáveis do sistema, a fim de que se possam descrever as particularidades do tratamento, contribuindo assim na criação de critérios mais racionais para a concepção de um sistema de lagoas de estabilização, bem como

controlar o seu funcionamento. A Tabela 2 apresenta a determinação do número de bactérias segundo tais regimes.

**Tabela 2 – Equações para o cálculo do número de bactérias no efluente de lagoas de estabilização conforme o regime hidráulico.**

Regime Hidráulico	Equação
Fluxo em pistão	$N_e = N_i \cdot e^{-K_b \cdot t}$ (11)
Mistura completa (MARAIS, 1974)	$N_e = \frac{N_i}{1 + K_b \cdot t}$ (12)
Fluxo disperso (WEHNER & WILHELM, 1956)	$N_e = \frac{N_i \cdot 4 \cdot a \cdot e^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}}$ (13)
	$a = \sqrt{1 + 4K_b \cdot t \cdot d}$ (14)
Mistura completa (lagoas iguais em série)	$N_e = \frac{N_i}{(1 + K_b \cdot \frac{t_t}{n})^n}$ (15)

Leia-se:  $N_e$  = número de bactérias/100 ml no efluente;  $N_i$  = número de bactérias/100 ml no afluente;  $K_b$  = constante de degradação de primeira ordem para remoção de bactérias ( $d^{-1}$ );  $t$  = tempo de detenção hidráulica (dia);  $t_t$  = tempo de detenção hidráulica total (dia);  $n$  = número de lagoas em série;  $d$  = número de dispersão.

Alguns autores fizeram adaptações nas equações para fluxo disperso, como Propalsert *et. al.* (1983) quando trabalhou na Tailândia (equação 16), a fim de simplificar o cálculo, mas nem sempre essas equações podem ser aplicadas para qualquer tipo de lagoa. Uma das limitações que podem ser verificadas é quando o  $d$  excede 2,0.

$$N_e = \frac{N_i \cdot (4 \cdot a \cdot e^{(1-a)/2d})}{(1+a)^2} \quad (16)$$

Em estudo realizado por Moreira *et. al.* (2009) no Nordeste brasileiro foi constatado que o modelo aplicado em lagoas facultativas profundas não foi capaz de identificar qualquer efeito direto ou indireto da radiação solar sobre os coliformes

fecais, justamente devido ao fato de que nas lagoas profundas a ação da radiação solar é limitada às camadas superficiais.

Como o  $K_b$  é altamente dependente da temperatura, Marais (1974) propôs a equação 17 para situações em que a temperatura permanece no intervalo entre 5 e 21 °C, visto que o  $K_{b20}$  adotado por esse autor corresponde a 2,6, como um  $\theta$  de 1,19 (equação 18). Silva & Mara (1979) demonstraram que o aumento significativo da taxa de decaimento bacteriano ocorre para temperaturas acima de 30 °C, e que os valores de  $\theta$  são variáveis conforme a situação estudada.

$$K_{b(T)} = K_{b20} \cdot \theta^{T-20} \quad (17)$$

$$K_{b(T)} = 2,6 \cdot (1,19)^{T-20} \quad (18)$$

Buchauer (2007) comenta que, devido à sinergia existente entre as diferentes variáveis influenciadoras no decaimento bacteriano, não faz sentido estimar-se o desempenho desses sistemas por meio de fórmulas relativamente simples, tomando-se como base resultados empíricos.

Yanez (1993) verificou que os valores adotados por Marais (1974) são superestimados, devendo-se adotar valores na faixa de 1,07 para o  $\theta$ , e 1,1 para o  $K_b$  (equação 19). Já Silva *et. al.* (1996), em pesquisas no nordeste brasileiro, verificaram que o  $\theta$  apresenta um valor de 1,15, com o  $K_b$  a 20 °C correspondendo a 2,6.

$$K_{b(T)} = 1,1 \cdot (1,07)^{T-20} \quad (19)$$

Atualmente, os projetos de lagoas de estabilização levam em consideração as remoções de bactérias fecais, conforme as recomendações desenvolvidas por Marais (1974), o qual assumiu que a eliminação dessas bactérias pode ser modelada por uma cinética de primeira ordem em um reator de mistura completa (equação 12). Esta abordagem foi posteriormente integrada aos manuais utilizados por Mara *et. al.* (1992), Mara (1997) e Mara & Pearson (1998), e foram otimizadas recentemente (Mara *et. al.* 2001).

Polprasert *et. al.* (1983) formularam a equação 20 para o cálculo do  $K_b$  de coliformes fecais utilizando como modelo o de fluxo o disperso. Entretanto, essa equação somente pode ser aplicada para determinadas situações, a saber:  $d$  (número de dispersão)  $\leq 2$ ;  $\lambda_s$  (taxa de aplicação superficial)  $\leq 375$  kgDQO/ha.d;  $C_s$  (concentração de algas)  $\leq 325$  mg/l; e  $T \leq 35$  °C.

$$K_b = \ln[1,1274.(0,6351).(1,0281)^T.(1,0016)^{C_s}.(0,9994)^{\lambda_s}] \quad (20)$$

Os autores também comentaram que a equação 20 pode ser utilizada para estimar o  $K_b$  de outras espécies e grupos de bactérias, desde que sejam introduzidos coeficientes específicos no coeficiente de regressão.

Andrade Neto (1997) destaca que a estimativa da taxa de decaimento bacteriano é menos precisa do que a da taxa de degradação da matéria orgânica, pois o  $K_b$  depende, além do TDH e da temperatura, de outros fatores como espécies e quantidade de algas, produção de substâncias antibactericidas, valor de pH e concentração de OD, radiação solar, etc.

Sarikaya *et. al.* (1987) verificaram o efeito da profundidade no  $K_b$  em lagoas em escala piloto na Arábia Saudita, e obtiveram uma relação desse parâmetro com a penetração da luz, radiação solar e profundidade (equação 21).

$$K_b = 1,156 + 5,244.10^{-3} \cdot \frac{S_o}{KH} \cdot (1 - e^{-KH}) \quad (21)$$

Leia-se:  $K$  = coeficiente de atenuação da luz ( $m^{-1}$ );  $S_o$  = radiação solar diária ( $cal/cm^2$ );  $H$  = profundidade (m).

Saqqar & Pescod (1992) *apud* Kellner & Pires (1998), analisaram dados experimentais obtidos em sistemas de lagoas de estabilização compostos por lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação na Jordânia, e através da Lei de Chick elaboraram uma equação para a estimativa do  $K_b$  (equação 22). Considerando como regime hidráulico o de fluxo pistão, os autores sugeriram uma equação para a quantificação bacteriana (equação 23).

$$K_b = 0,5.(1,02)^{T-20} \cdot (1,15)^{2(pH-6)} \cdot (0,99784)^{(DBO_5-100)} \quad (22)$$

$$N = N_o \cdot e^{-K_{CF} \cdot \theta} \quad (23)$$

Leia-se:  $K_{CF}$  = constante de decaimento para coliformes fecais ( $\text{dia}^{-1}$ );  $T$  = temperatura do líquido na lagoa ( $^{\circ}\text{C}$ );  $\text{DBO}_5$  = DBO solúvel e 0,5 a constante de decaimento para coliformes fecais para a condição padrão ( $T$  igual a  $20^{\circ}\text{C}$ ;  $\text{pH}$  igual a 6 e  $\text{DBO}_5$  igual a  $100\text{mg/l}$ ).

Mayo (1995) elaborou uma equação para o cálculo do  $K_b$ , quantificando o desaparecimento dos coliformes fecais no escuro e a mortalidade pela luz (equação 24).

$$K_b = K_d + K_s \cdot S_o \quad (24)$$

Leia-se:  $K_b$  = taxa de decaimento bacteriano ( $\text{dia}^{-1}$ );  $K_d$  = taxa de mortalidade de coliformes fecais no escuro ( $\text{dia}^{-1}$ );  $K_s$  = taxa constante para o período de mortalidade de coliformes fecais pela luz ( $\text{cm}^2/\text{cal}$ );  $S_o$  = radiação solar recebida na superfície da lagoa ( $\text{cal}/\text{cm}^2 \cdot \text{dia}$ ).

Esse mesmo autor também apresentou um modelo matemático multifatorial para o decaimento bacteriano em lagoas de estabilização em escala piloto, em regiões com clima tropical. O modelo (equação 25) foi testado em lagoas de estabilização em escala real na Tanzânia (em Dar es Salaam).

$$K_b = K_{20} \cdot \theta^{T-20} + \frac{K_s \cdot S_o}{K \cdot H} + K_{pH} \cdot pH \quad (25)$$

Leia-se:  $K_b$  = taxa de decaimento bacteriano ( $\text{dia}^{-1}$ );  $K_{20}$  = taxa de decaimento bacteriano a  $20^{\circ}\text{C}$  ( $\text{dia}^{-1}$ );  $\theta$  = coeficiente para conversão da temperatura;  $K_s$  = taxa constante para o período de mortalidade de coliformes fecais pela luz ( $\text{cm}^2/\text{cal}$ );  $K$  = coeficiente de atenuação da luz ( $\text{m}^{-1}$ );  $S_o$  = radiação solar recebida na superfície da lagoa ( $\text{cal}/\text{cm}^2 \cdot \text{dia}$ );  $K_{pH}$  = taxa constante de mortalidade de CF por  $\text{pH}$  ( $\text{dia}^{-1}$ );  $H$  = profundidade da lagoa (m).

Mancini & Ridgewood (1978) desenvolveram um modelo para considerar o efeito da salinidade sobre a taxa de decaimento bacteriano, levando-se em consideração a morte de bactérias na água do mar (equação 26).

$$K_b = [K_d + 0,006 \cdot (\% \text{salinidade da água do mar})] \cdot \theta^{(T-20)} \quad (26)$$

Na pesquisa de Xu *et. al.* (2002), em Noirmoutier (costa atlântica da França), onde a temperatura variou de 6 a 22 °C, a intensidade solar recebida na superfície da lagoa oscilou entre 300 e 2400 J/cm<sup>2</sup>.dia, e a velocidade média anual do vento foi de 12,3 m/s, o que viabilizou uma boa mistura da massa líquida. Esses autores obtiveram uma equação para o K<sub>b</sub> em lagoas de maturação secundárias com profundidade de 1,4m, e r<sup>2</sup> = 0,871 (equação 27) e para lagoas de maturação terciárias com profundidade de 2,2m, e r<sup>2</sup> = 0,783 (equação 28), segundo o modelo de fluxo disperso. Nesse estudo foi constatado que o K<sub>b</sub> nas lagoas de maturação foi mais dependente do I<sub>m</sub> do que da temperatura, demonstrando a importância da profundidade para o decaimento bacteriano, conforme Sarikaya *et. al.* (1987) ressalta.

$$K_b = 0,019.0,915^{(T-20)}.e^{0,170.I_m} \quad (27)$$

$$K_b = 0,065.0,915^{(T-20)}.e^{0,191.I_m} \quad (28)$$

Leia-se: K<sub>b</sub> = taxa de decaimento bacteriano (dia<sup>-1</sup>); T = temperatura do líquido na lagoa (°C); I<sub>m</sub> = intensidade de luz média numa determinada profundidade (J/cm<sup>2</sup>.dia).

A intensidade de luz média na profundidade I<sub>m</sub> em lagoas misturadas verticalmente é expressa pela equação 29.

$$I_m = \frac{I_o}{KH} \cdot (1 - e^{-KH}) \quad (29)$$

Leia-se: I<sub>o</sub> = intensidade de luz sobre a superfície da água (cal/cm<sup>2</sup>.d); K = coeficiente de atenuação da luz (m<sup>-1</sup>); H = profundidade da lagoa (m).

Von Sperling (2002a), sistematizando dados de 33 lagoas facultativas e de maturação no Brasil, com amplas variações de configuração, apresenta um modelo para estimativa de K<sub>b</sub> (fluxo disperso) em função da profundidade e do TDH. O coeficiente de decaimento de coliformes é inversamente proporcional não somente à profundidade da lagoa, mas também ao TDH, ou seja, quanto menor a profundidade e o TDH, maior o K<sub>b</sub>.

Von Sperling (1999) propôs uma equação para estimar o  $K_b$  sob influência do regime de fluxo disperso, levando-se em consideração a equação para o cálculo de  $d$ , conforme dito por Yanez (1993) (equação 30).

$$K_{b,20} = 0,917.H^{-0,877}.t^{-0,329} \quad (30)$$

Considerando-se o regime de mistura completa, Von Sperling (1999) também propôs uma outra equação para estimativa do  $K_b$  (equação 31).

$$K_{b(T)} = 1,608.H^{-0,877}.t^{-0,329} + [7,656.10^{-4}.H^{-3,674}.t^{1,811}.(L/B)^{1,509}].1,07^{(T-20)} \quad (31)$$

Mills *et. al.* (1992) elaboraram uma representação gráfica com os valores de  $K_b$  em função da temperatura para algumas séries de lagoas estudadas, em diferentes estações do ano, resultando na equação 32. Esses autores assumiram que o  $K_b$  é o mesmo em cada lagoa da série, e foi encontrado um coeficiente de correlação de 0,859.

$$K_b = 0,712.(1,166)^{T-20} \quad (32)$$

Nelson *et. al.* (2009) observaram que uma elevação do pH ocasionou um aumento na taxa de inativação bacteriana, ou seja, bactérias *E. coli* submetidas a pH igual a 7 possuem um  $K_b$  de  $0,3 \text{ d}^{-1}$ , enquanto que em pH igual a 10 essa taxa aumenta para  $1,2 \text{ d}^{-1}$ . Entretanto, para *E. faecalis* não foram observadas diferenças significativas na variação da taxa de decaimento conforme o aumento do pH, isso por que tais organismos foram mais resistentes às condições ambientais presentes no experimento em escala piloto.

Von Sperling (1999) identificou valores de  $K_b$  para o regime de mistura completa variando de  $0,2$  a  $43,6 \text{ d}^{-1}$  ( $20 \text{ }^\circ\text{C}$ ), o que é uma faixa extremamente ampla e com pouca confiabilidade para projetos. Tais valores podem ser explicados pela adoção de regimes ideais, os quais não representam o real funcionamento do reator, levando a obtenção de valores superestimados de  $K_b$ . Nesse mesmo trabalho, o autor também encontrou resultados de  $K_b$  variando  $0,26$  a  $2,42 \text{ d}^{-1}$  para o regime de fluxo disperso. A Tabela 3 apresenta as faixas mais usuais verificadas para os

valores de  $K_b$  em lagoas facultativas e de maturação, segundo os regimes de mistura completa e fluxo disperso.

**Tabela 3 – Resumo das faixas de valores típicos de  $K_b$  (20 °C) para lagoas facultativas e de maturação, de acordo com os modelos de fluxo disperso e mistura completa (VON SPERLING, 2002b).**

Tipo de lagoa	Tempo de detenção (d)	Profundidade (m)	Relação L/B	$K_b$ fluxo disperso ( $d^{-1}$ )	$K_b$ mistura completa ( $d^{-1}$ )
Facultativa	15 a 40	1,5 a 2,0	2 a 4	0,2 a 0,3	0,4 a 5,0
Maturação (em série)	3 a 5 (em cada lagoa)	0,8 a 1,2	1 a 3	0,4 a 0,7	0,6 a 1,2
Maturação (com chicanas)	10 a 20	0,8 a 1,2	6 a 12	0,4 a 0,7	Não recomendado (*)

(\*) regime semelhante ao fluxo em pistão.

Os valores observados pelo autor mencionado foram semelhantes aos obtidos em uma pesquisa realizada por ele em 2005, onde foram monitoradas lagoas de estabilização em diferentes locais do mundo. A maior parte dos sistemas estudados foi em escala real, e as variações nos valores de  $K_b$  ocorreram devido às muitas diferenças ambientais e operacionais. Os resultados obtidos para o regime de mistura completa foram amplamente variáveis entre as lagoas (de 0,2 até 100  $d^{-1}$ ), reforçando que esse regime hidráulico não é o mais apropriado para a estimativa do decaimento bacteriano em lagoas de estabilização, e sim o regime de fluxo disperso (MARA, 2003; VON SPERLING, 2005).

Além de Von Sperling (2005) ter validado a equação 30 para a estimativa do  $K_b$  nas 186 lagoas de estabilização estudadas, o autor propôs outras equações para o regime de fluxo disperso, em função da profundidade e do TDH (Equações 33 e 34). Para a equação 33 observou-se que a correlação ( $r$ ) foi de 0,45 entre a profundidade e a temperatura, sendo isso mais evidente nas lagoas de maturação, em virtude dos baixos TDH associados às profundidades inferiores.

$$K_b = 0,682.H^{-1,286}.t^{-0,103} \quad (33)$$

$$K_b = 0,549.H^{-1,456} \quad (34)$$

O referido autor comenta que para se ter um bom modelo, é importante considerar a simplicidade, e por isso o mesmo elaborou a equação 34 que é somente em função da profundidade. É importante destacar que uso dessas equações deve levar em consideração a predominância dos fatores mais relevantes na cinética de decaimento bacteriano, pois por mais simples ou complexa que seja a equação, sua aplicação pode não ser a mais correta para a lagoa analisada.

Macêdo (2005) estudando o decaimento bacteriano em lagoas de estabilização em escala real, no RN, constatou que os valores de  $K_b$  preditos pela equação de Marais (1974) são superestimados, enquanto que os valores preditos pelas equações de Mills *et. al.* (1992) e de Yanez (1993) se aproximam dos valores médios encontrados atualmente para o regime de mistura completa. Já para o regime hidráulico de fluxo disperso os valores de  $K_b$  teóricos foram os que mais se aproximaram dos valores de  $K_b$  encontrados atualmente.

Macêdo (2005) também verificou que a segunda lagoa de maturação foi a que apresentou maior valor de  $K_b$ , tanto no regime de mistura completa quanto nos regimes de fluxo disperso e pistão, cujos valores foram  $1,01 \text{ d}^{-1}$ ,  $0,58 \text{ d}^{-1}$  e  $0,30 \text{ d}^{-1}$ , respectivamente. O valor de  $K_b$  correspondente a  $6,20 \text{ d}^{-1}$  adotado pelo projetista, igualmente para as três lagoas, para o regime de mistura completa é muito superior ao valor médio encontrado, equivalente a  $0,85 \text{ d}^{-1}$ . Os resultados de  $K_b$  real para os regimes de mistura completa, fluxo disperso e fluxo pistão obtidos por esse autor são apresentados na Tabela 4.

**Tabela 4 – Valores médios encontrados por Macêdo (2005) para as taxas de decaimento de coliformes fecais.**

Lagoa	$K_b \text{ (d}^{-1}\text{)}$				
	Mistura completa	Fluxo disperso			Fluxo pistão
LFP	0,77	0,2 <sup>a</sup>	0,34 <sup>b</sup>	0,27 <sup>c</sup>	0,15
LM1	0,77	0,44 <sup>a</sup>	0,52 <sup>b</sup>	0,47 <sup>c</sup>	0,27
LM2	1,01	0,45 <sup>a</sup>	0,58 <sup>b</sup>	0,50 <sup>c</sup>	0,3

Leia-se: a, b, c – cálculo de d de acordo com Polprasert & Bhattari (1985), Agunwamba *et. al.* (1992) e Yanez (1993), respectivamente.

Rios (2007) verificou que os valores de  $K_b$  para *E. coli* em lagoas de polimento, destinadas ao tratamento de efluentes provenientes de um reator UASB seguido de um biofiltro aerado submerso, todos em escala piloto, foram crescentes

ao longo dos reatores. O autor considera os valores de  $K_b$  obtidos como elevados, tendo-se como valores médios para a primeira lagoa  $0,98 \text{ d}^{-1}$ ,  $1,1 \text{ d}^{-1}$  para a segunda lagoa, e  $1,34 \text{ d}^{-1}$  para a terceira lagoa. A inclusão de uma quarta lagoa à série não contribuiu com remoção adicional de bactérias.

Em experimentos realizados na EXTRABES com lagoas de estabilização em escala experimental, entre 1977 e 1978 foram obtidos valores médios de  $K_b$  para coliformes fecais, em lagoas facultativas primárias, correspondendo a  $9,5 \text{ d}^{-1}$ . Essas lagoas apresentavam TDH médio entre 9,4 e 18,5 dias, com profundidade de 1,25 metros. Para as lagoas de maturação que funcionavam numa série composta por lagoa anaeróbia, seguida de lagoa facultativa secundária e três lagoas de maturação, o valor do  $K_b$  foi de  $4,21 \text{ d}^{-1}$ . Nas lagoas de maturação o TDH individual era de 5,5 dias, com profundidade de 1,0 metro. A remoção de coliformes fecais nesses sistemas foi elevada, já que as concentrações iniciais nas lagoas de maturação eram de  $1,7 \times 10^3 \text{ UFC}/100\text{ml}$  e foram reduzidas a  $17 \text{ UFC}/100\text{ml}$  (SILVA & MARA, 1979).

Silva *et. al.* (1996) comentam que devido os curtos TDH nas lagoas anaeróbias, bem como as altas cargas de bactérias fecais, nas lagoas em que se considerou como regime hidráulico o de mistura completa, os valores de  $K_b$  foram elevados. Quando os experimentos foram realizados com lagoas facultativas, o  $K_b$  médio variou de  $8,96$  a  $14,82 \text{ d}^{-1}$ , considerando-se como regime hidráulico o de mistura completa. Após o aumento das cargas de bactérias fecais, o  $K_b$  decresceu, variando entre  $2,73$  e  $3,74 \text{ d}^{-1}$ . Quando se considerou como o regime o de fluxo disperso, os valores de  $K_b$  obtidos foram menores do que aqueles resultantes da aplicação do regime de mistura completa.

Tais autores verificaram que o cálculo de  $K_b$  em função do TDH para lagoas facultativas primárias foi representado pela equação 35. Entretanto, caso o TDH seja superior a 17,85 dias, os valores de  $K_b$  são negativos. Caso esses valores de TDH sejam um pouco menores do que 17,85 dias, os valores de  $K_b$  se tornam muito elevados.

$$K_b = \frac{1,639}{(1 - 0,056.TDH)} \quad (35)$$

É importante destacar que as incertezas das variáveis a serem consideradas em projetos não deve residir somente sobre os valores dos coeficientes do modelo ( $K_b$ ,  $d$  e coeficiente de temperatura), mas também sobre os parâmetros de projeto (população, fluxo *per capita* das águas residuárias, concentração de bactérias fecais no esgoto bruto e temperatura do esgoto). Além disso, outra questão que aumenta o nível de incerteza é o tempo de projeto, já que as características operacionais dos sistemas serão diferentes quando estiverem num horizonte de 10 anos e num outro de 20 anos (VON SPERLING, 2003).



## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1. Cálculo dos Números de Dispersão e dos $K_b$

Os números de dispersão foram calculados a partir das Equações 3, 4, 5, 6, 7, 8 e 9. Para a maior parte desses cálculos adotou-se a viscosidade cinemática da água, em função da temperatura, que neste caso, foi de 0,077 m<sup>2</sup>/dia. Além disso, foram utilizadas algumas medidas construtivas dos sistemas para o cálculo do  $d$ .

Devido à ausência de projetos em alguns dos sistemas monitorados, bem como divergências entre o projeto elaborado e o real (construção das lagoas), foi necessária a adoção da profundidade para algumas lagoas. Dos 9 sistemas monitorados, praticamente todas as lagoas apresentam formato retangular, com exceção da ETE Ponta Negra onde as lagoas apresentam formato trapezoidal. Assim, nessa ETE realizou-se a medida de todos os lados das lagoas e calculou-se uma média para cada dimensão. A profundidade foi medida nas ETEs Caiçara, Cemitério, Coqueiros, Ilha de Santana, Passagem de Pedras e Santo Antônio, enquanto que nas ETEs Pipa e Ponta Negra adotou-se a profundidade considerada no projeto executivo. A ETE Cidade foi a única onde as profundidades adotadas consideraram as recomendadas pela literatura. Essas medidas podem ser visualizadas na Tabela 5.

**Tabela 5 – Dimensões úteis dos sistemas monitorados.**

ETE	Lagoa	Comprimento (m)	Largura (m)	Profundidade (m)	Formato
Caiçara	LF	53,3	26,0	1,5	Retangular
	LM1	26,0	21,0	1,4	
	LM2	26,0	21,0	1,4	
Cemitério	LF	73,1	40,8	1,3	Retangular
	LM1	40,0	20,4	1,2	
	LM2	39,4	16,5	1,1	
Cidade	LF	56,2	29,2	2,0	Retangular
	LM1	29,2	12,6	1,5	
	LM2	29,0	11,6	1,5	
Coqueiros	LF	76,5	45,7	2,0	Retangular
	LM1	35,2	47,2	1,9	
	LM2	35,2	47,2	1,9	
Ilha de Santana	LF	258,3	93,3	2,0	Retangular
	LM1	127,8	62,8	1,5	
	LM2	124,3	62,8	1,5	
Passagem de	LF	229,6	76,0	2,0	Retangular

Pedras	LM1	96,3	78,0	1,5	
	LM2	96,3	78,0	1,5	
Pipa	LF	119,4	44,2	2,0	Retangular
	LM1	58,9	18,8	1,5	
	LM2	58,9	18,8	1,5	
Ponta Negra	LF	449,4	121,8	2,0	Trapezoidal
	LM1	197,6	148,8	1,5	
	LM2	233,4	123,4	1,5	
Santo Antônio	LF	141,8	64,0	2,0	Retangular
	LM1	64,0	40,9	1,5	
	LM2	78,5	30,1	1,5	

Foram calculados os valores de  $K_b$  teóricos (empíricos) para os regimes de mistura completa e fluxo disperso, pois o primeiro é o modelo mais utilizado pelos projetistas e o segundo consiste no fluxo que melhor representa a hidráulica das lagoas de estabilização. O regime de fluxo pistão não foi considerado para o cálculo do  $K_b$ , devido o mesmo não representar o funcionamento de lagoas de estabilização, bem como, por não ser comumente utilizado pelos projetistas.

Os valores de  $K_b$  teóricos para o regime de fluxo disperso foram calculados por meio das equações de Von Sperling (1999), Xu *et. al.* (2002) e Polprasert *et. al.* (1983). No entanto, as concentrações de bactérias fecais obtidas através do uso dos  $K_b$  teóricos não são as mesmas das verificadas durante o período de monitoramento, já que os sistemas sofrem influências de diferentes fatores, os quais modificam a taxa de decaimento bacteriano e que variam de sistema para sistema. Assim, por meio da equação 13 e levando-se em consideração as concentrações bacterianas afluentes e efluentes dos reatores, medidas no decorrer da pesquisa, foram estimados os valores de  $K_b$  calculado (a 20 °C e a 25 °C). Essa estimativa do  $K_b$  calculado a partir de dados reais foi feita por meio de Testes de Hipóteses (tentativa e erro).

Considerou-se como temperatura local a de 25 °C, em virtude de esta ter sido a menor temperatura registrada durante o mês mais frio de ocorrência da pesquisa que, neste caso, foram os meses de Julho em 2009 e 2010. Todos os dados climáticos foram obtidos junto ao INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais), especificamente no LAVAT (Laboratório de Variáveis Ambientais Tropicais), e as medidas foram realizadas na Estação Climatológica/Solarimétrica instalada no INPE-CRN, na UFRN, Campus Natal.

Com relação à determinação do  $K_b$  sob o regime de mistura completa utilizaram-se as equações propostas por Marais (1974) (equação 17), Von Sperling (1999) (equação 31) e Mills *et. al.* (1992) (equação 32).

#### **4.2. Tratamento Estatístico de Dados**

A análise estatística dos dados foi feita por meio de planilhas eletrônicas. Realizou-se a estatística descritiva dos dados, de forma a se verificar a tendência central, amplitude e dispersão dos mesmos, obtendo-se as médias aritmética e geométrica, medianas, máximos, mínimos e desvios padrões para todos os parâmetros analisados em cada sistema monitorado.

Aliado a estatística descritiva, realizaram-se testes de normalidade ( $W \geq 0,9$ ), juntamente com o teste de Shapiro-Wilk's. Apenas para as quantificações bacterianas a normalidade foi feita com os dados convertidos em escala logarítmica. Como os dados apresentaram distribuição normal, optou-se pelo uso da média como medida de tendência central, bem como se utilizou a análise de variância (ANOVA) e o teste de Tukey para verificar as diferenças significativas entre os dados. Para essas análises as comparações foram realizadas entre todos os sistemas monitorados, assim como para cada sistema individualmente.

As análises de regressão linear foram realizadas de duas formas distintas. Inicialmente, verificaram-se quais parâmetros influenciam significativamente cada sistema, ou seja, para cada ETE foram realizados testes de correlação entre as concentrações bacterianas e os demais parâmetros estudados, os quais serão apresentados posteriormente. Também foi realizada correlação dos  $K_b$  presentes no respectivo sistema, com os parâmetros monitorados.

Juntamente com as análises de regressão linear foram realizadas análises de regressão múltipla, já que esse teste permite a estimativa do valor de uma variável com base num conjunto de outras variáveis, além de melhorar a capacidade de predição em confronto com a regressão linear simples. Nessa estimativa são utilizadas variáveis Dependentes (de resposta) através de um conjunto de variáveis Independentes (explicativas). Neste caso, as variáveis dependentes são os resultados de  $K_b$ , e as independentes os parâmetros influenciadores no decaimento bacteriano, os quais foram indicados por meio dos resultados das análises de regressão linear. Assim, foram considerados somente os valores significativos para a formulação das equações. Essa avaliação foi feita da mesma forma para todos os

reatores. É importante destacar que para todas as correlações foram utilizados os dados brutos, bem como estes convertidos em escala logarítmica, e em geral, os melhores resultados foram obtidos nas correlações feitas com os dados brutos.

### 4.3. Monitoramento dos Sistemas

As coletas de amostras do EB e dos efluentes dos reatores foram iniciadas em março de 2009 e concluídas em setembro de 2010. Durante a pesquisa as coletas pontuais foram realizadas no período da manhã, em horários relativamente próximos para os sistemas monitorados. Além das coletas pontuais, foram realizadas medições de vazão durante 24 ou 8 horas.

#### 4.3.1. Coletas de Amostras

Em todos os sistemas foram amostrados quatro pontos compreendendo o esgoto bruto após o tratamento preliminar, e a saída de cada reator (lagoa facultativa primária, lagoa de maturação 1 e lagoa de maturação 2), durante o período da manhã, entre 8 e 11 horas. As amostras destinadas às análises físico-químicas foram armazenadas em recipientes de polietileno, enquanto aquelas destinadas às análises microbiológicas em frascos de polietileno devidamente esterilizados. Para as análises físico-químicas coletava-se aproximadamente 1,5l, e para as microbiológicas, cerca de 150 ml. Os recipientes foram acondicionados em caixas térmicas, a uma temperatura de, aproximadamente, 4 °C, a fim de que seus componentes químicos e biológicos fossem preservados. A Tabela 6 apresenta o número de coletas pontuais realizadas nos sistemas estudados.

**Tabela 6 – Número e horário das coletas pontuais para os sistemas estudados no período de março de 2009 a setembro de 2010.**

Sistema	Nº de coletas	Meses de coleta	Horário de coleta (h)
Caiçara	20	05/2009 até 04/2010	8 as 9
Cemitério	10	05/2009 até 05/2010	8 as 9
Cidade	15	01/2010 até 07/2010	8 as 9
Coqueiros	20	06/2009 até 05/2010	10 as 11
Ilha de Santana	15	03/2010 até 09/2010	9 as 10
Passagem de Pedras	10	07/2009 até 07/2010	8 as 9
Pipa	20	04/2009 até 07/2010	9 as 10
Ponta Negra	20	03/2009 até 05/2010	10 as 11
Santo Antônio	15	04/2010 até 09/2010	10 as 11

As análises físico-químicas e microbiológicas foram realizadas nos laboratórios de Controle Ambiental e Microbiologia Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN). Somente a análise de sólidos suspensos foi realizada nas dependências do Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (LARHISA), da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN). As análises e as metodologias utilizadas estão apresentadas na Tabela 7.

**Tabela 7 – Parâmetros analisados e suas respectivas metodologias.**

<b>Variáveis</b>	<b>Métodos</b>	<b>Referências</b>
<b>Variáveis Físicas</b>		
Temperatura (°C)	Termômetro com filamento de mercúrio 0° a 60°C	APHA <i>et. al.</i> , 2005
pH	Potenciométrico	
Sólidos Suspensos Totais (mg/l)	Gravimétrico – Filtração a vácuo e secagem a 103°C – 105°C	
Sólidos Suspensos Voláteis e Fixos (mg/l)	Gravimétrico – Filtração a vácuo e secagem a 103°C – 105°C seguida de Ignição a 500 (±50°C)	
<b>Variáveis Químicas</b>		
Oxigênio dissolvido (mg/l)	Titulométrico – Método de Winkler ou Iodométrico	JONES, 1979
DBO <sub>5</sub> (mgO <sub>2</sub> /l)	Titulométrico – Método de Winkler ou Iodométrico	
DQO (mgO <sub>2</sub> /l)	Titulométrico – Digestão por refluxação fechada	
Clorofila <i>a</i> (µg/l)	Espectrofotométrico – Extração com Metanol	
<b>Variáveis Microbiológicas</b>		
Coliformes Termotolerantes (NMP/100ml)	Técnica de Tubos Múltiplos, com inoculação em meio de cultura A1.	APHA <i>et. al.</i> , 2005
<i>Enterococcus</i> sp. (UFC/100ml)	Técnica de Membrana Filtrante com 0,45 µm de poro (éster celulose)	

Os parâmetros temperatura, pH e OD foram verificados em campo, no momento da coleta, enquanto que as demais análises eram realizadas em laboratório.

#### 4.3.2. Medição de Vazão e Estimativa do TDH

De todos os sistemas de lagoas de estabilização presentes no RN, o único que possui medidor de vazão automático é a ETE Ponta Negra. O medidor de vazão ultrassônico PROSONIC, modelo FMU 86-R1B1A1 e um sensor modelo FDU 80 RG1A estão instalados no medidor Parshall. Para as demais ETEs essa medição foi feita utilizando-se uma régua para medir a lâmina de água no Parshall.

Em alguns dos sistemas o afluente chega ao medidor Parshall por gravidade, e em outros, por bombeamento. Nos sistemas em que o esgoto bruto chegava por gravidade, as medições com a régua foram feitas a cada meia hora; já naqueles onde o afluente chegava por bombeamento essa medição era feita ao longo do bombeamento, levando-se em consideração a duração do bombeamento e o intervalo entre um e outro. Os valores obtidos durante o bombeamento eram analisados e fazia-se uma média para obtenção do valor que melhor representasse a tendência central dos dados.

A Tabela 8 apresenta os dias em que foram realizados os monitoramentos diários nas ETEs estudadas.

**Tabela 8 – Datas e a duração dos monitoramentos diários realizados nas ETEs estudadas.**

ETE	Data	Duração (h)
Ponta Negra	21/11/2009	24
Pipa	18/01/2010	8
Coqueiros	19/03/2010	8
Caiçara	22/04/2010	8
Cidade	13/05/2010	8
Cemitério	28/05/2010	8
Ilha de Santana	21/06/2010	8
Passagem de Pedras	22/07/2010	8
Santo Antônio	20/08/2010	8

Com base no valor médio da vazão durante o dia, estimou-se a vazão para as outras horas não verificadas (período da noite), levando-se em consideração o histograma de vazão afluente de outras ETEs do RN, cedidos pela CAERN. Assim, verificou-se que para as ETEs com uma vazão diária média acima de 100 m<sup>3</sup>/h, a vazão do período noturno corresponde a cerca de 70% do verificado durante o dia. Para aquelas ETEs onde a vazão é abaixo de 100 m<sup>3</sup>/h, o valor cai para 40%.

A estimativa da vazão em função da altura da lâmina d'água no Parshall foi calculada utilizando-se a equação 36.

$$Q = 2,2.W.H^{3/2} \quad (36)$$

Leia-se: Q = vazão (m<sup>3</sup>/s); W= largura da garganta (polegadas e em pés); H = altura da lâmina d'água em metros (m).

A ETE Ilha de Santana foi a única em que a medição da vazão não foi feita no Parshall, pois nessa estação a tubulação afluente ao tratamento preliminar era de 300 mm, enquanto que a efluente ao mesmo era de 200 mm, o que terminava por inundar todo o tratamento preliminar e inviabilizava a medição da vazão. Dessa forma, buscaram-se junto a CAERN os dados da população atendida pelo serviço de esgotamento sanitário da cidade de Macau, e a partir disso, estimou-se a vazão média.

O uso de traçadores para a avaliação do fluxo hidráulico nos reatores não foi realizada nessa pesquisa, pois esta etapa não estava inclusa no projeto. Assim, utilizaram-se equações empíricas para auxiliar nessa estimativa.

#### **4.4. Caracterização da Área**

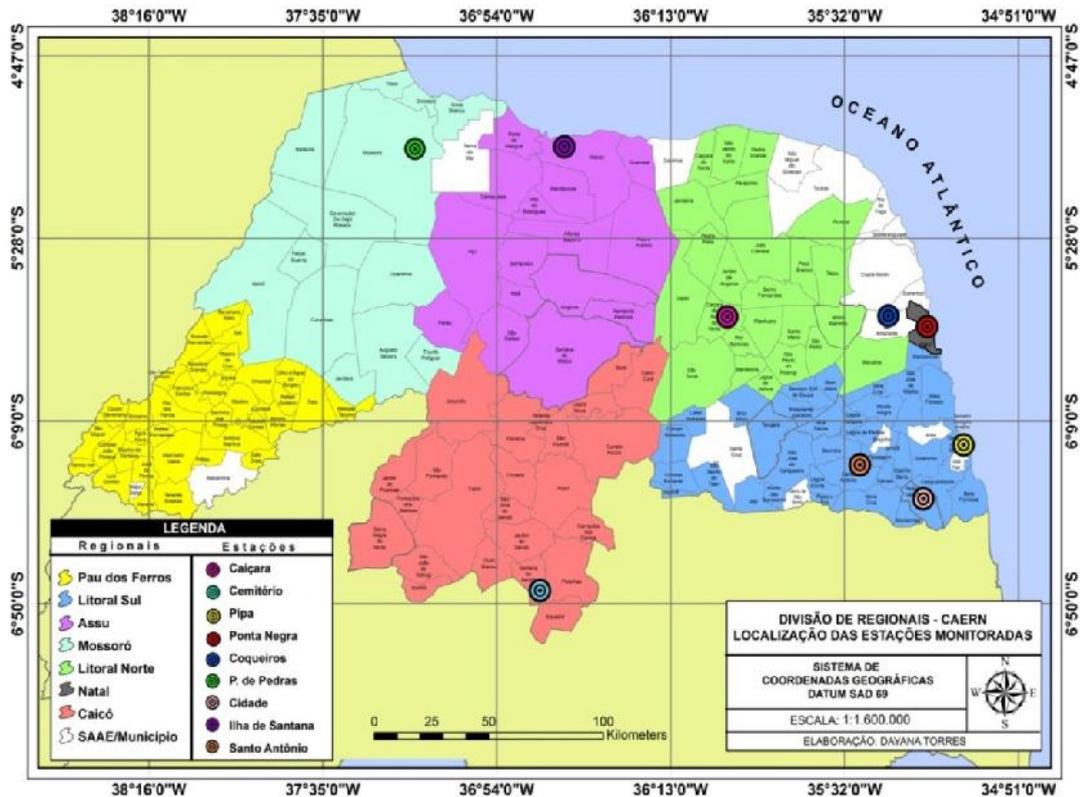
Este trabalho foi realizado em 9 sistemas de lagoas de estabilização no RN, os quais possuem tratamento preliminar, uma lagoa facultativa primária (LF), seguida de duas lagoas de maturação em série (LM1 e LM2). A escolha da configuração mencionada levou em consideração o fato desse tipo de arranjo ser o predominante no Estado (acima de 50% dos sistemas de lagoas).

Os sistemas analisados foram escolhidos de forma a contemplar as regiões representativas do RN. Antes do início do monitoramento, fizeram-se visitas em algumas lagoas, a fim de se avaliar a viabilidade da pesquisa nos sistemas escolhidos, ou seja, foram verificadas as condições físicas, hidráulicas e operacionais dos reatores e do tratamento preliminar.

A Figura 1 mostra o mapa de localização das ETEs estudadas, bem como a divisão das sete regionais da CAERN. Dessas regionais, a única que não foi contemplada nessa pesquisa foi a de Pau dos Ferros, pois nenhuma das ETEs com a configuração estudada apresentava condições mínimas para o monitoramento. Observou-se que os sistemas apresentaram sérios problemas operacionais e de

manutenção que impossibilitavam a realização da pesquisa como, por exemplo, carga hidráulica insuficiente e tratamento preliminar ausente ou fora de operação.

**Figura 1 – Mapa de localização das ETEs estudadas.**



A Tabela 9 expõe os municípios onde as lagoas estão localizadas, bem como os respectivos órgãos gerenciadores, coordenadas geográficas e o ano inicial de operação das lagoas. Também são apresentadas imagens dos sistemas nas Figuras 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 e 10.

**Tabela 9 – Sistemas monitorados e seus respectivos municípios, órgãos gerenciadores, coordenadas geográficas e distância para Natal.**

<b>Sistema</b>	<b>Município</b>	<b>Órgão gerenciador</b>	<b>Coordenadas Geográficas</b>	<b>Ano inicial de operação</b>
Caiçara (Figura 2)	Caiçara do Rio dos Ventos	CAERN	5°45'28''S e 35°59'45''W	2002
Cemitério (Figura 3)	Santana do Seridó	CAERN	6°45'57''S e 36°43'51''W	2002
Cidade (Figura 4)	Pedro Velho	Município	6°26'22''S e 35°13'30''W	2002
Coqueiros (Figura 5)	São Gonçalo	SAAE	5°47'39''S e 35°18'35''W	2001
Ilha de Santana (Figura 6)	Macau	CAERN	5°7'21''S e 36°38'9''W	1996
Passagem de Pedras (Figura 7)	Mossoró	CAERN	5°10'20''S e 37°18'7''W	2007
Pipa (Figura 8)	Tibau do Sul	CAERN	6°14'17''S e 35°4'1''W	2003
Ponta Negra (Figura 9)	Natal	CAERN	5°53'40''S e 35°10'55''W	2000
Santo Antônio (Figura 10)	Santo Antônio	CAERN	6°18'46''S e 35°28'24''W	2004

**Figura 2 – Vista da ETE Caiçara (Caiçara do Rio dos Ventos).**



**Figura 3 – Vista da ETE Cemitério (Santana do Seridó).**



**Figura 4 – Vista da ETE Cidade (Pedro Velho).**



**Figura 5 – Vista da ETE Coqueiros (São Gonçalo do Amarante).**



**Figura 6 – Vista da ETE Ilha de Santana (Macau).**



**Figura 7 – Vista da ETE Passagem de Pedras (Mossoró).**



**Figura 8 – Vista da ETE Ponta Negra (Natal).**



**Figura 9 – Vista da ETE Pipa (Tibau do Sul).**



**Figura 10 – Vista da ETE Santo Antônio (Santo Antônio).**





## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1. Caracterização Operacional dos Sistemas Monitorados

#### 5.1.1. Comportamento Hidráulico

A partir dos monitoramentos diários de 24 ou de 8 horas, foi possível se estimar o TDH, bem como o comportamento da vazão. A Tabela 10 apresenta as vazões obtidas para as ETEs.

**Tabela 10 – Vazões médias para as ETEs monitoradas.**

ETE	Vazão média (m <sup>3</sup> /d)
Caiçara	112
Cemitério	160
Cidade	240
Coqueiros	258
Ilha de Santana	3939
Passagem de Pedras	491
Pipa	646
Santo Antônio	299
Ponta Negra	7608

As ETEs Coqueiros e Pipa apresentavam o dispositivo de *by pass* antes do tratamento preliminar, e cerca de 20% do esgoto afluente passava por esse dispositivo, escoando diretamente à lagoa facultativa. Essa porcentagem de esgoto que não passava pelo medidor Parshall também foi inserida na estimativa da vazão, levando-se em consideração o tempo em que o esgoto extravasava para o *by pass* durante o período de bombeamento.

O intervalo entre um bombeamento e outro era relativamente semelhante para cada sistema aonde o afluente chegava por bombeamento, entretanto a ETE Passagem de Pedras (Mossoró, RN) não obedeceu a um intervalo específico. Na verdade, o comportamento hidráulico afluente a esse sistema foi o de mais difícil compreensão, pois o intervalo entre um bombeamento e outro ultrapassava 5 horas; e, quando o afluente chegava, a vazão era elevada, com mais de 130 l/s. Esse sistema apresenta uma rede ampla, entretanto, o mesmo ainda está passando por processo de ligação das residências à rede coletora, o que provoca os grandes intervalos entre os bombeamentos, já que o poço úmido foi projetado para grandes volumes.

Somente nas ETEs Caiçara, Passagem de Pedras e Santo Antônio foi possível verificar a vazão do efluente final, por meio de cubação do mesmo durante um intervalo de tempo. Constatou-se que tanto na ETE Caiçara quanto na ETE Passagem de Pedras a vazão do efluente final era cerca de 10% da vazão afluente ao sistema, enquanto que na ETE Santo Antônio essa porcentagem foi de 15%. Além da evaporação, na ETE Caiçara estão presentes sifões clandestinos em todos os reatores; esses sifões destinam o efluente para irrigação de frutíferas, hortaliças e capim nas imediações das lagoas. Não se sabe a quantidade desses sifões nem a frequência com que eles eram acionados, mas o número é elevado, e durante as coletas eles estavam sempre funcionando.

Nas ETEs Passagem Pedras e Santo Antônio a porcentagem baixa de efluente tratado também pode ser explicada pela evaporação, principalmente, em Passagem de Pedras devido a elevada temperatura e as poucas chuvas que ocorrem na cidade de Mossoró (RN); no entanto, também é fundamental destacar que esses sistemas são novos em relação aos demais, ou seja, ainda não atingiram a vazão de projeto e parte do esgoto afluente pode está se infiltrando. A Tabela 11 apresenta os TDH obtidos para cada reator de cada sistema, bem como o TDH total para as ETEs.

**Tabela 11 – TDH para os reatores e sistemas monitorados.**

ETE	TDH (dia)			
	LF	LM1	LM2	Total
Caiçara	18,6	6,8	6,9	32,3
Cemitério	22,2	5,4	3,9	31,4
Cidade	11,1	1,6	1,5	14,2
Coqueiros	23,9	10,4	10,4	44,7
Ilha de Santana	11,5	2,8	2,7	17,1
Passagem de Pedras	70,3	22,4	22,4	115,1
Pipa	14,4	2,0	2,0	18,4
Ponta Negra	13,8	5,6	5,5	24,9
Santo Antônio	55,6	11,0	10,4	77,0

### 5.1.2. Carregamento Orgânico

Com base nas concentrações de  $DBO_5$  e DQO, foi possível calcular as cargas orgânicas superficiais afluentes aos reatores dos sistemas. A  $DBO_5$  foi analisada somente a critério de verificação das cargas orgânicas. Constatou-se que as cargas presentes na maior parte das lagoas são significativamente maiores do que aquelas

mencionadas na literatura. Normalmente, os valores adotados para o dimensionamento de lagoas facultativas em regiões como o Nordeste do Brasil, com elevada temperatura e insolação são acima de 350 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d (JORDÃO & PESSOA, 2009; VON SPERLING, 2002b).

A consequência da sobrecarga nas lagoas facultativas reflete não somente no funcionamento das mesmas, mas diretamente na operação das lagoas de maturação, já que a carga orgânica elevada dificultará a ocorrência dos processos responsáveis pela remoção de microorganismos. Além da carga orgânica elevada, outros problemas operacionais também dificultam a remoção de microorganismos nas lagoas de estabilização estudadas, como zonas mortas e curtos circuitos hidráulicos, bancos de lodo no interior dos reatores, espuma e macrófitas aquáticas na superfície, assoreamento das lagoas, falta de manutenção do tratamento preliminar, entre outros.

Na ETE Ponta Negra, Macêdo (2005) verificou que as cargas orgânicas superficiais na lagoa facultativa e nas duas lagoas de maturação em série foram, respectivamente 296, 262 e 248 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d. A Tabela 12 apresenta as cargas orgânicas aplicadas aos sistemas.

**Tabela 12 – Cargas orgânicas superficiais para DBO<sub>5</sub> e DQO, calculadas a partir de coletas pontuais, para os sistemas monitorados.**

ETE	Carga orgânica superficial $\lambda_s$ (kgDBO <sub>5</sub> /ha.d e kgDQO/ha.d)		
	LF	LM1	LM2
Caiçara	747 e 909	500 e 913	457 e 695
Cemitério	410 e 430	596 e 890	589 e 785
Cidade	1197 e 1427	2169 e 2712	1677 e 2314
Coqueiros	516 e 589	345 e 643	403 e 534
Ilha de Santana	1008 e 1360	1171 e 1921	1335 e 1660
Passagem de Pedras	93 e 131	132 e 162	106 e 185
Pipa	624 e 1028	1321 e 2714	1217 e 2113
Ponta Negra	426 e 753	419 e 960	383 e 863
Santo Antônio	217 e 276	238 e 429	201 e 345

## 5.2. Caracterização do Esgoto Bruto

A média aritmética foi a medida de tendência central adotada para a maior parte dos dados, com exceção das quantificações bacterianas, onde se utilizou a média geométrica. A Tabela 13 apresenta os valores médios, mínimos e máximos para alguns parâmetros monitorados no esgoto bruto dos sistemas estudados.

**Tabela 13 – Médias, mínimos e máximos para o esgoto bruto, obtidos a partir de coletas pontuais, dos sistemas estudados.**

ETE	Horário (h)	pH	Temperatura (°C)	DQO (mg/l)	Sólidos Suspensos (mg/l)	Sólidos Suspensos Voláteis (mg/l)	Sólidos Suspensos Fixos (mg/l)	Coliformes Termotolerantes (NMP/100ml)*	Enterococcus sp. (UFC/100ml)*
Caiçara n=20	8-9	7,1 6,7-7,5	30,1 28,2-32,4	909 210-1680	334 234-520	283 188-422	51 7-144	2,34x10 <sup>7</sup> 1,4x10 <sup>6</sup> -1,6x10 <sup>9</sup>	5,84x10 <sup>6</sup> 1,7x10 <sup>6</sup> -1,0x10 <sup>7</sup>
Cemitério n=10	8-9	7,1 6,9-7,4	30,2 26,9-33,0	725 383-1096	244 122-500	177 54-398	67 2-136	1,41x10 <sup>7</sup> 3,0x10 <sup>5</sup> -1,6x10 <sup>8</sup>	2,35x10 <sup>6</sup> 1,1x10 <sup>5</sup> -9,7x10 <sup>6</sup>
Cidade n=15	8-9	7,0 6,6-7,5	29,0 25,8-33,7	804 625-1031	319 114-495	269 66-445	50 16-100	3,2x10 <sup>7</sup> 3,3x10 <sup>6</sup> -9,0x10 <sup>8</sup>	4,03x10 <sup>6</sup> 4,0x10 <sup>5</sup> -2,0x10 <sup>7</sup>
Coqueiros n=20	10-11	7,0 6,6-7,4	30,5 27,2-35,6	690 283-1240	339 135-572	291 95-524	48 2-87	5,24x10 <sup>7</sup> 5,0x10 <sup>6</sup> -2,4x10 <sup>8</sup>	6,22x10 <sup>6</sup> 1,4x10 <sup>5</sup> -1,3x10 <sup>7</sup>
Ilha de Santana n=15	9-10	7,3 7,0-7,7	30,5 29-33,3	792 570-900	358 106-883	267 72-480	91 12-443	4,56x10 <sup>7</sup> 8,0x10 <sup>6</sup> -3,0x10 <sup>8</sup>	8,95x10 <sup>6</sup> 2,2x10 <sup>5</sup> -1,9x10 <sup>7</sup>
Passagem de Pedras n=10	8-9	7,2 6,9-7,6	31,2 28,0-34,0	475 322-738	99 42-292	66 4-254	33 7-76	9,10x10 <sup>5</sup> 8,0x10 <sup>4</sup> -9,0x10 <sup>6</sup>	2,29x10 <sup>5</sup> 1,0x10 <sup>4</sup> -1,4x10 <sup>6</sup>
Pipa n=20	9-10	6,8 6,6-7,7	29,5 25,0-34,4	732 422-1455	117 50-104	110 28-170	17 10-24	1,37x10 <sup>7</sup> 6,0x10 <sup>5</sup> -9,0x10 <sup>7</sup>	3,37x10 <sup>6</sup> 7,2x10 <sup>5</sup> -8,6x10 <sup>6</sup>
Ponta Negra n=20	10-11	7,4 6,8-8,1	29 24,5-33,1	520 370-966	154 110-212	120 86-200	34 12-68	1,36x10 <sup>7</sup> 6,0x10 <sup>5</sup> -5,0x10 <sup>8</sup>	7,69x10 <sup>6</sup> 5,2x10 <sup>5</sup> -1,5x10 <sup>7</sup>
Santo Antônio n=15	10-11	7,5 7,0-8,2	28,6 26,6-30,6	777 550-1039	269 63-497	220 43-397	49 6-104	9,96x10 <sup>6</sup> 3,0x10 <sup>5</sup> -3,0x10 <sup>7</sup>	2,85x10 <sup>6</sup> 3,0x10 <sup>5</sup> -2,1x10 <sup>7</sup>

\* Média geométrica.

Os valores médios de pH e temperatura verificados neste trabalho foram semelhantes entre os sistemas monitorados e não diferenciou dos apresentados por Silva Filho *et. al.* (2009) e Araújo *et. al.* (2010), nos quais foi feita uma caracterização do esgoto bruto e avaliação operacional dos sistemas de lagoas de estabilização do RN.

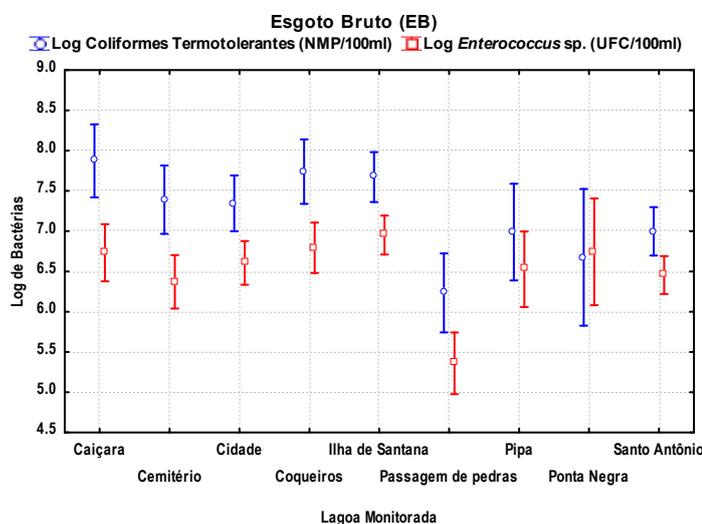
Com relação à fração orgânica, a maior parte dos esgotos afluentes apresentou concentrações elevadas, o que caracteriza uma sobrecarga que a maior parte dos sistemas está submetida. Araújo *et. al.* (2010) mencionam que a concentração média para DQO nas ETEs do RN foi igual a 968 mg/l. A alta concentração apresentada pelo autor está relacionada ao número de amostras que neste trabalho foi bem menor do que o estudado pelo mesmo.

A maior fração de sólidos suspensos é a volátil, justamente devido à coleta ter sido realizada após o tratamento preliminar, e também porque na maior parte dos sistemas estudados o aflente fresco chega à estação por bombeamento, o que

reduz a quantidade de areia que adentra os reatores. Mas ainda assim, em alguns sistemas onde o afluente chega por bombeamento e que possuem tratamento preliminar, as concentrações de sólidos suspensos fixos são elevadas, como na ETE Ilha de Santana onde a média foi de 91 mg/l. Isso ocorre devido o subdimensionamento da tubulação de saída do tratamento preliminar, fazendo com que essa unidade funcione como uma caixa de passagem para o esgoto bruto.

Com relação aos microorganismos, as concentrações encontraram-se na faixa de  $10^7$  para coliformes termotolerantes e  $10^6$  para *Enterococcus* sp. na maior parte dos sistemas. O esgoto bruto das ETES Passagem de Pedras e Santo Antônio foram os que mais diferiram estatisticamente entre o conjunto das amostras dos afluentes nos sistemas estudados, tanto com relação aos coliformes termotolerantes como aos *Enterococcus* sp. (Gráfico 1), apresentando para ambos as menores concentrações de bactérias fecais.

**Gráfico 1 – Limites de confiança, ao nível de 5%, para comparação entre médias de coliformes termotolerantes e *Enterococcus* sp. no esgoto bruto dos sistemas estudados (as barras que fazem interseção representam médias estatisticamente iguais).**



A ETE Passagem de Pedras apresentou vazão baixa, devido à instalação da rede coletora está em andamento, acarretando em intervalos de bombeamento longos; com isso, ocorre uma redução significativa em todos os parâmetros estudados que dizem respeito à fração orgânica. Além disso, cogita-se a possibilidade desse afluente não ser totalmente doméstico, o que também auxiliaria na interpretação de valores abaixo do normal para bactérias fecais. A pouca

diferença existente entre a ETE Santo Antônio e alguns sistemas também foi verificada, todavia, a diferenciação foi baixa, o que pode ser explicado pelo fato desse sistema ser novo.

Nas ETEs Caiçara, Ilha de Santana, Cidade, Cemitério e Coqueiros as concentrações afluentes de coliformes termotolerantes e *Enterococcus* sp. diferiram estatisticamente, mas não se pode afirmar qual o fator que contribuiu para essa diferenciação. Provavelmente, isso foi uma característica inerente a esses afluentes, já que os parâmetros que poderiam influenciar na morte bacteriana para esse caso, como o pH e a temperatura não foram significativamente diferentes entre os afluentes. Todas essas diferenciações foram calculadas através do teste de Tukey, ao nível de 5%.

### **5.3. Caracterização dos Efluentes das Lagoas**

Praticamente todos os dados tenderam a normalidade, com valores de  $W$  igual ou acima de 0,90, e “ $p$ ” abaixo de 5%. Isso indicou que a média aritmética poderia ser utilizada como medida de tendência central para os parâmetros, com exceção das bactérias fecais onde se utilizou a média geométrica. Os dados obtidos pela estatística descritiva são apresentados na Tabela 14, onde são destacados os valores médios, mínimos e máximos para as lagoas dos sistemas estudados.

Tabela 14 – Valores médios, mínimos e máximos para as variáveis físico-químicas e microbiológicas nas lagoas.

ETE	Horário (h)	Lagoa	pH	Temperatura (°C)	OD (mg/l)	DQO (mg/l)	Sólidos Suspensos (mg/L)	Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)	Coliformes Termotolerantes (NMP/100ml)*	Enterococcus sp. (UFC/100ml)*	Clorofila a (µg/l)
Caiçara n=20	8-9	LF	7,8 7,4-8,3	28,9 26,6-31,4	2,2 0-5,0	427 101-635	341 185-450	262 150-354	79 12-243	1,09x10 <sup>5</sup> 1,3x10 <sup>5</sup> -9,0x10 <sup>6</sup>	1,99x10 <sup>5</sup> 9,0x10 <sup>4</sup> -6,0x10 <sup>5</sup>	1479 267-2856
		LM1	7,6 7,1-8,1	28,5 26,2-31,1	1,7 0-5,5	339 76-624	375 290-510	323 260-433	52 15-125	1,69x10 <sup>5</sup> 1,1x10 <sup>4</sup> -1,6x10 <sup>6</sup>	2,29x10 <sup>4</sup> 8,8x10 <sup>3</sup> -9,7x10 <sup>4</sup>	988 78-2215
		LM2	7,8 7,4-8,4	29,1 26,4-34,1	2,8 0,1-6,8	250 67-477	210 119-390	168 63-330	42 13-80	3,76x10 <sup>4</sup> 8,0x10 <sup>3</sup> -5,0x10 <sup>5</sup>	4,84x10 <sup>3</sup> 4,0x10 <sup>2</sup> -1,3x10 <sup>4</sup>	821 18,2-2174
Cemitério n=10	8-9	LF	7,5 6,8-8,7	27,8 25,8-31,0	1,4 0-4,4	391 153-569	181 137-243	134 30-214	47 10-212	3,31x10 <sup>5</sup> 1,7x10 <sup>4</sup> -3,0x10 <sup>6</sup>	8,57x10 <sup>4</sup> 2,2x10 <sup>3</sup> -5,3x10 <sup>5</sup>	919 109-1716
		LM1	7,7 7,2-8,8	26,9 25,0-30,9	1,4 0-5,0	270 112-470	151 90-202	109 32-173	42 8-88	1,55x10 <sup>5</sup> 1,3x10 <sup>4</sup> -3,0x10 <sup>6</sup>	1,69x10 <sup>4</sup> 2,0x10 <sup>3</sup> -3,9x10 <sup>4</sup>	410 71,5-711
		LM2	8,0 7,1-9,7	27,1 25,0-30,8	2,9 0-9,0	220 70-339	133 94-182	106 54-148	27 4-54	4,19x10 <sup>5</sup> 2,7x10 <sup>3</sup> -9,0x10 <sup>5</sup>	6,24x10 <sup>3</sup> 3,0x10 <sup>2</sup> -2,46x10 <sup>4</sup>	498 245-958
Cidade n=15	8-9	LF	7,1 6,8-7,6	28,9 26,0-33,3	1,5 0-12	294 162-492	119 36-234	96 22-228	23 4-64	8,56x10 <sup>5</sup> 1,1x10 <sup>5</sup> -9,0x10 <sup>6</sup>	1,04x10 <sup>5</sup> 3,0x10 <sup>2</sup> -2,4x10 <sup>5</sup>	1011 485-1869
		LM1	7,5 7,0-9,1	29,5 26,1-34,2	2,6 0-8,8	251 85-417	141 36-286	118 18-276	23 2-84	5,07x10 <sup>5</sup> 7,0x10 <sup>4</sup> -2,4x10 <sup>6</sup>	2,81x10 <sup>4</sup> 5,6x10 <sup>3</sup> -8,7x10 <sup>4</sup>	1075 374-1761
		LM2	7,6 7,2-9,3	29,6 26,2-34,0	3,5 0-13	218 60-385	108 32-284	92 6-280	16 3-42	4,34x10 <sup>5</sup> 3,0x10 <sup>3</sup> -2,4x10 <sup>6</sup>	2,87x10 <sup>4</sup> 9,35x10 <sup>3</sup> -9,1x10 <sup>4</sup>	1224 416-1995
Coqueiros n=20	10-11	LF	7,5 6,9-7,7	29,8 26,9-31,8	2,8 0-13,5	345 91-702	297 125-517	253 110-447	44 9-80	5,46x10 <sup>5</sup> 7,0x10 <sup>4</sup> -3,0x10 <sup>6</sup>	9,07x10 <sup>5</sup> 2,0x10 <sup>3</sup> -3,6x10 <sup>5</sup>	873 45,5-2028
		LM1	7,8 7,1-8,3	30,4 26,9-32,1	3,5 0,4-9,0	287 78-661	221 86-308	190 82-294	31 2-75	1,31x10 <sup>5</sup> 4,0x10 <sup>3</sup> -9,0x10 <sup>5</sup>	8,99x10 <sup>3</sup> 1,0x10 <sup>2</sup> -3,8x10 <sup>4</sup>	662 169-1443
		LM2	7,7 7,0-8,3	30,5 27,0-33,4	3,5 0-9,5	208 65-351	123 44-197	98 38-153	25 2-68	4,05x10 <sup>4</sup> 2,0x10 <sup>3</sup> -5,0x10 <sup>5</sup>	1,19x10 <sup>3</sup> 1,0x10 <sup>2</sup> -7,8x10 <sup>3</sup>	363 31,2-674
Ilha de Santana n=15	9-10	LF	7,9 7,6-8,2	28,3 25,6-32,3	2,0 0-9,8	351 252-560	216 102-438	184 98-372	32 4-90	1,89x10 <sup>6</sup> 7,0x10 <sup>4</sup> -1,6x10 <sup>7</sup>	1,05x10 <sup>5</sup> 3,75x10 <sup>4</sup> -3,3x10 <sup>5</sup>	652 63,7-2202
		LM1	7,9 7,7-8,1	27,9 25,7-31,1	3,4 0-10,8	303 210-512	206 64-320	177 56-310	29 4-88	5,46x10 <sup>5</sup> 9,0x10 <sup>4</sup> -2,4x10 <sup>6</sup>	1,67x10 <sup>4</sup> 2,55x10 <sup>3</sup> -5,4x10 <sup>4</sup>	862 381-2103
		LM2	7,9 7,8-8,1	27,7 25,8-30,3	3,6 0-11,6	257 160-488	201 126-374	166 94-338	35 14-80	1,16x10 <sup>5</sup> 3,3x10 <sup>3</sup> -9,0x10 <sup>5</sup>	9,16x10 <sup>2</sup> 5,0x10 <sup>2</sup> -4,1x10 <sup>3</sup>	905 165-2389
Passagem de Pedras n=10	8-9	LF	8,3 7,6-9,1	28,7 26,0-32,9	3,4 0-9,2	248 163-369	125 76-176	94 49-142	31 2-66	2,27x10 <sup>4</sup> 8,0x10 <sup>2</sup> -5,0x10 <sup>5</sup>	3,66x10 <sup>3</sup> 8,0x10 <sup>2</sup> -1,26x10 <sup>4</sup>	842 448-955
		LM1	8,6 7,9-9,4	28,6 26,0-31,8	4,8 2,8-8,8	284 204-371	138 44-199	111 40-164	27 2-56	9,7x10 <sup>2</sup> 80-1,7x10 <sup>5</sup>	97 20-4,1x10 <sup>2</sup>	922 334-1280
		LM2	9,0 8,3-9,7	28,2 26,0-31,3	4,4 1,1-9,9	196 92-297	160 72-250	135 66-225	25 6-64	1,74x10 <sup>2</sup> 20-8,0x10 <sup>3</sup>	40 10-5,65x10 <sup>2</sup>	926 592-1355
Pipa n=20	9-10	LF	7,6 7,2-9,0	28,1 20,2-32,5	3,3 0-8,0	376 181-784	267 100-344	220 80-300	47 6-150	7,11x10 <sup>5</sup> 4,0x10 <sup>4</sup> -5,0x10 <sup>6</sup>	5,99x10 <sup>4</sup> 1,5x10 <sup>4</sup> -1,6x10 <sup>5</sup>	1066 117-2584
		LM1	7,7 7,1-9,0	28,2 24,6-29,6	3,1 0-10	293 131-523	214 137-263	186 120-227	28 17-37	3,09x10 <sup>5</sup> 2,2x10 <sup>4</sup> -5,0x10 <sup>6</sup>	1,6x10 <sup>4</sup> 9,0x10 <sup>2</sup> -4,4x10 <sup>4</sup>	1115 55,2-2395
		LM2	7,9 7,1-9,5	28,4 24,3-30,4	3,8 0-11	212 85-571	190 130-220	160 117-180	30 13-46	8,88x10 <sup>4</sup> 1,1x10 <sup>4</sup> -8,0x10 <sup>5</sup>	6,74x10 <sup>3</sup> 3,2x10 <sup>3</sup> -1,49x10 <sup>4</sup>	1029 112-2721
Ponta Negra n=20	10-11	LF	7,7 7,2-8,6	28,4 25,7-32,0	3,6 1,0-6,6	354 171-705	202 138-257	160 92-213	42 18-79	5,61x10 <sup>5</sup> 8,0x10 <sup>4</sup> -9,0x10 <sup>6</sup>	1,90x10 <sup>5</sup> 8,1x10 <sup>4</sup> -3,7x10 <sup>5</sup>	1036 174-1539
		LM1	7,7 7,1-8,6	28,2 26,0-31,1	3,9 0,5-7,7	324 142-514	185 124-261	148 84-207	37 20-78	1,48x10 <sup>5</sup> 9,0x10 <sup>3</sup> -1,6x10 <sup>7</sup>	2,82x10 <sup>4</sup> 5,05x10 <sup>3</sup> -2,48x10 <sup>5</sup>	862 351-1419
		LM2	7,8 7,3-8,9	29,0 26,1-33,3	3,9 0,4-7,0	254 57-593	166 98-237	103 72-129	63 26-108	3,08x10 <sup>4</sup> 4,0x10 <sup>3</sup> -1,1x10 <sup>6</sup>	1,38x10 <sup>3</sup> 1,0x10 <sup>3</sup> -1,8x10 <sup>3</sup>	691 227-1521
Santo Antônio n=15	10-11	LF	7,8 7,4-8,2	28,3 25,8-30,1	3,7 0-6,6	328 219-617	139 80-186	101 52-146	38 2-82	8,05x10 <sup>5</sup> 1,1x10 <sup>5</sup> -5,0x10 <sup>6</sup>	2,81x10 <sup>4</sup> 2,0x10 <sup>3</sup> -1,27x10 <sup>5</sup>	796 371-1079
		LM1	7,7 7,3-8,1	28,2 25,7-30,5	3,4 0-7,0	241 141-353	125 64-212	99 58-166	26 6-46	8,71x10 <sup>4</sup> 3,3x10 <sup>3</sup> -5,0x10 <sup>5</sup>	1,97x10 <sup>3</sup> 2,4x10 <sup>2</sup> -1,68x10 <sup>4</sup>	845 494-1282
		LM2	8,4 7,1-10,5	28,5 25,7-31,2	5,2 0-8,5	218 160-358	180 94-383	146 60-363	34 4-80	2,05x10 <sup>4</sup> 2,0x10 <sup>2</sup> -1,1x10 <sup>5</sup>	5,01x10 <sup>2</sup> 20-3,2x10 <sup>3</sup>	871 284-2095

\* Média geométrica.

Não foram verificadas variações significativas nas temperaturas médias em todos os sistemas, as quais variaram entre, aproximadamente, 27 e 30 °C. O pH médio na maior parte das lagoas oscilou entre 7,1 e 8,0, e ao nível de 5% os dados não foram estatisticamente diferentes entre os reatores. É importante destacar que os maiores valores desse parâmetro foram observados nas lagoas da ETE Passagem de Pedras, onde a média na LF foi igual a 8,3, na LM1 foi de 8,6 e na LM2 de 9,0. Todos esses valores estão acima das médias identificadas nos outros sistemas devido essas lagoas receberem baixas vazões e reduzidas cargas orgânicas, o que favorece a elevada reprodução de algas e o consequente aumento do pH.

As concentrações médias de OD não foram estatisticamente diferentes, ao nível de 5%, entre as lagoas estudadas. Assim, verificou-se que a média desse parâmetro para as LF foi de 2,6 mg/l, de 2,7 mg/l para as LM1, e de 3,7 para as LM2. Apesar das médias não serem estatisticamente diferentes, em alguns sistemas foi possível identificar ausência de OD ou até condições acima da saturação, com 13,5 mg/l; variações estas relacionadas a sobrecarga orgânica que os sistemas estão expostos, bem como a falta de manutenção e operação adequada. De todos os reatores monitorados a LM2 da ETE Santo Antônio foi a que apresentou as maiores médias de OD (5,2 mg/l), pois essa lagoa apresenta uma camada de algas densa com aspecto floculado; e a tubulação de coleta do efluente é justamente nessa camada, favorecendo as altas concentrações encontradas.

As concentrações de DQO foram elevadas em praticamente todos os reatores. Todavia, não houve uma relação crescente entre as concentrações e as cargas, ou seja, algumas lagoas que apresentam cargas altas, não apresentam concentrações de matéria orgânica levada. Sugere-se que isso ocorreu devido à pequena área dos sistemas associada às vazões inadequadas ao projeto de dimensionamento, já que na maior parte das vezes eles não são construídos conforme foram projetados, causando inadequadas cargas orgânicas.

Constatou-se que a fração volátil corresponde ao principal componente dos sólidos suspensos (percentual entre 65 e 90%), devido à elevada presença de algas. Os sistemas mais recentes foram as que apresentaram as menores proporções, devido ao elevado TDH e a baixa carga orgânica afluente.

Os percentuais de remoção de DQO foram baixos, cerca de 70%. A ETE Caiçara apresentava no início do monitoramento uma eficiência superior, entretanto, essa estação passou a receber efluentes do matadouro municipal de Caiçara do Rio dos Ventos, fato este que contribuiu para o aumento da carga orgânica. Nos sistemas onde a carga orgânica afluyente foi reduzida, as remoções de matéria orgânica também se mostraram reduzidas, como se observa, por exemplo, na ETE Ponta Negra.

Não foram obtidas remoções de sólidos suspensos totais e voláteis na ETE Passagem de Pedras, pois a concentração destes no esgoto bruto foi baixa (99 mg/l), quando comparada aos demais reatores, os quais continham elevada biomassa de algas, aumentando a concentração dos sólidos em suspensão, principalmente os voláteis. Também é importante considerar que a baixa carga orgânica afluyente ao sistema pode contribuir para a não remoção de sólidos suspensos totais e voláteis.

Situação semelhante a da ETE Passagem de Pedras também ocorreu na ETE Pipa, pois o esgoto bruto apresentou baixa concentração de sólidos suspensos, e há em algumas regiões das lagoas a presença de macrófitas do gênero *Lemna*, favorecendo o aumento da concentração de sólidos suspensos, e repercutindo na baixa remoção deste parâmetro. A ETE Caiçara também possui elevada quantidade dessas macrófitas nas lagoas, fazendo com que a mesma apresente as maiores concentrações de sólidos suspensos. É importante destacar que as concentrações de Clorofila *a* na ETE Caiçara, em geral, não foram condizentes com as elevadas concentrações de sólidos suspensos, já que as macrófitas impediram a penetração da luz na massa líquida, e conseqüentemente, comprometendo o desenvolvimento significativo das microalgas.

As remoções de sólidos suspensos e suas frações foram baixas na ETE Santo Antônio, em virtude da tubulação de coleta do efluente está localizada na camada com maior concentração de algas, resultando no aumento da concentração destes e de matéria orgânica.

Na ETE Cidade as concentrações de Clorofila *a* foram as maiores identificadas, em contrapartida, as concentrações de sólidos suspensos foram as menores, com uma significativa quantidade de sólidos suspensos voláteis, demonstrando que a maior parte desse efluente é constituída por algas. Os

resultados das remoções bacterianas para as séries de lagoas são apresentados na Tabela 15.

**Tabela 15 – Percentuais de remoção nos reatores estudados.**

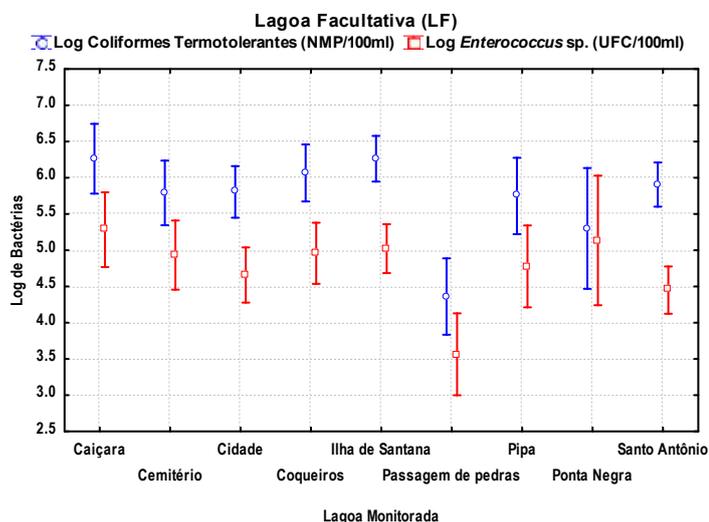
ETE	Lagoa	Remoção de Coliformes termotolerantes (%)		Remoção de <i>Enterococcus</i> sp. (%)	
		Por reator	Total	Por reator	Total
Caiçara	LF	95,36	99,84	96,59	99,96
	LM1	84,46		88,48	
	LM2	77,68		88,88	
Cemitério	LF	97,65	99,70	96,35	99,73
	LM1	53,23		80,25	
	LM2	72,98		63,16	
Cidade	LF	97,32	98,64	98,87	99,29
	LM1	40,84		38,35	
	LM2	14,34		-2,25	
Coqueiros	LF	98,96	99,92	98,54	99,98
	LM1	75,98		90,09	
	LM2	69,11		86,72	
Ilha de Santana	LF	95,86	99,75	98,83	99,99
	LM1	71,07		84,08	
	LM2	78,77		94,53	
Passagem de Pedras	LF	97,51	99,98	98,40	99,98
	LM1	95,73		97,35	
	LM2	82,02		58,79	
Pipa	LF	94,82	99,35	98,22	99,80
	LM1	56,53		73,37	
	LM2	71,24		57,74	
Ponta Negra	LF	95,87	99,77	97,52	99,98
	LM1	73,66		85,16	
	LM2	79,14		95,13	
Santo Antônio	LF	91,92	99,79	99,01	99,98
	LM1	89,17		93,01	
	LM2	76,52		74,50	

Observa-se que as maiores eficiências são atingidas nas lagoas facultativas (LF), mas essas porcentagens foram abaixo do mencionado na literatura. Dois fatores que influenciaram na remoção de bactérias fecais nessas lagoas foi a alta concentração bacteriana afluente, bem como o elevado TDH em alguns sistemas. As quantificações bacterianas nas lagoas facultativas para coliformes termotolerantes variaram entre  $10^6$  e  $10^5$ , enquanto que os *Enterococcus* sp. variaram entre  $10^5$  e  $10^4$ , na maior parte das lagoas. A média de remoção para as

lagoas facultativas foi 96,14% para coliformes termotolerantes, e de 98,04% para *Enterococcus* sp.

Os efluentes da ETE Passagem de Pedras diferiram estatisticamente de quase todos os outros sistemas, apresentando as menores concentrações de bactérias fecais, com médias de coliformes termotolerantes na faixa de  $10^4$ , e *Enterococcus* sp. na faixa de  $10^3$ , e possuindo uma das melhores remoções para esses parâmetros (99,98% para ambos), levando-se em consideração as demais séries de lagoas. Os principais fatores responsáveis por essa diferenciação são as concentrações baixas de bactérias fecais e de carga orgânica afluentes, fazendo com que o sistema alcance boas concentrações de algas, e conseqüentemente, altos índices de OD e pH, aliado a temperatura de Mossoró, a qual é elevada durante grande parte do ano. Além disso, essa lagoa é a que apresenta maior TDH, com cerca de 70 dias. O resultados apresentados no Gráfico 2 foram confirmados a partir do teste de Tukey, ambos ao nível de 5%.

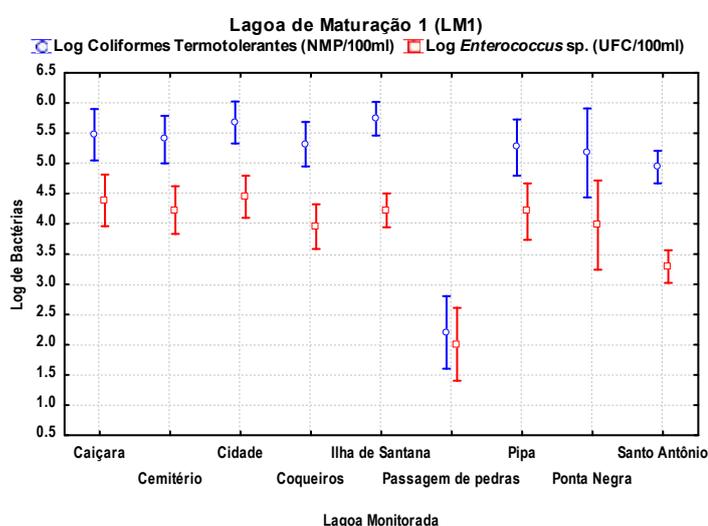
**Gráfico 2 – Limites de confiança, ao nível de 5%, para comparação entre médias de coliformes termotolerantes e *Enterococcus* sp. nas lagoas facultativas dos sistemas estudados (as barras que fazem interseção representam médias estatisticamente iguais).**



Foram observadas diferenças significativas para as concentrações de bactérias fecais entre as lagoas facultativas e as de maturação. Também foram identificadas baixas eficiências nas lagoas de maturação, principalmente, devido à sobrecarga orgânica nas lagoas facultativas. A eficiência de remoção de coliformes termotolerantes foi de 71,19% nas LM1, e para *Enterococcus* sp. de 81,13%.

A LM1 da ETE Passagem de Pedras diferiu de todas as outras lagoas, tanto para coliformes termotolerantes como para *Enterococcus* sp.; enquanto a faixa de variação para a maior parte das lagoas foi de  $10^5$  para coliformes termotolerantes, e entre  $10^4$  e  $10^3$  para *Enterococcus* sp., na ETE Passagem de Pedras, as concentrações médias para esses parâmetros foram  $10^2$  e  $10^1$ , respectivamente. Os fatores responsáveis por essa variação são os mesmos já mencionados para a lagoa facultativa. Em geral, as outras LM1 não apresentaram diferenciações significativas entre si para as concentrações bacterianas (Gráfico 3). Algumas poucas diferenças entre as lagoas ocorreram devido ao tempo de funcionamento e as carga orgânicas, já que parâmetros como pH, OD, temperatura e sólidos em suspensão, que poderiam influenciar na morte bacteriana não apresentaram uma atuação determinante, pois as variações entre eles não foram grandes.

**Gráfico 3 – Limites de confiança, ao nível de 5%, para comparação entre médias de coliformes termotolerantes e *Enterococcus* sp. nas lagoas de maturação 1 dos sistemas estudados (as barras que fazem interseção representam médias estatisticamente iguais).**



A remoção nas LM2 foram as menores identificadas na série, com 69,09% para coliformes termotolerantes, e 68,58% para *Enterococcus* sp. As LM1 e LM2 monitoradas não são diferentes estatisticamente para coliformes termotolerantes, enquanto que foram observadas diferenças entre elas para *Enterococcus* sp. nas ETEs Caiçara e Ilha de Santana.

Na LM1 da ETE Caiçara existe uma ampla camada de *Lemna* sp., o que reduz as concentrações de oxigênio dissolvido, influenciando negativamente na

morte bacteriana. Já na ETE Ilha de Santana ocorreu um decréscimo acentuado de *Enterococcus* sp. na LM2, devido a liberação de oxigênio pelas algas que estão em grande quantidade (905 µg/l). Essa disponibilidade de oxigênio não pode ser confirmada pelas concentrações de oxigênio dissolvido, pois esse efluente apresenta concentrações elevadas de sais (condutividade acima de 2,6 mS/cm) que tendem a reduzir a solubilidade do oxigênio, não permitindo que a produção efetiva desse gás seja contabilizada em sua totalidade. Assim, pode-se afirmar que essa brusca redução de *Enterococcus* sp. ocorreu devido o efeito sinérgico entre fatores como salinidade e oxigênio liberado pelas algas; a remoção de *Enterococcus* sp. nesse sistema foi a maior identificada, 99,99%.

Observa-se que não houve remoção de *Enterococcus* sp. na LM2 da ETE Cidade, devido o operador do sistema despejar a espuma e o lodo provenientes das outras lagoas na única caixa de passagem do efluente final (ponto de coleta) durante todo o dia. Tal fato também foi o responsável pela baixa remoção de coliformes termotolerantes na LM2.

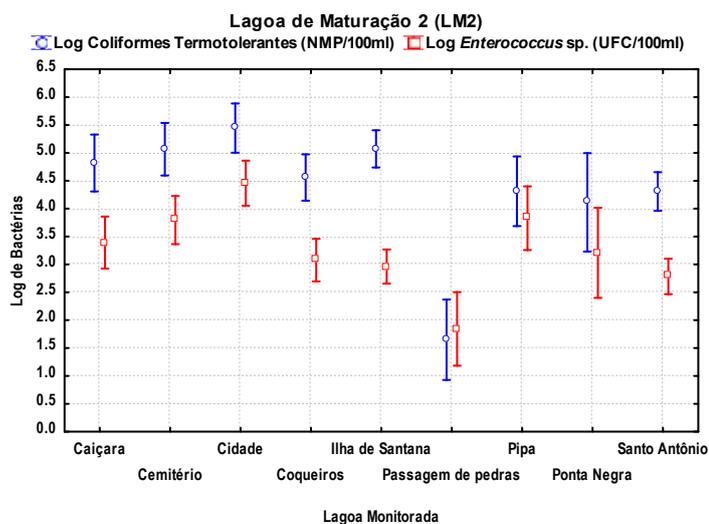
A ETE Coqueiros foi um dos sistemas que apresentou as maiores eficiências em relação aos demais, apesar do mesmo possuir muitos problemas de manutenção como, por exemplo, tratamento preliminar precário e assoreamento das lagoas. Obviamente, que as condições de pH, OD e temperatura contribuíram para isso, mas um dos principais fatores pode ter sido a profundidade real dos reatores, visto que praticamente metade da profundidade útil (total de 2m) está ocupada por uma grande camada de lodo.

As concentrações de coliformes termotolerantes variaram nas faixas de  $10^5$  e  $10^4$ , com exceção da ETE Passagem de Pedras que atingiu valores médios correspondentes a  $10^2$ . Já para os *Enterococcus* sp. as faixas variaram entre  $10^3$  e  $10^2$ , com média para a ETE Passagem de Pedras na faixa de  $10^1$ . A única LM2 que apresentou concentrações bacterianas médias elevadas foi a ETE Cidade, com *Enterococcus* sp. na faixa de  $10^4$ , e concentrações de coliformes termotolerantes próximas aos demais reatores ( $10^5$ ), em virtude do despejo de lodo e espuma na caixa de passagem do efluente final.

As variações existentes entre as cargas orgânicas foi um dos principais fatores que causaram diferenciação nas concentrações bacterianas entre as lagoas. Com exceção da LM2 da ETE Passagem de Pedras, a qual diferiu de praticamente todas as outras lagoas, tanto para coliformes termotolerantes como para

*Enterococcus* sp., a LM2 da ETE Cidade foi a segunda que mais diferenciou das outras lagoas (ETEs Caiçara, Ilha de Santana, Ponta Negra, Santo Antônio e Coqueiros), em virtude da carga extra de bactérias que era inserida na caixa de passagem onde era feita a coleta (Gráfico 4).

**Gráfico 4 – Limites de confiança, ao nível de 5%, para comparação entre médias de coliformes termotolerantes e *Enterococcus* sp. nas segundas lagoas de maturação dos sistemas estudados (as barras que fazem interseção representam médias estatisticamente iguais).**



#### 5.4. Cálculos dos Números de Dispersão (d) para os Sistemas Monitorados

Os valores dos números dispersão foram semelhantes para algumas equações em determinados reatores, enquanto que outros apresentaram resultados bem baixos. Na Tabela 16 são apresentados tais resultados.

Tabela 16 – Números de dispersão calculados segundo diferentes autores, para as lagoas dos sistemas estudados.

ETE	Lagoa	Números de dispersão (d)					
		Fisher (1967)	Liu (1977)	Polprasert & Bhattarai (1985)	Yanez (1993)	Agunwamba <i>et. al.</i> (1992) modificada por Von Sperling (1996)	Von Sperling (1999)
Caiçara	LF	0,405	0,036	0,230	0,454	0,331	0,488
	LM1	0,533	0,061	0,298	0,762	0,611	0,800
	LM2	0,537	0,061	0,300	0,769	0,608	0,806
Cemitério	LF	0,783	0,044	0,466	0,533	0,354	0,572
	LM1	0,289	0,038	0,165	0,506	0,469	0,544
	LM2	0,192	0,033	0,108	0,418	0,428	0,449
Cidade	LF	0,243	0,024	0,136	0,502	0,512	0,539
	LM1	0,082	0,024	0,043	0,439	0,681	0,472
	LM2	0,068	0,022	0,035	0,415	0,663	0,447
Coqueiros	LF	0,517	0,030	0,302	0,566	0,462	0,607
	LM1	1,243	0,069	0,731	1,485	1,030	1,324
	LM2	1,243	0,069	0,731	1,485	1,030	1,324
Ilha de Santana	LF	0,226	0,011	0,141	0,339	0,578	0,363
	LM1	0,226	0,017	0,140	0,461	0,941	0,496
	LM2	0,232	0,018	0,144	0,474	0,968	0,510
Passagem de Pedras	LF	0,448	0,016	0,271	0,330	0,245	0,354
	LM1	1,481	0,051	0,906	0,785	0,579	0,821
	LM2	1,481	0,051	0,906	0,785	0,579	0,821
Pipa	LF	0,193	0,015	0,113	0,354	0,425	0,380
	LM1	0,064	0,014	0,036	0,313	0,584	0,334
	LM2	0,064	0,014	0,036	0,313	0,584	0,334
Ponta Negra	LF	0,181	0,007	0,114	0,258	0,495	0,275
	LM1	0,890	0,028	0,567	0,729	1,223	0,768
	LM2	0,479	0,019	0,304	0,500	0,932	0,537
Santo Antônio	LF	0,591	0,023	0,352	0,428	0,307	0,460
	LM1	0,554	0,038	0,329	0,610	0,550	0,652
	LM2	0,222	0,022	0,129	0,374	0,381	0,402

## 5.5. Cálculos das Constantes de Decaimento Bacteriano ( $K_b$ ) para os Sistemas Monitorados

É importante destacar que a aplicação de alguns valores de  $d$  obtidos anteriormente não resultou em resultados satisfatórios para alguns sistemas, ou seja, algumas das equações utilizadas não apresentaram resultados válidos para a obtenção dos  $K_b$  calculados. Isso ocorreu devido à aplicação de determinadas equações não ser viável para os tipos de sistemas estudados.

As equações propostas por Von Sperling (1999) (equação 9), Yanez (1993) (equação 7) e Agunwamba *et. al.* (1992) modificada por Von Sperling (1996) (equação 8) foram as que apresentaram resultados de  $d$  satisfatórios a estimativa do  $K_b$  calculado, sob o regime de fluxo disperso. Já as equações que não apresentaram resultados válidos para a maior parte dos reatores foram as de Fisher (1967) (equação 3) e Liu (1977) (equação 4). Quando se utilizou alguns números de dispersão oriundos dessas últimas equações, não foram obtidas as concentrações de saída reais dos reatores, já que em muitas vezes os valores de  $K_b$  foram negativos ou extremos. A equação proposta por Polprasert & Bhattarai (1985) (equação 5) não se adequou em alguns reatores, gerando valores de  $K_b$  calculados inválidos, mas ainda assim, esses resultados serão apresentados, já que isso não ocorreu em cerca de 60% dos sistemas.

Com base nos cálculos de  $K_b$  empíricos realizados verificou-se que equação proposta por Von Sperling (1999) (equação 30) foi a que melhor se adequou aos cálculos, devido não apresentar restrições quanto ao seu uso. A equação proposta por Polprasert *et. al.* (1983) (equação 20) apresentou como maiores restrições de uso a concentração de algas e a carga orgânica, as quais são consideravelmente elevadas nas lagoas monitoradas. Já a proposta por Xu *et. al.* (2002) (equação 27) apresenta como limitação os índices de radiação que, no caso desta pesquisa, não foram medidos nos municípios onde os sistemas monitorados se encontram, mas sim em Natal/RN. A Tabela 17 apresenta as intensidades de luz nos durante os períodos de monitoramento nos sistemas.

**Tabela 17 – Intensidade de luz média durante o período de monitoramento dos sistemas.**

ETE	Intensidade de luz (cal/cm <sup>2</sup> .dia)
Caiçara	961,7
Cemitério	961,5
Cidade	947,9
Coqueiros	977,6
Ilha de Santana	967
Passagem de Pedras	973
Pipa	938,7
Ponta Negra	959,9
Santo Antônio	944,9

Com relação à determinação do  $K_b$  sob o regime de mistura completa utilizaram-se as equações propostas por Marais (1974) (equação 17), Von Sperling (1999) (equação 31) e Mills *et. al.* (1992) (equação 32).

Todos os resultados apresentados são expressos na temperatura de 25 °C. A conversão dos resultados da temperatura de 20 °C para a de 25 °C foi feita utilizando-se o fator de correção para temperatura ( $\theta$ ) igual a 1,07.

A Tabela 18 apresenta os resultados dos  $K_b$  empíricos obtidos a partir das Equações 30, 27 e 20, respectivamente.

**Tabela 18 – Valores médios de  $K_b$  empíricos, para o regime de fluxo disperso, nos sistemas estudados.**

ETE	Lagoa	$K_b$ (d <sup>-1</sup> ) Von Sperling (1999)	$K_b$ (d <sup>-1</sup> ) Xu <i>et. al.</i> (2002)	$K_b$ (d <sup>-1</sup> ) Polprasert <i>et. al.</i> (1983)
Caiçara	LF	0,344	0,067	-0,054*
	LM1	0,510	0,069	-0,389*
	LM2	0,507	0,220	-0,517*
Cemitério	LF	0,369	0,417	0,440*
	LM1	0,631	1,037	-0,002*
	LM2	0,756	2,681	0,079*
Cidade	LF	0,317	0,297	-0,484*
	LM1	0,765	0,489	-1,514*
	LM2	0,791	1,180	-1,238*
Coqueiros	LF	0,246	0,036	0,671*
	LM1	0,339	0,036	0,457*
	LM2	0,339	0,036	0,327*
Ilha de Santana	LF	0,313	0,090	0,150*
	LM1	0,641	0,193	-0,130*
	LM2	0,647	0,204	-0,290*
Passagem de Pedras	LF	0,173	0,277	0,604

	LM1	0,324	0,582	0,616
	LM2	0,324	0,377	0,650
Pipa	LF	0,291	0,069	0,131*
	LM1	0,714	0,173	-1,364*
	LM2	0,714	0,173	-0,917*
Ponta Negra	LF	0,296	0,100	0,228*
	LM1	0,512	0,261	0,026*
	LM2	0,513	0,370	0,007*
Santo Antônio	LF	0,187	0,201	0,496
	LM1	0,409	0,712	0,363*
	LM2	0,417	0,250	0,540

\* Valores inconsistentes, devido os limites de carga orgânica serem superiores ao estabelecido na equação 20.

É importante destacar que os valores obtidos segundo Polprasert *et. al.* (1983) para a ETE Caiçara não estão dentro das condições preconizadas para o cálculo a partir dessa equação, já que as cargas são superiores a 375 kgDQO/ha.d. As taxas de decaimento bacteriano obtidas a partir da equação proposta por Xu *et. al.* (2002) foram baixas em relação à proposta por Von Sperling (1999).

Os resultados de  $K_b$  na ETE Cemitério foram divergentes entre as equações utilizadas. As taxas obtidas através da equação de Von Sperling (1999) e Xu *et. al.* (2002) tenderam ao crescente aumento conforme o tratamento, mas nesta última os valores foram maiores, principalmente, devido às concentrações de sólidos suspensos voláteis e a intensidade de luz no período em que esse sistema foi monitorado. Todos os  $K_b$  obtidos através de Polprasert *et. al.* (1983) não estão adequados às condições preconizadas pelo autor, e os baixos valores estão relacionados às altas cargas nas lagoas.

A ETE Cidade apresentou  $K_b$  empíricos, calculados por Von Sperling (1999), semelhantes aos da ETE Cemitério, os quais tenderam a aumentar no decorrer do tratamento. Calculando-se através de Xu *et. al.* (2002) as taxas também se mostraram crescentes, mas os valores foram diferentes daqueles obtidos pela primeira equação. Assim como os sistemas mencionados, nessa ETE a equação proposta por Polprasert *et. al.* (1983) não foi adequada, onde os  $K_b$  obtidos foram negativos, devido esse sistema possuir as maiores quantidades de carga registrada.

Os índices de  $K_b$  teórico, calculados através da equação de Von Sperling (1999), na ETE Coqueiros foram pouco variáveis entre as lagoas, apresentando valores iguais para ambas as lagoas de maturação, já que as mesmas apresentam

profundidades e TDH iguais. Os  $K_b$  empíricos calculados por meio de Xu *et. al.* (2002) foram praticamente iguais entre as lagoas desse sistema, já que a atenuação da luz não variou entre os reatores.

A ETE Ilha de Santana apresentou  $K_b$  empíricos segundo Von Sperling (1999), iguais nas lagoas de maturação ( $0,647 \text{ d}^{-1}$ ), devido os mesmos fatores mencionados para a ETE Coqueiros. Os valores das taxas de decaimento bacteriano com base em Xu *et. al.* (2002) foram baixos, e em nenhuma das lagoas o  $K_b$  empírico proposto por Polprasert *et. al.* (1983) foi adequado às condições exigidas pelo autor.

A ETE Passagem de Pedras foi a que apresentou os menores valores de  $K_b$  empíricos calculados por Von Sperling (1999) ( $0,173 \text{ d}^{-1}$  na LF,  $0,324 \text{ d}^{-1}$  na LM1 e na LM2), justamente devido esse sistema apresentar maior TDH em relação aos demais. Houve uma semelhança entre o  $K_b$  da LM2 ( $0,377 \text{ d}^{-1}$ ), quando calculado por Xu *et. al.* (2002), e o mencionado anteriormente. Todos os reatores se enquadraram nas condições exigidas para o cálculo da taxa de decaimento de bactérias proposta por Polprasert *et. al.* (1983), sendo obtidos os valores de  $0,604 \text{ d}^{-1}$  na LF,  $0,616 \text{ d}^{-1}$  na LM1 e  $0,650 \text{ d}^{-1}$  na LM2.

Na ETE Pipa os  $K_b$  teóricos nas lagoas de maturação foram iguais ( $0,714 \text{ d}^{-1}$ ), quando calculados por Von Sperling (1999), bem como foram maiores do que os identificados na LF ( $0,291 \text{ d}^{-1}$ ). O mesmo também ocorreu quando se calcula através de Xu *et. al.* (2002), entretanto, os valores são menores ( $0,069 \text{ d}^{-1}$  em LF, e  $0,713 \text{ d}^{-1}$  em LM1 e LM2). O cálculo através de Polprasert *et. al.* (1983) também não foi adequado para esse sistema.

A ETE Ponta Negra apresentou  $K_b$  na LF correspondente a  $0,296 \text{ d}^{-1}$ , havendo pouca diferença entre os obtidos nas lagoas de maturação ( $0,512 \text{ d}^{-1}$  na LM1, e  $0,513 \text{ d}^{-1}$  na LM2). Através de Xu *et. al.* (2002) verificou-se que os valores foram menores do que os comentados anteriormente, mas com tendência a aumento conforme o tratamento, com  $0,100 \text{ d}^{-1}$  na LF,  $0,261 \text{ d}^{-1}$  na LM1, e  $0,370 \text{ d}^{-1}$  na LM2. Também não foram obedecidas as condições dos efluentes de forma a se enquadrar segundo Polprasert *et. al.* (1983).

E, na ETE Santo Antônio os valores de  $K_b$  teóricos calculados a partir de Von Sperling (1999), tenderam a aumentar, mas com pouca diferença entre as lagoas de maturação. Esses  $K_b$  foram baixos, devido o elevado TDH presente nesse sistema, onde a LF apresentou  $K_b$  igual a  $0,187 \text{ d}^{-1}$ , LM1 igual  $0,409 \text{ d}^{-1}$ , e LM2 igual a  $0,417$

$d^{-1}$ . Os  $K_b$  obtidos a partir de Xu *et. al.* (2002) aumentaram entre a LF e a LM1, mas reduziu na LM2, em virtude da elevada quantidade de algas na camada onde o efluente é coletado, reduzindo o coeficiente de atenuação da luz nesse ponto. Para o cálculo através de Polprasert *et. al.* (1983), obteve-se  $K_b$  igual a  $0,496 d^{-1}$  na LF, e  $0,540 d^{-1}$  na LM2.

A partir do exposto, observa-se que quando o  $K_b$  empírico é calculado através da equação elaborada Von Sperling (1999), os valores obtidos nas lagoas facultativas são menores do que aqueles obtidos nas lagoas de maturação, devido estas possuírem profundidades e TDH menores. Os valores de  $K_b$  obtidos com a equação de Xu *et. al.* (2002) não obedeceram a uma ordem crescente nos sistemas, pois o único fator levado em consideração nesse cálculo é a taxa de incidência de luz e o coeficiente de atenuação da luz, o qual é calculado a partir da concentração de algas (sólidos suspensos voláteis) que é bastante variável. Já o  $K_b$  quando calculado por Polprasert *et. al.* (1983) possui como fatores influenciadores a carga orgânica e a concentração de algas; no entanto, como as cargas nesses sistemas são elevadas em muitos reatores não foram obtidos  $K_b$  consistentes.

É importante salientar que esses valores de  $K_b$  empíricos não geraram concentrações de bactérias semelhantes às encontradas durante o monitoramento dos sistemas. Demonstrando que o uso dessas equações deve ser feito com cautela por parte do projetista, já que muitos são os fatores que influenciam sistemas naturais como as lagoas de estabilização, conforme descrito por Andrade Neto (1997). Além disso, outro fator que influencia o decaimento bacteriano são as condições operacionais desses sistemas, tornando-se difícil a quantificação de sua influência na taxa de mortalidade de microorganismos.

Mediante isso, foram estimados os valores de  $K_b$  calculado para o regime de fluxo disperso, a partir de dados reais, considerando as equações de Von Sperling (1999), Yanez (1993), Polprasert & Bhattarai (1985) e Agunwamba *et. al.* (1992) modificada por Von Sperling (1996). Os resultados de  $K_b$  calculado são apresentados na Tabela 19.

Tabela 19 – Valores médios de  $K_b$  calculado a partir de dados reais, para o regime de fluxo disperso, nos sistemas estudados.

ETE	Lagoa	Von Sperling (1999)		Yanez (1993)		Polprasert & Bhattarai (1985)		Agunwamba <i>et. al.</i> (1992) modificada por Von Sperling (1996)	
		$K_b$ ( $d^{-1}$ ) CTerm	$K_b$ ( $d^{-1}$ ) Ent.	$K_b$ ( $d^{-1}$ ) CTerm	$K_b$ ( $d^{-1}$ ) Ent.	$K_b$ ( $d^{-1}$ ) CTerm	$K_b$ ( $d^{-1}$ ) Ent.	$K_b$ ( $d^{-1}$ ) CTerm	$K_b$ ( $d^{-1}$ ) Ent.
Caiçara	LF	0,277	0,324	0,260	0,304	0,114	0,140	0,189	0,224
	LM1	0,568	0,692	0,545	0,664	0,175	0,237	0,448	0,550
	LM2	0,434	0,701	0,416	0,674	0,108	0,243	0,333	0,551
Cemitério	LF	0,369	0,301	0,348	0,284	0,310	0,252	0,240	0,194
	LM1	0,170	0,423	0,149	0,391	*	*	0,127	0,358
	LM2	0,343	0,233	0,617	0,201	*	*	0,634	0,211
Cidade	LF	0,662	0,949	0,623	0,893	0,069	0,166	0,634	0,909
	LM1	0,253	0,224	0,188	0,161	*	*	0,567	0,533
	LM2	-0,032	-0,151	-0,098	-0,217	*	*	0,299	0,169
Coqueiros	LF	0,500	0,439	0,473	0,414	0,269	0,234	0,398	0,349
	LM1	0,422	0,758	0,469	0,839	0,249	0,461	0,338	0,612
	LM2	0,348	0,634	0,387	0,703	0,201	0,384	0,277	0,512
Ilha de Santana	LF	0,359	0,637	0,333	0,597	0,036	0,169	0,55	0,953
	LM1	0,508	0,866	0,458	0,799	*	*	0,993	1,549
	LM2	0,725	1,799	0,666	1,685	*	0,076	1,330	3,069
Passagem de Pedras	LF	0,074	0,090	0,069	0,084	0,055	0,068	0,049	0,061
	LM1	0,372	0,466	0,358	0,449	0,403	0,505	0,279	0,350
	LM2	0,159	0,080	0,153	0,076	0,173	0,088	0,116	0,053
Pipa	LF	0,267	0,449	0,248	0,420	*	0,027	0,299	0,498
	LM1	0,100	0,374	0,042	0,305	*	*	0,555	0,930
	LM2	0,330	0,115	0,263	0,056	*	*	0,869	0,575
Ponta Negra	LF	0,218	0,288	0,200	0,268	*	0,005	0,404	0,515
	LM1	0,451	0,693	0,429	0,662	0,332	0,528	0,682	1,026
	LM2	0,386	0,988	0,356	0,928	0,155	0,558	0,645	1,560
Santo Antônio	LF	0,065	0,175	0,060	0,164	0,048	0,137	0,040	0,120
	LM1	0,373	0,483	0,352	0,456	0,18	0,246	0,32	0,417
	LM2	0,126	0,115	0,111	0,101	*	*	0,115	0,104

\* Valores inconsistentes.

Quando se estima o  $K_b$  calculado nos reatores da ETE Caiçara, nota-se que em algumas lagoas esses valores são semelhantes aos  $K_b$  teóricos. O uso do número de dispersão proposto pela equação de Von Sperling (1999) foi o que apresentou maiores resultados tanto para coliformes termotolerantes como para *Enterococcus* sp. Os  $K_b$  calculados de *Enterococcus* sp. foram maiores do que os verificados para coliformes termotolerantes, indicando que estes organismos são mais resistentes às condições físico-químicas e biológicas presentes nesses reatores. Os valores de  $K_b$  obtidos a partir de Von Sperling (1999) e Yanez (1993) foram semelhantes, enquanto que a equação de Polprasert & Bhattarai (1985) geraram os menores valores.

Em geral, na ETE Cemitério as taxas de decaimento bacteriano calculadas a partir de dados reais foram menores do que as obtidas através de equações empíricas. A LM1 foi o único reator onde o  $K_b$  calculado de coliformes termotolerantes apresentou-se menor que o de *Enterococcus* sp. O uso da equação de Polprasert & Bhattarai (1985) não apresentou valores de  $K_b$  calculado válidos, ou seja, os resultados foram negativos, extremos ou não atingiram as concentrações efluentes dos reatores, neste caso LM1 e LM2.

A lagoa facultativa da ETE Cidade apresentou grande parte dos  $K_b$  calculados maior do que os obtidos através de equações empíricas, apesar de esse sistema receber as maiores cargas orgânicas. Atribui-se isso a remoção de espuma da superfície da lagoa que é realizada todo dia, fazendo com que uma parte da matéria orgânica seja constantemente removida do sistema, além de isso influenciar na passagem de luz para a massa líquida. Outro fator que pode explicar a ocorrência desse fato é a profundidade real da lagoa que, provavelmente, é menor do que a adotada nessa pesquisa (1,5m), já que não se teve acesso ao projeto construtivo, e nem foi possível verificar sua dimensão.

Assim como na ETE Cemitério, não foram obtidos valores de  $K_b$  calculado válidos para LM2 da ETE Cidade. Esse reator apresentou  $K_b$  negativos devido à inserção da espuma retirada das lagoas ser realizada na única caixa de passagem onde o efluente era coletado. A equação de Agunwamba *et. al.* (1992) modificada por Von Sperling (1996) foi a única em que os  $K_b$  de coliformes termotolerantes e *Enterococcus* sp. não foram negativos, e os resultados gerados através do uso dessa equação foram um dos maiores calculados para esse sistema.

Na ETE Coqueiros a LF apresentou índices de  $K_b$  calculado menores para *Enterococcus* sp., quando os mesmos são comparados com os obtidos para coliformes termotolerantes. Quando se analisa os resultados desse  $K_b$  nas lagoas de maturação a situação se inverte, principalmente, devido o aumento nas concentrações de OD, um dos principais fatores que influenciam na morte dos *Enterococcus* sp. A ETE Coqueiros é um sistema que apresenta um TDH teórico elevado em todos os reatores, entretanto, cerca de metade da profundidade desse sistema possui lodo compactado nas camadas profundas, o que tende a reduzir o TDH real, assim como a profundidade efetiva das lagoas. Assim, tal fato pode ter sido um dos responsáveis pela obtenção de  $K_b$  calculados maiores do que os teóricos, considerando a maior parte dos números de dispersão utilizados.

A ETE Ilha de Santana apresenta elevados índices de salinidade, que também tende a aumentar a taxa de decaimento bacteriano, principalmente com relação aos *Enterococcus* sp., pois nesse sistema os  $K_b$  calculados para esses organismos foram os maiores identificados. Grande parte dos  $K_b$  calculados foi maior do que os teóricos, mas o uso da equação de Polprasert & Bhattarai (1985) não apresentou resultados de  $K_b$  válidos para alguns reatores. Apesar de o sistema possuir uma das maiores cargas orgânicas, os resultados de  $K_b$  foram satisfatórios para as condições da estação.

Como a ETE Passagem de Pedras é o sistema que possui o maior TDH, bem como recebe as menores cargas orgânicas e de microorganismos, os valores de  $K_b$  foram, em geral, os menores identificados para os dois tipos de bactérias estudadas. Quando esses valores são comparados com os teóricos, constata-se que a maior parte dos  $K_b$  calculados é menor do que os obtidos empiricamente. Obviamente, que se deve considerar os índices elevados de temperatura, pH e OD, os quais influenciaram na mortandade bacteriana, principalmente, devido o alto tempo de exposição a esses fatores.

Na ETE Pipa os  $K_b$  para coliformes termotolerantes foram menores do que os para *Enterococcus* sp., com exceção dos observados na LM2. Houve certa semelhança entre os valores de  $K_b$  obtidos por meio dos números de dispersão calculados através de Von Sperling (1999) e Yanez (1993), sendo isso verificado em boa parte dos resultados referentes aos outros sistemas. Os maiores valores dos  $K_b$  calculado foram verificados através do uso da equação de Agunwamba *et. al.* (1992) modificada por Von Sperling (1996). Não foram obtidos resultados válidos a partir da

equação de Polprasert & Bhattarai (1985) para os dados de coliformes termotolerantes, e somente na LF foi obtido o  $K_b$  para *Enterococcus* sp.

A ETE Ponta Negra apresentou resultados de  $K_b$  maiores para os *Enterococcus* sp., com os valores obtidos a partir de Von Sperling (1999) semelhantes aos de Yanez (1993). Não foi obtido um resultado de  $K_b$  calculado válido para coliformes termotolerantes a partir da equação de Polprasert & Bhattarai (1985), sendo esses resultados os menores identificados para esse sistema. Os maiores resultados de  $K_b$  foram os obtidos através da equação de Agunwamba *et. al.* (1992) modificada por Von Sperling (1996). Em geral, os resultados de  $K_b$  calculado para coliformes termotolerantes foram menores do que os teóricos, enquanto que para *Enterococcus* sp. ocorreu o inverso.

Na ETE Santo Antônio os resultados de  $K_b$  calculado foram baixos em relação aos teóricos, principalmente na LF. Esses valores baixos são em virtude do alto TDH nos reatores. Assim como a maior parte dos sistemas estudados, os valores de  $K_b$  para *Enterococcus* sp. foram maiores do que os para coliformes termotolerantes, com exceção dos obtidos na LM2, mas ainda assim a diferença entre eles foi baixa.

Em média, o  $K_b$  calculado a partir de dados reais para coliformes termotolerantes nas lagoas facultativas foi de  $0,31 \text{ d}^{-1}$ , e em ambas as lagoas de maturação foram de  $0,35 \text{ d}^{-1}$ . Para *Enterococcus* sp. a média nas LF foi de  $0,40 \text{ d}^{-1}$ , nas LM1 foi igual a  $0,55 \text{ d}^{-1}$ , e nas LM2 correspondeu a  $0,58 \text{ d}^{-1}$ . No cálculo dessas médias não foram considerados os  $K_b$  para a LM2 da ETE Cidade, em virtude dos mesmos serem negativos.

Conforme mencionado, foi feita consulta a alguns dos projetos dos sistemas estudados, como o das ETES Caiçara, Pipa e Ponta Negra; entretanto, somente no da ETE Ponta Negra é mencionado o valor da taxa de decaimento bacteriano utilizada no dimensionamento das lagoas, a qual foi de  $6,20 \text{ d}^{-1}$  para os três reatores, considerando o regime de mistura completa. A literatura recomenda que esse valor seja utilizado em lagoas facultativas primárias rasas, que não é o caso dessa estação. Além disso, esse  $K_b$  está acima do recomendado para lagoas de maturação com profundidade de 1,5 m; a literatura também recomenda que esse valor seja de  $3 \text{ d}^{-1}$ .

Verifica-se que os resultados de  $K_b$  obtidos em escala real são menores do que aqueles averiguados em escala piloto devido, principalmente, ao controle dos aspectos operacionais como a vazão, o TDH e as concentrações afluentes, que os

sistemas em escala piloto são submetidos, diferentemente dos em escala real. Os experimentos de Silva & Mara (1979) demonstram isso, já que foram obtidos valores médios de  $K_b$  para coliformes fecais, em lagoas facultativas primárias, correspondendo a  $9,5 \text{ d}^{-1}$ . E, em lagoas de maturação que funcionavam numa série composta por lagoa anaeróbia, seguida de lagoa facultativa secundária e três lagoas de maturação, o valor do  $K_b$  foi de  $4,21 \text{ d}^{-1}$ .

Apesar do regime de mistura completa não ser o mais adequado para o dimensionamento de lagoas de estabilização, muitos projetistas consideram tal regime para dimensionar os sistemas. E, muito provavelmente, essa realidade está presente na concepção dos projetos de lagoas de estabilização no RN, já que são consideradas eficiências de remoção bacteriana elevadas em sistemas como os monitorados, e que jamais chegarão a remover a quantidade mencionada nos projetos. É fundamental considerar que os problemas operacionais interferem no desempenho dos sistemas, e conseqüentemente no  $K_b$ , mas também é importante destacar que a formulação de um projeto inadequado ao funcionamento de um sistema influencia ainda mais em seu funcionamento.

Os resultados de  $K_b$  calculados a partir dos dados reais apresentados neste trabalho devem ser utilizados com cautela no tocante a sua adoção como critérios de dimensionamento de lagoas de estabilização, pois os sistemas avaliados apresentam inúmeros déficits operacionais que tendem a reduzir a taxa de decaimento bacteriano. Os principais problemas operacionais são a sobrecarga orgânica e o TDH acima do preconizado em projetos. Assim, mesmo que algumas lagoas apresentem cargas orgânicas de acordo com o mencionado na literatura, estas não possuem TDH teórico na faixa que deveria ser, e vice-versa.

A fim de comparar os resultados dos  $K_b$  no regime de fluxo disperso obtidos anteriormente, foram calculados os  $K_b$  para o regime de mistura completa que são apresentados na Tabela 20.

**Tabela 20 – Valores médios de  $K_b$  empíricos para o regime de mistura completa nos sistemas estudados.**

ETE	Lagoa	Marais (1974)	Yanez (1993)	Von Sperling (1999)	Mills <i>et. al.</i> (1992)
Caiçara	LF	6,205	1,543	3,406	1,535
	LM1			1,058	
	LM2			1,058	
Cemitério	LF			2,507	
	LM1			1,228	
	LM2			1,393	
Cidade	LF			3,437	
	LM1			1,384	
	LM2			1,426	
Coqueiros	LF			9,809	
	LM1			1,099	
	LM2			1,099	
Ilha de Santana	LF			5,883	
	LM1			1,215	
	LM2			1,217	
Passagem de Pedras	LF			161	
	LM1			2,395	
	LM2			2,395	
Pipa	LF			8,169	
	LM1			1,348	
	LM2			1,348	
Ponta Negra	LF	11,8			
	LM1	1,062			
	LM2	1,176			
Santo Antônio	LF	66			
	LM1	1,441			
	LM2	2,135			

Observa-se, em geral, que os valores de  $K_b$  para mistura completa são maiores do que os verificados no fluxo disperso na maior parte dos sistemas, já que na grande maioria dos casos, consideram-se somente os dados de temperatura, como as equações de Marais (1974), Yanez (1993) e Mills *et. al.* (1992). A equação de Von Sperling (1999) leva em consideração outros fatores, como profundidade, comprimento, largura e TDH, mas para determinadas situações onde o TDH é elevado ela tende a maximizar os valores de  $K_b$ .

Os sistemas estudados apresentam determinadas peculiaridades que influenciam no decaimento bacteriano, mas o fator preponderante nessa dinâmica é um, praticamente, desconsiderado na maior parte das equações empíricas: a

quantidade de matéria orgânica. A literatura considera como fatores preponderantes nessa dinâmica aqueles que influenciam diretamente na morte da célula bacteriana, como pH, OD, temperatura, luminosidade, profundidade, dispersão da luz na camada líquida e TDH. Todavia, pouco se comenta sobre a influência da matéria orgânica, a qual quando se encontra elevada não favorece o aumento do  $K_b$  devido a pouca variação desses parâmetros em detrimento da morte bacteriana. E isso é bastante comum em sistemas de lagoas de estabilização no Brasil.

Dessa forma, a fim de se verificar quais os fatores que mais influenciam na morte de bactérias fecais nesses sistemas, foram feitas análises de regressão linear e múltipla, as quais são explanadas a seguir.

### **5.6. Análises de Regressão nos Sistemas Monitorados**

As análises de regressão indicaram que existe uma razoável relação entre a concentração de bactérias fecais, bem como dos  $K_b$  calculados para os reatores com alguns dos parâmetros influenciadores no decaimento bacteriano, sendo o coeficiente de correlação ( $r$ ) maior do que 0,5 e o coeficiente de determinação ( $r^2$ ) superior a 0,4. Além disso, o teste se mostrou significativo na maior parte das correlações analisadas, onde o valor de  $p$  é menor que 0,05. Notou-se que as maiores correlações são entre as concentrações bacterianas e os demais parâmetros, enquanto que as correlações menores foram observadas entre estes e as taxas de decaimento bacteriano, justamente devido às influências dos demais parâmetros utilizados no cálculo do  $K_b$  como, por exemplo, a estimativa do número de dispersão.

A partir dos resultados de regressão linear, realizaram-se testes de regressão múltipla, com o intuito de mostrar qual (ais) parâmetro (s) influenciam mais fortemente tanto as concentrações bacterianas como o  $K_b$ . Esses resultados foram importantes, pois eles indicaram o que era de significância maior para o decaimento bacteriano nos diferentes reatores estudados. Assim, os testes possibilitaram a formulação de equações específicas para as lagoas facultativas e as de maturação, tendo-se como base para isso os parâmetros monitorados, condicionantes construtivos e hidráulicos das lagoas. A Tabela 21 apresenta os valores dos índices de correlação ( $r$ ) e dos coeficientes de determinação ( $r^2$ ) obtidos para os parâmetros com correlações significativas nos sistemas.

**Tabela 21 – Resultados dos índices de correlação (r) e coeficientes de determinação (r<sup>2</sup>) significativos para as análises de regressão linear nos sistemas monitorados.**

ETE	Parâmetro Bacteriológico	TDH (d)		DQO (mg/l)		Carga orgânica (kgDBO <sub>5</sub> /ha.d)		Profundidade (m)		pH	
		r	r <sup>2</sup>	r	r <sup>2</sup>	r	r <sup>2</sup>	r	r <sup>2</sup>	r	r <sup>2</sup>
Caiçara	(1)	-0,84	0,71	0,69	0,48	0,74	0,5	0,7	0,5	-	-
	(2)	-0,9	0,9	0,6	0,44	0,8	0,67	0,76	0,58	-	-
Cemitério	(1)	-0,8	0,64	0,68	0,47	-	-	-	-	0,6	0,41
	(2)	-0,84	0,72	0,72	0,5	-	-	-	-	0,69	0,48
Cidade	(1)	-0,8	0,64	0,74	0,54	-	-	-	-	-	-
	(2)	-0,84	0,71	0,75	0,57	-	-	-	-	-	-
Coqueiros	(1)	-0,89	0,79	0,71	0,51	-	-	-	-	-	-
	(2)	-0,89	0,8	0,73	0,53	-	-	-	-	-	-
Ilha de Santana	(1)	-0,89	0,8	0,79	0,62	-0,74	0,55	-	-	-	-
	(2)	-0,95	0,91	0,84	0,71	-0,93	0,87	-	-	-0,71	0,51
Passagem de Pedras	(1)	-0,84	0,71	-	-	-	-	-	-	-0,68	0,47
	(2)	-0,92	0,85	-	-	-	-	0,85	0,72	-0,72	0,52
Pipa	(1)	-0,75	0,57	0,64	0,41	-	-	-	-	-	-
	(2)	-0,9	0,81	0,87	0,76	-	-	-	-	-	-
Ponta Negra	(1)	-0,82	0,68	-	-	-	-	-	-	-	-
	(2)	0,94	0,89	-	-	-	-	-	-	-	-
Santo Antônio	(1)	-0,81	0,66	0,74	0,55	-	-	-	-	-	-
	(2)	-0,91	0,82	0,82	0,67	-	-	0,73	0,53	-	-

Leia-se: (1) Log coliformes termotolerantes (NMP/100ml); (2) Log *Enterococcus* sp. (UFC/100ml)

Nas correlações realizadas com as concentrações bacterianas, verificou-se que o TDH é um dos fatores de maior importância nos sistemas, apresentando índices de correlação que variam de -0,75 a -0,89 para coliformes termotolerantes, e -0,84 a -0,95 para *Enterococcus* sp. A ETE que apresentou maior correlação, tanto para coliformes termotolerantes como para *Enterococcus* sp., foi a Ilha de Santana. A ETE Pipa foi a que apresentou menor índice de correlação entre coliformes termotolerantes e TDH, enquanto que para *Enterococcus* sp. isso ocorreu na ETE Cidade.

A DQO foi outro fator que apresentou boas correlações nas ETEs, com exceção da ETE Passagem de Pedras. Os resultados dos coeficientes de correlação deste parâmetro com os microbiológicos variaram de 0,64 (na ETE Pipa) a 0,79 (na ETE Ilha de Santana) para coliformes termotolerantes, e de 0,6 (na ETE Caiçara) a 0,87 (na ETE Pipa) para *Enterococcus* sp.

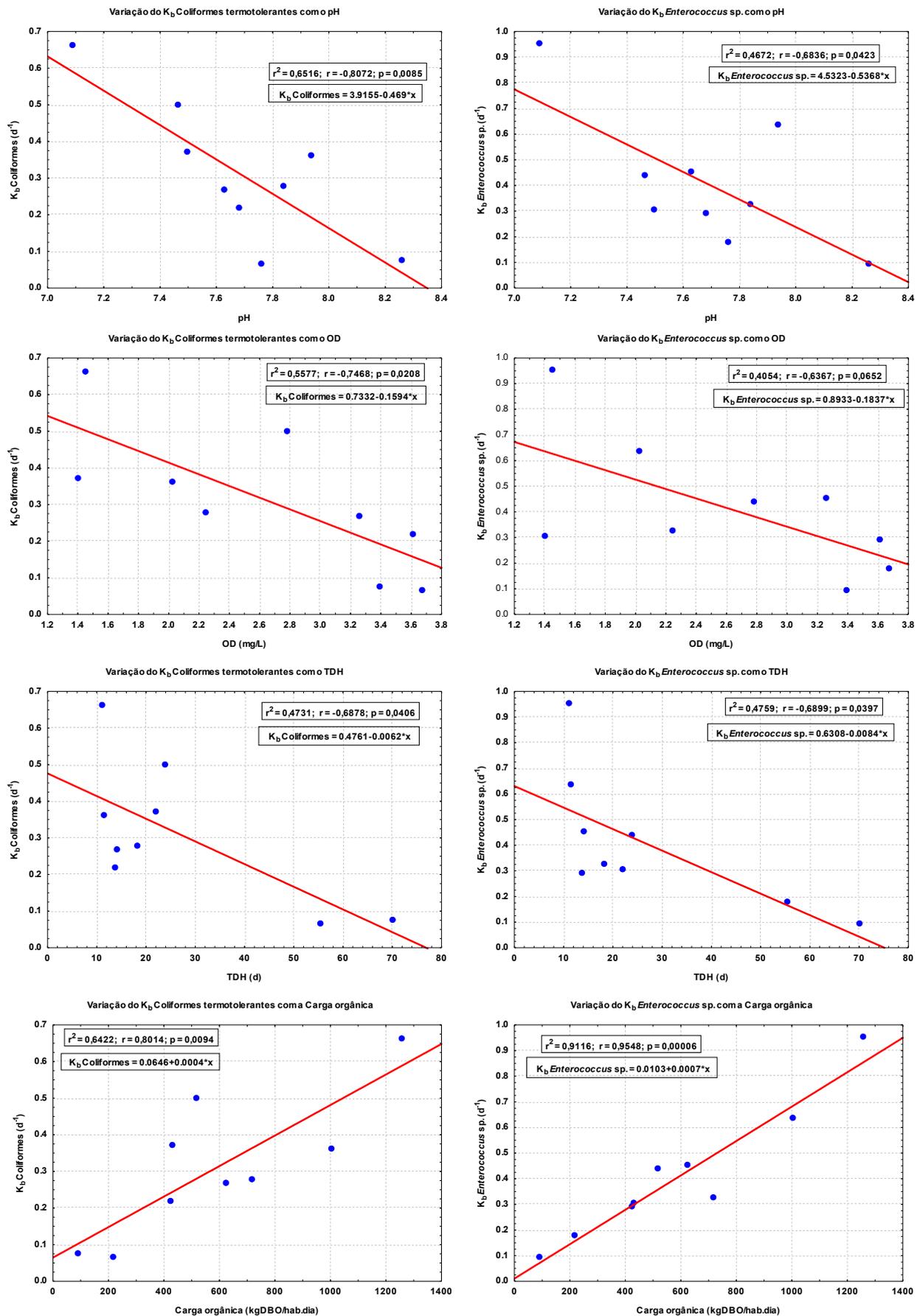
Outros parâmetros apresentaram bons índices de correlação, mas não foram evidentes em todos os sistemas. A carga orgânica, por exemplo, apresentou correlações significativas nas ETEs Caiçara e Ilha de Santana, para ambos os parâmetros bacteriológicos. Para os coliformes termotolerantes os índices foram semelhantes, 0,74; e para *Enterococcus* sp. os índices foram de 0,8 para a primeira, e 0,93 para a segunda. A profundidade e o pH também foram parâmetros que apresentaram correlações significativas em alguns sistemas.

Os resultados apresentados foram importantes para se verificar e corroborar quais condições predominantes nos sistemas que influenciaram na morte das bactérias fecais. Entretanto, é ainda mais importante avaliar quais dessas condições foram predominantes nos reatores individuais (LF, LM1 e LM2). Dessa forma, também foram realizadas análises de regressão para coliformes termotolerantes e *Enterococcus* sp., avaliando quais parâmetros apresentam correlação significativa com as quantificações bacterianas nos grupos de reatores. No entanto, em nenhum dos reatores foram obtidas correlações significativas para as concentrações de bactérias com os demais parâmetros.

Como não foram obtidos resultados satisfatórios nesse teste, avaliou-se a possível existência de correlação entre os valores de  $K_b$  calculado obtidos nos reatores com os demais parâmetros, por meio da regressão linear. Nessa análise foram utilizados os  $K_b$  calculados (na temperatura de 25 °C) a partir da equação do  $d$  proposta por Von Sperling (1999) (ver Tabela 19). Utilizaram-se tais dados devido a maior segurança para nos valores de  $d$  gerados, bem como por serem, em geral, mais semelhantes aos obtidos através das equações empíricas para fluxo disperso. Os resultados médios de  $K_b$  foram analisados agrupando-se os reatores, ou seja, as categorias de lagoas (LF, LM1 e LM2), independentemente das ETEs.

As análises envolvendo as lagoas facultativas indicaram como parâmetros de significativa influência na morte bacteriana o pH, o OD, o TDH, e a carga orgânica. O único parâmetro que não foi significativo para ambos os tipos de bactérias foi o OD, o qual apresentou o  $p$  acima de 0,05 para *Enterococcus* sp.; a carga orgânica foi a que apresentou maiores índices de correlação para os dois parâmetros microbiológicos. A Figura 11 apresenta os gráficos de correlação linear obtidos para as análises envolvendo os  $K_b$  e os demais parâmetros nas lagoas facultativas estudadas.

Figura 11 – Análises de regressão linear dos parâmetros com os maiores índices de correlação para as LF.



Constatou-se que nas lagoas facultativas os parâmetros que influenciam mais significativamente o  $K_b$  calculado de coliformes termotolerantes foi o pH e a carga orgânica, conforme o indicado na análise de regressão linear. A equação 37 representa a relação existente entre esses parâmetros com a taxa de decaimento bacteriano para coliformes termotolerantes.

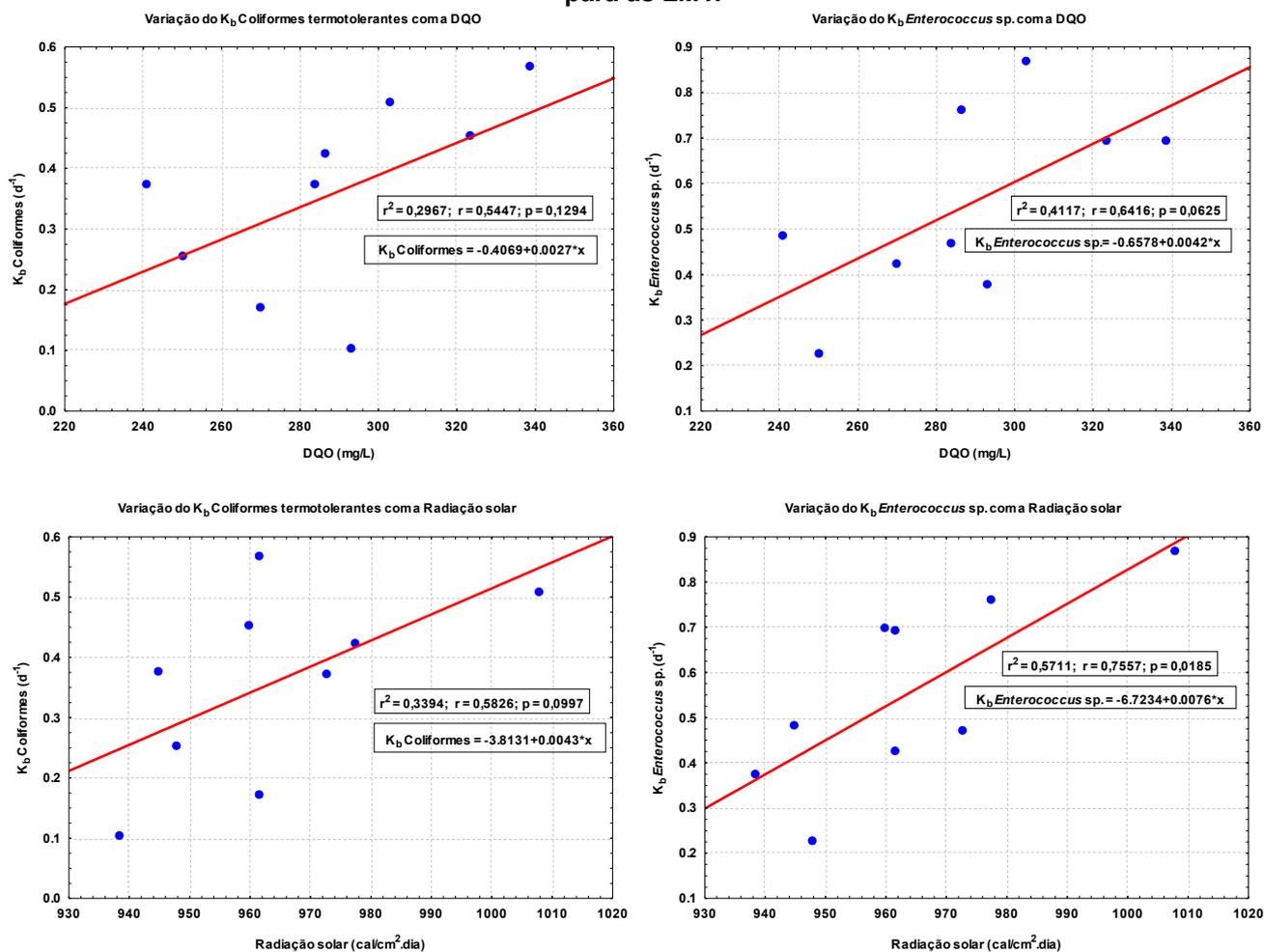
$$K_b(\text{coliformes termotolerantes}) = 2,486 - 0,52.pH + 0,509.Carga\ orgânica \quad (37)$$

Para os *Enterococcus* sp. obteve-se a equação 38, onde somente um parâmetro foi significativo, o TDH. A carga orgânica apresentou uma forte correlação, mas não foi considerada significativa, devido o valor de  $p$  ter se igualado a 0,85.

$$K_b(\text{Enterococcus sp.}) = 0,631 - 0,69.TDH \quad (38)$$

Nas análises de regressão linear para as LM1 não foram observadas correlações significativas entre os resultados de  $K_b$  calculado para coliformes termotolerantes e os demais parâmetros. Além da correlação entre os valores de  $K_b$  para *Enterococcus* sp. e DQO não ter sido significativa ( $p=0,06$ ), a mesma também não foi elevada. Os dados de radiação solar foram os que apresentaram melhores resultados para as correlações com os  $K_b$  de *Enterococcus* sp., todavia, é importante enfatizar que esses dados não foram obtidos nos municípios onde os sistemas se encontram sendo, portanto, sua utilização restrita e a comparação estabelecida pouco confiável. A Figura 12 apresenta os gráficos obtidos nas análises de regressão linear para os parâmetros com maiores índices de correlação.

Figura 12 – Análises de regressão linear dos parâmetros com os maiores índices de correlação para as LM1.



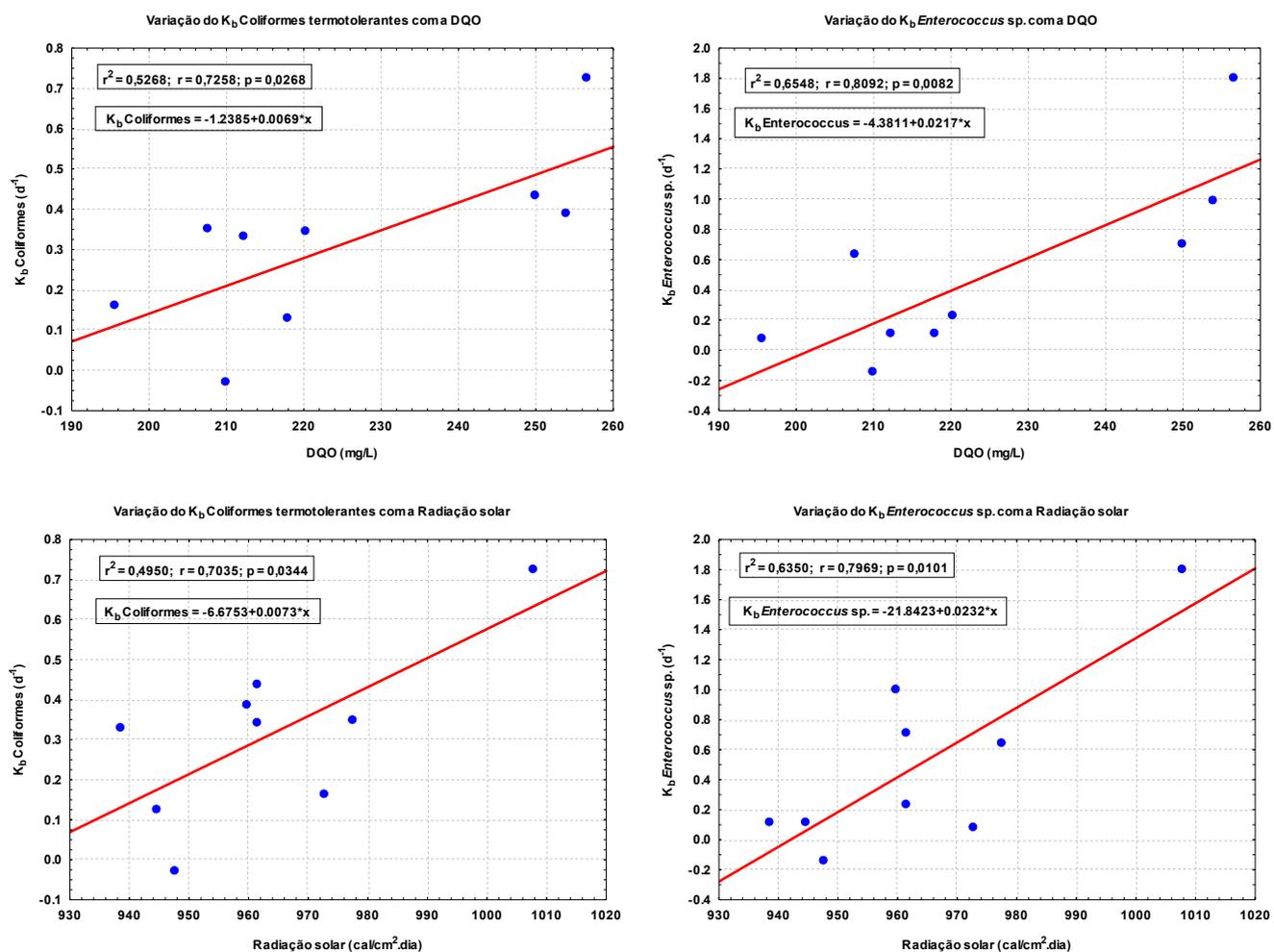
Assim como na regressão linear, não foram obtidas correlações significativas para os valores de  $K_b$  de coliformes termotolerantes, não sendo possível a obtenção de uma equação que represente uma relação entre a variável dependente ( $K_b$ ) e as independentes (demais parâmetros). Já para os *Enterococcus* sp. o único parâmetro efetivamente significativo foi a radiação solar, sendo a equação 39 gerada para essa relação.

$$K_b (\text{Enterococcus sp.}) = -6,723 + 0,756 \cdot \text{Radiação solar} \quad (39)$$

Para as LM2 as correlações entre os  $K_b$  de bactérias também ocorreram com poucos parâmetros. Tanto para coliformes termotolerantes como para *Enterococcus* sp. as correlações significativas ocorreram nas relações com DQO e radiação solar,

sendo os índices de correlação bastante semelhantes. Na Figura 13 podem ser visualizados os gráficos obtidos para as correlações significativas nesses reatores.

**Figura 13 – Análises de regressão linear dos parâmetros com correlação significativa para as LM2.**



As análises de regressão múltipla para os valores de  $K_b$  calculado para coliformes termotolerantes indicaram que a melhor correlação é estabelecida com a radiação solar, já que o  $p$  foi significativo ( $p=0,04$ ) (equação 40). Entretanto, também foi obtida a equação 41, onde a correlação com a DQO é mais forte, mas a mesma não se encontrou dentro do nível de significância, apresentando o  $p$  igual a 0,06.

$$K_b(\text{coliformes termotolerantes}) = -6,675 + 0,704 \cdot \text{Radiação solar} \quad (40)$$

$$K_b(\text{coliformes termotolerantes}) = -1,238 + 0,726 \cdot \text{DQO} \quad (41)$$

Os resultados de  $K_b$  para *Enterococcus* sp. apresentaram correlação significativa apenas com a DQO, havendo a relação verificada na equação 42.

$$K_b(\text{Enterococcus sp.}) = -4,381 + 0,809.DQO \quad (42)$$

Dessa forma, com base no verificado a partir das análises de regressão, constata-se que os fatores de significativa intervenção na taxa de decaimento bacteriano na maior parte dos nove sistemas foram as concentrações de DQO, a carga orgânica e o TDH. Como os sistemas estão sobrecarregados, pouco se verificou influências de pH e OD, tendo-se o tempo de permanência como um dos principais fatores intervenientes na morte bacteriana.



## 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir do exposto neste trabalho, conclui-se que os sistemas de lagoas de estabilização monitorados apresentam peculiaridades operacionais, as quais influenciam na cinética de decaimento bacteriano, tanto para coliformes termotolerantes como para *Enterococcus* sp. Os principais fatores intervenientes nessa dinâmica são oriundos das más condições de operação e manutenção desses sistemas.

As concentrações bacterianas foram semelhantes entre os esgotos brutos, assim como entre os efluentes das lagoas para a maior parte das ETEs, exceto para os sistemas mais novos, onde as concentrações foram reduzidas. As remoções bacterianas foram baixas, com média para as lagoas facultativa (LF) de 96,1% para coliformes termotolerantes, e de 98,0% para *Enterococcus* sp. Nas lagoas de maturação 1 (LM1) obteve-se eficiência média de remoção de coliformes termotolerantes de 71,2%, e para *Enterococcus* sp. de 81,1%. Nas lagoas de maturação 2 (LM2) foram identificadas as menores taxas de remoção da série, com 69,1% para coliformes termotolerantes, e 68,6% para *Enterococcus* sp.

Os valores de  $K_b$  empíricos estimados segundo o regime de fluxo disperso foram diferentes dos valores de  $K_b$  calculados, em virtude das diferentes interferências ambientais a que os reatores estão submetidos. Em média, o  $K_b$  calculado para coliformes termotolerantes nas LF foi de  $0,31 \text{ d}^{-1}$ , e em ambas as lagoas de maturação foram de  $0,35 \text{ d}^{-1}$ . Para *Enterococcus* sp. a média nas LF foi de  $0,40 \text{ d}^{-1}$ , nas LM1 foi igual a  $0,55 \text{ d}^{-1}$ , e nas LM2 correspondeu a  $0,58 \text{ d}^{-1}$ . Esses resultados também demonstraram que os  $K_b$  obtidos em sistemas em escala real que operam de forma deficitária são bem menores do que aqueles verificados em lagoas em escala piloto. No regime de mistura completa os resultados de  $K_b$  foram, em geral, maiores do que os verificados no de fluxo disperso.

Com relação à sobrevivência bacteriana em lagoas de estabilização, os resultados de  $K_b$  calculado indicaram que os coliformes termotolerantes são mais resistentes às condições adversas presentes nesses reatores do que os *Enterococcus* sp., sendo, portanto, um indicador microbiológico eficiente e seguro. Além disso, verificou-se que os fatores de significativa intervenção na taxa de decaimento bacteriano para maior parte dos nove sistemas foram as concentrações de DQO, a carga orgânica e o TDH.

Recomenda-se que o uso de equações empíricas seja feito com cautela por parte dos projetistas, pois foi demonstrado que muitas das equações utilizadas não são adequadas para o funcionamento de sistemas de lagoas em escala real, principalmente as do regime hidráulico de mistura completa. Também é importante que novos estudos sejam realizados com o uso de traçadores para estimar os números de dispersão nas lagoas, já que isto auxiliará e indicará a melhor equação para um determinado sistema. E, com isso, verificar quais equações de projetos estariam mais apropriadas para o dimensionamento das lagoas sob condições semelhantes.

Por fim, sugere-se que estudos sejam realizados em sistemas que operem adequadamente, a fim de se verificar até que ponto as interferências operacionais influenciam na taxa de decaimento bacteriano em lagoas de estabilização em escala real.



## 7. REFERÊNCIAS

- AGUNWAMBA, J. C. Dispersion number determination in waste stabilization ponds. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 59, p. 3-4, 1991.
- AGUNWAMBA, J. C.; EGBUNIWE, N.; ADEMILUYI, J. O. Prediction of the dispersion number in waste stabilization ponds. **Water Research**, London, v. 26, n. 1, p. 85-89, 1992.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21 ed. Hardcover, 2005.
- ANDRADE NETO, C. O. **Sistemas simplificados para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira**. Rio de Janeiro: ABES, 1997.
- ARAÚJO, A. L. C. **Comportamento de formas de fósforo em Sistemas de Lagoas de Estabilização em Escala Piloto sob Diferentes Configurações Tratando Esgotos Domésticos**. Campina Grande, PB: Dissertação de mestrado (UFPB), 1993.
- ARAÚJO, A. L. C.; ANDRADE NETO, C. O.; LIMA E SILVA, O. A. de; TORRES, D. M. Eficiência de sistemas de lagoas de estabilização no Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. In: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 15., 2010, Porto. **Anais...** Porto: APESB, 2010.
- ARCEIVALA, S. J. **Wastewater treatment and disposal**. New York: Marcel Dekker Inc., 1981.
- ATLAS, R.; BARTHA, R.. **Microbial Ecology: fundamentals and application**, New York: Addison Wesley Pub. Co., 1996.
- BAHLAOUI, M. A.; BALEUX, B.; FROUJI, M.A. Effect of environmental factors on bacterial populations and community dynamics in high rate oxidation ponds. **Water Environ. Res.** v. 70, p. 1186–1196, 1998.
- BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; SILVA, C. A. B.; RIOS, E. N.; ANDRADE, R. C.; OLIVEIRA, R. B. *E. coli* and *Salmonella* removal in polishing ponds - a case study in Southeast Brazil. In: IWA Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds, 7., 2006, Bangkok. **Proceedings...** Bangkok: International Water Association, 2006.
- BERAN, B.; KARGI, F. A dynamic mathematical model for wastewater stabilization ponds. **Ecological Modelling**, v. 181, n. 1, p. 39-57, 2005.
- BUCHAUER, K. Comparison of model approaches for predicting coliform removal in waste stabilization ponds. **Water and Environment Journal**, v. 21, n. 2, p. 108-113, 2007.
- CEBALLOS, B. S. O. de. **Métodos tradicionais e métodos simplificados para análises microbiológicas da água**. João Pessoa: Departamento de engenharia civil, 1995.

CEBALLOS, B. S. O. Microbiologia sanitária. In: Mendonça, S. R. **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos**. João Pessoa: Editora da UFPB, 2000.

CHAMBERLIN, C. E.; MITCHELL, R. A decay model for enteric bacteria in natural waters. **Water Pollution Microbiology**, v. 2. New York: Wiley Interscience, p. 325-348, 1978.

CURTIS, T. P.; MARA, D. D.; SILVA, S. A. Influence of pH, oxygen, and humic substances on ability of sunlight to damage FC in waste stabilization pond water. **Applied and Environmental Microbiology**, v.58, n.4, p. 1335-1343, 1992.

DAVIS, M. Short-term competence in larvae of queen conch *Strombus gigas*: shifts in behavior, morphology and metamorphic response. **Marine Ecological Progress Series**, v. 104, p. 101-108, 1994.

DAVIES-COLLEY, R. Inactivation of faecal indicator micro-organisms in waste stabilisation ponds: interactions of environmental factors with sunlight. **Water Research**, v. 33, n. 5, p. 1220-1230, 1999.

FISCHER, H. B. The mechanics of dispersion in natural streams. **Journal of the Hydraulics Division**, ASCE: v. 93, p. 187-216, 1967.

GANNON, J. T.; MANILAL, V. B.; ALEXANDER, M. Relationship between cell surface properties and transport of bacteria through soil. **Appl. Environ. Microbiol.** v. 57, p. 190–193, 1991.

HIPSEY, M. R.; BROOKES, J. D.; REGEL, R. H.; ANTENUCCI, J. P.; BURCH, M. D. In situ evidence for the association of total coliforms and *Escherichia coli* with suspended inorganic particles in an Australian Reservoir. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 170, n. 1-4, p. 191-209, 2006.

**IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acessado em: 10 fev 2010.

**INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. LAVAT – Laboratório de Variáveis Ambientais Tropicais**. Disponível em: <<http://www.crn2.inpe.br/lavat/index.php?id=dadosinfo>>. Acessado em: 05 jan 2011.

JONES, J.G. **A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in fresh water**. Ambleside: Freshwater Biological Association, v. 39, 1979.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 5. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de Estabilização: projeto e operação**. Rio de Janeiro: ABES, 1998.

LIU, H. Predicting dispersion coefficient of streams. **J. of the Envir. Eng. Div. ASCE**, p. 59-59, 1977.

MACÊDO, S. L. **Avaliação da taxa de decaimento coliformes fecais no sistema de lagoas de estabilização de Ponta Negra – Natal/RN**. Natal, RN: Dissertação de mestrado (UFRN), 2005.

MACÊDO, S. L.; ARAUJO, A. L. C.; PEARSON, H. W. Faecal coliform decay rate in WSPS of Ponta Negra, northeast of Brazil. In: IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds-Advances and Innovations in Pond Treatment Technology, 8., 2009, Belo Horizonte. **Proceedings...** Belo Horizonte: ABES, 2009.

MANCINI, J. L.; RIDGEWOOD, N. J. Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions. **Journal WPCF**, v. 50, n. 11, p. 2477-2484, 1978.

MARA, D. D.; PEARSON, H. W. Artificial freshwater environment: waste stabilization ponds. In: **Biotechnology - A Comprehensive Treatise**, v. 8, c. 4. Weinheim: Verlagsgesellschaft, 1986.

MARA, D.; ALABASTER, G.; PEARSON, H.; MILLS, S. **Waste Stabilization Ponds. A Design Manual for Eastern Africa**. Leeds: Lagoon Technology International Ltd., 1992.

MARA, D. **Design Manual for Waste Stabilization Ponds in India**. Leeds: Lagoon Technology International Ltd., 1997.

MARA, D.; PEARSON, H. **Design Manual for Waste Stabilization Ponds in Mediterranean Countries**. Leeds: Lagoon Technology International Ltd., 1998.

MARA, D.; PEARSON, H.; ORAGUI, J.; ARRIDGE, H.; SILVA, S.A. **Development of a New Approach to Waste Stabilization Pond Design. Research Monograph Nº. 5**. Leeds: School of Civil Engineering, 2001.

MARA, D. **Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries**. England: Earthscan, 2003.

MARAI, G. V. R. Faecal bacteria kinetics in stabilization ponds. **J. Environ. Eng. Div. ASCE**, v. 100, p. 119–139, 1974.

MAYO, A.W. Modelling coliform mortality in wasterstabilization ponds. **J. Environ. Eng.**, ASCE, v. 121, p. 140–152, 1995.

MILLS, S. W.; ALABASTER, G. P.; MARA, D. D.; PEARSON, H. W.; THITAI, W. N. Efficiency of faecal bacterial removal in waste stabilisation ponds in Kenya. **Water Sci. Technol.** v. 26, p. 1739–1748, 1992.

MILLS, A. L.; HERMAN, J. S.; HORNBERGER, G. M.; DEJESUS, T. H. Effect of solution ionic strength and iron coatings on mineral grains on the sorption of bacterial cells to quartz sand. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 60, p. 3300–3306, 1994.

MIWA, A. C. P. **Avaliação do funcionamento do sistema de tratamento de esgoto de Cajati, Vale do Ribeira de Iguape (SP), em diferentes épocas do ano**. São Carlos, SP: Tese de doutorado (USP), 2007.

- MOREIRA, J. F.; CABRAL, A. R.; OLIVEIRA, R.; SILVA, S. A. Causal model to describe the variation of faecal coliform concentrations in a pilot-scale test consisting of ponds aligned in series. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 5, p. 791-799, 2009.
- NELSON, K. L.; KADIR, K.; FISHER, M. B.; LOVE, D. New insights into sunlight disinfection mechanisms in waste stabilization ponds. In: IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds-Advances and Innovations in Pond Treatment Technology, 8., 2009, Belo Horizonte. **Proceedings...** Belo Horizonte: ABES, 2009.
- OLIVEIRA, R. de. **The performance of deep waste stabilization ponds in Northeast Brazil**. Leeds, UK: Tese de doutorado (University of Leeds), 1990.
- PARDI, M.C.; SANTOS, I. F.; SOUZA, E. R.; PARDI, H. S. **Ciência, higiene e tecnologia da carne**. Goiânia: UFG, 1995. v.1.
- PEARSON, H. W.; MARCON, A. E.; MELO, H. N. The removal of thermo-tolerant coliform bacteria by immobilized waste stabilization pond algae. In: IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds-Advances and Innovations in Pond Treatment Technology, 8., 2009, Belo Horizonte. **Proceedings...** Belo Horizonte: ABES, 2009.
- PELCZAR M. J.; CHAN E. C. S.; KRIENG N. R. **Microbiologia: Conceitos e aplicações**. 2. ed. São Paulo: Makron books, 1996.
- POLPRASERT, C.; DISSANAYAKA, M. G.; THANH, N. C. Bacterial die-off kinetics in waste stabilization ponds. **J. Wat. Pollut. Control Fed.**, v. 55, n. 3, p. 285-296, 1983.
- POLPRASERT, C.; BHATTARAI, K. K. Dispersion model for waste stabilization ponds. **J. Envir. Eng.**, v. 111, n. 1, p. 45-59, 1985.
- RIOS, E. N. **Caracterização e comportamento de uma série de lagoas de polimento tratando esgotos sanitários**. Viçosa, MG: Dissertação de mestrado (UFV), 2007.
- SARIKAYA, H. Z.; SAATCI, A. M. Bacterial Die-off in Waste Stabilization Ponds. **J. Environ. Engi**, ASCE, v.113, n. 2, p. 1350-1362, 1987.
- SCOTT, D. M. **Fecal Coliform Decay in an Anaerobic Dairy Wastewater Environment**. Baton Rouge: Tese de doutorado (Louisiana State University), 2000.
- SILVA, S. A. **On the Treatment of Domestic Sewage in Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil**. Dundee, UK: Tese de Doutorado (University of Dundee), 1982.
- SILVA, S. A.; MARA, D. D. **Tratamentos biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização**. Rio de Janeiro: ABES, 1979.
- SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R.; MARA, D. D. **Performance of waste stabilization ponds in Northeast Brazil**, Leeds: University of Leeds, 1996 (Research Monograph, n. 9).

SILVA FILHO, P. A.; ARAÚJO, A. L. C.; MEDEIROS, F. B. B.; ANDRADE NETO, C. O.; DUARTE, M. A. C. On the performance of 78 waste stabilization ponds series in northeast of Brazil. In: IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds-Advances and Innovations in Pond Treatment Technology, 8., 2009, Belo Horizonte. **Proceedings...** Belo Horizonte: ABES, 2009.

SILVA FILHO, P. A. da. **Diagnóstico operacional de lagoas de estabilização**. Natal, RN: Dissertação de mestrado (UFRN), 2007.

SINTON, L. W.; DONNISON, A. M.; HASTIE, C. M. Faecal streptococci as faecal pollution indicators: a review. I. Taxonomy and enumeration. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, Wellington, v. 27, p. 101-115, 1993.

SIQUEIRA, R. S. Enterobactérias. In: **Manual de microbiologia de alimentos**. Brasília: Embrapa, 1995.

SOTO, C. M.; COHIM, E. Decaimento bacteriano em lagoas de estabilização: coliformes termotolerantes e Enterococcus. In: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 12., 2008, Belém. **Anais...** Belém: ABES, 2008.

VON SPERLING, M. Remoção de coliformes em lagoas de estabilização. comparação de diversos modelos e proposição de abordagens simplificadas. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 25., 1996, Cidade do México. **Anais...** Cidade do México: AIDIS, 1996.

VON SPERLING, M. Performance evaluation and mathematical modelling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilization ponds. **Science**, v. 33, n. 6, 1999.

VON SPERLING, M. Relationship between first-order decay coefficients in ponds, according to plug flow, CSTR and dispersed flow regimens. **Water Sci. Technol.** v. 45, p. 17–24, 2002a.

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização**. 2 ed. rev. e atual. Belo Horizonte: UFMG/DESA, 2002b.

VON SPERLING, M., 2003. Influence of the dispersion number on the estimation of faecal coliform removal in ponds. **Water Sci. Technol.** v. 48, p. 181–188, 2003.

VON SPERLING, M. Modelling of coliform removal in 186 facultative and maturation ponds around the world. **Water Research**, Londres, v. 39, p. 5261-5273, 2005.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: UFMG/DESA, 2007.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. IWA Publishing, 2005. v. 1 e 2.

WEHNER, J.F.; WILHELM, R. Boundary conditions of flow reactor. **Chem. Eng. Sci.**, v. 6, p. 89–93, 1956.

XU, P.; BRISSAUD, F.; FAZIO, A.; Non-steady-state modelling of faecal coliform removal in deep tertiary lagoons. **Wat. Res.**, v. 36, p. 3074-3082, 2002.

YANEZ, F. **Lagunas de estabilización: teoría, diseño y mantenimiento**. Cuenca: ETAPA, 1993.

YEE, N.; FEIN, J. B.; DAUGHNEY, C. J. Experimental study of the pH, ionic strength, and reversibility behavior of bacteria-mineral adsorption. **Geochem. Cosmochim. Acta**, v. 64, p. 609-617, 2000.