



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

MATHEUS SALES ALVES

**ANÁLISE DA CONFIABILIDADE E MODELAGEM CINÉTICA DE LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO NO NORDESTE NO BRASIL**

FORTALEZA

2020

MATHEUS SALES ALVES

ANÁLISE DA CONFIABILIDADE E MODELAGEM CINÉTICA DE LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO NO NORDESTE NO BRASIL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Erlon Lopes Pereira.

FORTALEZA

2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- A48a Alves, Matheus Sales.
 Análise da confiabilidade e modelagem cinética de lagoas de estabilização no nordeste do Brasil /
 Matheus Sales Alves. – 2020.
 97 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-
 Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2020.
 Orientação: Prof. Dr. Erlon Lopes Pereira.
1. Confiabilidade. 2. Qualidade do efluente. 3. Lagoas de estabilização. 4. Simulação Monte Carlo. 5.
 Coeficientes de remoção de primeira ordem. I. Título.

CDD 628

MATHEUS SALES ALVES

ANÁLISE DA CONFIABILIDADE E MODELAGEM CINÉTICA DE LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO NO NORDESTE NO BRASIL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Aprovada em: 20/04/2020.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Erlon Lopes Pereira (Orientador)

Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva

Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. André Luís Calado Araújo

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN)

Prof. Dr. André Pereira Rosa

Universidade Federal de Viçosa (UFV)

A minha mãe, Elisandra Sales Sanchez.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradeço pela concessão de bolsa de pesquisa enquanto estive no mestrado.

Agradeço ao corpo administrativo e docente do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (Deha) da Universidade Federal do Ceará (UFC), em especial aos professores Dr. Erlon Lopes Pereira e Dr. Fernando José Araújo da Silva.

Ao Dr. André Luis Calado Araújo, professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN), por ceder os dados utilizados neste trabalho.

A todos os colegas que me receberam e apoiaram no decorrer da construção da pesquisa.

À minha família, por me apoiar nas decisões profissionais e acadêmicas.

E todos que, de alguma forma, contribuíram para a execução desse trabalho.

Muito obrigado!

RESUMO

O presente trabalho baseou-se em dados de monitoramento de 10 sistemas de lagoas de estabilização em operação no estado do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil. Todos os sistemas recebem efluente predominantemente doméstico e são compostos por uma lagoa facultativa primária e duas lagoas de maturação em série. Foi avaliado o desempenho dos sistemas baseado no atendimento à diversos limites de concentração, conforme o nível de restrição dos padrões de lançamento de efluentes. Com base nos dados coletados, foram observados baixos percentuais de atendimento à padrões considerados restritivos, especialmente em relação a coliformes termotolerantes e amônia. A metodologia desenvolvida por Niku, Schroeder e Samaniego (1979) foi utilizada para propor uma abordagem alternativa à concepção de lagoas de estabilização com base no coeficiente de confiabilidade (CDC) calculado para uma medida aceitável de não atendimento. O coeficiente de confiabilidade (CDC) foi obtido a partir do coeficiente de variação (CV) das concentrações efluentes e da variável normal padronizada associada a uma probabilidade de não excedência de 95%. As concentrações efluentes médias mostraram-se muito superiores às necessárias para alcançar as metas de qualidade estabelecidas durante 95% do tempo. Buscando fornecer um panorama geral da ocorrência de falha e os riscos inerentes do processo de tratamento, a simulação Monte Carlo foi utilizada como instrumento de análise do percentual de excedência dos padrões requeridos para o lançamento. O Teste de aderência Kolmogorov - Smirnov (KS) seguido do Critério de Informação de Akaike (AIC) permitiu selecionar a Função de Distribuição de Probabilidade (FDP) mais representativa de cada conjunto amostral. Simulações permitiram construir sinteticamente as distribuições selecionadas e, assim, calcular os percentuais de não atendimento em relação aos padrões de lançamento de interesse. Dentre os parâmetros simulados, DBO e DQO apresentaram o maior risco de falha, com percentuais de excedência iguais ou superiores a 80% em todas as lagoas da série. Os percentuais de falha dos parâmetros Coliformes Termotolerantes e pH apresentaram correlação com variáveis físicas e operacionais, tais como tempo de detenção hidráulica, profundidade e taxas de carregamento orgânico. As simulações resultantes fornecem uma visão geral da ocorrência de falhas e dos riscos inerentes à tecnologia de lagoas de estabilização. Investigou-se também a cinética de remoção de matéria orgânica nas lagoas de estabilização operando nas condições típicas do nordeste do Brasil. Os coeficientes cinéticos de primeira ordem (k) para DBO e DQO foram obtidos assumindo os padrões hidráulicos ideais de mistura completa e fluxo em pistão. Os valores de k foram

correlacionadas com fatores de projeto e características geométricas das lagoas. O aumento da carga orgânica superficial provocou o aumento nos valores de k . Em contrapartida, o aumento da razão entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e a profundidade (H) levou a redução nos valores de k . A análise de regressão mostrou que a carga orgânica superficial e a razão TRH/H podem ser utilizadas como variáveis explicativas no computo de coeficientes cinéticos mais adequadas a realidade local.

Palavras-chave: Confiabilidade. Qualidade do efluente. Lagoas de estabilização. Simulação Monte Carlo. Coeficientes de remoção de primeira ordem.

ABSTRACT

The present work is based on monitoring data of 10 Waste Stabilization Pond systems in operation in the state of Rio Grande do Norte, northeastern Brazil. All systems treat predominantly domestic effluents and consist of a facultative pond followed by two maturation ponds. The systems performance was evaluated based on compliance with different concentration limits, according to the level of restriction of the effluent discharge standards. Based on the data collected, low percentages of compliance with restrictive standards were observed, especially with respect to Thermotolerant Coliforms and Ammonia. The methodology developed by Niku, Schroeder and Samaniego (1979) was used to propose an alternative approach to the design of Waste Stabilization Ponds based on the coefficient of reliability (COR) calculated for an acceptable measure of non-compliance. The COR was obtained from the coefficient of variation (CV) of effluent concentrations and the standardized normal variable associated with a 95% probability of not exceeding. The mean effluent concentrations proved to be much higher than those required to comply with the quality standards set over 95% of the time. Seeking to provide an overview of the occurrence of failure and the inherent risks of the treatment process, Monte Carlo simulation was used as a tool for analyzing the percentage of exceedance of the standards required for the launch. The Kolmogorov - Smirnov (KS) adherence test followed by the Akaike Information Criterion (AIC) allowed the selection of the most representative Probability Distribution Function (PDF) of each sample set. The simulations allowed to construct synthetically the selected distributions and, thus, to calculate the percentages of non-attendance in relation to the launching standards of interest. Among the simulated quality parameters, BOD and COD presented the highest risk of failure, with percentages of exceedances above 80% in all ponds in the series. The percentages of failure of the Thermotolerant Coliforms and pH parameters were correlated with physical and operational variables, such as hydraulic retention time, depth and organic loading rates. The resulting simulations provide an overview of the occurrence of failures and the risks inherent in waste stabilization pond technology. The kinetics of organic matter removal in the stabilization ponds operating in the typical conditions of northeastern Brazil were also investigated. First order removal rates (k) for BOD and COD were achieved assuming optimal hydraulic patterns of complete mixed and plug flow. The k -values were correlated with design factors and geometric characteristics of the ponds. The increase in the organic loading rate has led to an increase in the first order removal rate. In contrast, the increased ratio of hydraulic

retention time (TRH) to depth (H) led to a reduction in removal rates. The regression analysis showed that the organic loading rate and the TRH/H ratio can be used as explanatory variables in the computation of kinetic coefficients more adequate to the local reality.

Keywords: Reliability. Effluent quality. Waste stabilization ponds. Monte Carlo Simulation. First order removal rates.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Distribuição espacial dos sistemas de lagoas de estabilização no Rio Grande do Norte (RN).....	23
Figura 2 – Procedimento de cálculo dos coeficientes de confiabilidade (CDC).....	26
Figura 3 – Box-plot das concentrações de DBO no esgoto bruto (vermelho) e efluente final (azul) dos 10 sistemas de lagoas de estabilização avaliados.....	27
Figura 4 – Percentuais de atendimento para DBO considerando o limite da Resolução CONAMA 430/2011 (120 mg L^{-1}) e os dois níveis de restrição (60 e 90 mg L^{-1}) de Moraes e Santos (2019).....	28
Figura 5 – Box-plot das concentrações de DBO _f , amostras filtradas, no esgoto bruto (vermelho) e efluente final (azul) dos 10 sistemas de lagoas de estabilização avaliados.....	28
Figura 6 – Percentuais de atendimento para DBO _f considerando o limite da Resolução CONAMA 430/2011 (120 mg L^{-1}) e os dois níveis de restrição (60 e 90 mg L^{-1}) Moraes e Santos (2019).....	29
Figura 7 – Box-plot das concentrações de DQO no esgoto bruto (vermelho) e efluente final (azul) dos 10 sistemas de lagoas de estabilização avaliados.....	29
Figura 8 – Percentuais de atendimento para DQO considerando os dois níveis de restrição (120 e 200 mg L^{-1}).....	30
Figura 9 – Box-plot das concentrações de DQO _f , amostras filtradas, no esgoto bruto (vermelho) e efluente final (azul) dos 10 sistemas de lagoas de estabilização avaliados de Moraes e Santos (2019).....	30
Figura 10 – Percentuais de atendimento para DQO _f considerando os dois níveis de restrição (120 e 200 mg L^{-1}) de Moraes e Santos (2019).....	31
Figura 11 – Box-plot das concentrações de Sólidos Suspensos Totais (STT) no esgoto bruto (vermelho) e efluente final (azul) dos 10 sistemas de lagoas de estabilização avaliados.....	32
Figura 12 – Percentuais de atendimento para Sólidos Suspensos Totais (STT) considerando os dois níveis de restrição (100 e 150 mg L^{-1}) de Moraes e Santos (2019).....	32

Figura 13 – Box-plot das concentrações de Coliformes Termotolerantes (CTT) no esgoto bruto (vermelho) e efluente final (azul) dos 10 sistemas de lagoas de estabilização avaliados.....	33
Figura 14 – Percentuais de atendimento para Coliformes Termotolerantes (CTT) considerando os dois níveis de restrição (10^4 e 10^5 UFC 100mL^{-1}) de Morais e Santos (2019).....	33
Figura 15 – Box-plot das concentrações de amônia total (AMT) no esgoto bruto (vermelho) e efluente final (azul) dos 10 sistemas de lagoas de estabilização avaliados.....	35
Figura 16 – Percentuais de atendimento para amônia total (AMT) considerando os dois níveis de restrição (5 e 20 mg L^{-1}) de de Morais e Santos (2019).....	35
Figura 17 – Box-plot de Coeficiente de Variação (CV e CDC) por parâmetro e lagoa da série (LFP: a, LMP: b, LMS: c), calculados para um nível de confiabilidade de 95%.....	36
Figura 18 – Abordagem por etapas para o projeto de lagoas de estabilização a partir do coeficiente de confiabilidade (CDC) e da concentração de projeto (M_x), calculados para um nível de confiabilidade de $(1-\alpha)\%$	39
Figura 19 – Razão (R) entre concentrações observadas e as concentrações de projeto (nível de confiabilidade de 95%) para DBO, considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul).....	40
Figura 20 - Razão (R) entre concentrações observadas e as concentrações de projeto (nível de confiabilidade de 95%) para DBO _f , considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul).....	40
Figura 21 – Razão (R) entre concentrações observadas e as concentrações de projeto (nível de confiabilidade de 95%) para DQO, considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul).....	41
Figura 22 – Razão (R) entre concentrações observadas e as concentrações de projeto (nível de confiabilidade de 95%) para DQO _f , considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul).....	41
Figura 23 – Razão (R) entre concentrações observadas e as concentrações de projeto (nível de confiabilidade de 95%) para amônia total (AMT), considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul).....	42

Figura 24 – Razão (R) entre concentrações observadas e as concentrações de projeto (nível de confiabilidade de 95%) para Coliformes Termotolerantes (CTT), considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul).....	42
Figura 25 – Representação esquemática do processo de seleção da FDP.....	46
Figura 26 – Representação esquemática do processo de simulação Monte Carlo e cálculo da probabilidade de falha.....	47
Figura 27 – Coeficientes de assimetria e curtose das concentrações efluentes das lagoas de estabilização.....	48
Figura 28 – Funções de Distribuições de Probabilidade que se ajustaram aos dados dos parâmetros no esgoto bruto (EB).....	49
Figura 29 – Funções de Distribuições de Probabilidade que se ajustaram aos dados dos parâmetros no efluente das lagoas facultativas primárias (LFP).....	49
Figura 30 – Funções de Distribuições de Probabilidade que se ajustaram aos dados dos parâmetros no efluente das lagoas de maturação primárias (LMP).....	50
Figura 31 – Funções de Distribuições de Probabilidade que se ajustaram aos dados dos parâmetros no efluente das lagoas de maturação secundárias (LMS).....	50
Figura 32 – Box-plot de probabilidade de falha (p_F) simulada por tipologia de lagoa para DBO considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul).....	52
Figura 33 – Box-plot de probabilidade de falha (p_F) simulada por tipologia de lagoa para DBO _f , amostras filtradas, considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul).....	52
Figura 34 – Box-plot de probabilidade de falha (p_F) simulada por tipologia de lagoa para DQO considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul).....	53
Figura 35 – Box-plot de probabilidade de falha (p_F) simulada por tipologia de lagoa para DQO _f , amostras filtradas, considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul).....	53
Figura 36 - Box-plot de probabilidade de falha simulada (p_F) por tipologia de lagoa para Amônia Total (AMT) considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul).....	55
Figura 37 - Box-plot de probabilidade de falha (p_F) simulada por tipologia de lagoa para Sólidos Suspensos Totais (SST) considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul).....	55

Figura 38 – Box-plot de probabilidade de falha (p_F) simulada por tipologia de lagoa para Coliformes Termotolerantes (CTT) considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul).....	56
Figura 39 – Box-plot de probabilidade de falha (p_F) simulada por tipologia de lagoa para pH considerando a faixa de 5 a 9 da Resolução CONAMA 430/11 (BRASIL, 2011).....	56
Figura 40 – Box-plot da distribuição de erros relativos cometido nas simulações de concentração dos parâmetros avaliados.....	58
Figura 41 – Box-plot das concentrações médias de DBO no efluente considerando amostras filtradas (azul) e não filtradas (vermelho).....	64
Figura 42 – Box-plot das concentrações médias de DQO no efluente considerando amostras filtradas (azul) e não filtradas (vermelho).....	64
Figura 43 – Cargas orgânicas superficiais de DBO e DQO aplicadas nas lagoas facultativas.....	65
Figura 44 – Cargas orgânicas superficiais de DBO e DQO aplicadas nas lagoas de maturação.....	66
Figura 45 – Coeficientes cinéticos de remoção de DBO e DQO nas lagoas facultativas primárias (LFP) e de maturação (LM) para o regime de mistura completa.....	68
Figura 46 – Coeficientes cinéticos de remoção de DBO e DQO nas lagoas facultativas primárias (LFP) e de maturação (LM) para o regime de fluxo em pistão.....	68
Figura 47 – Coeficientes cinéticos de remoção de DBO vs. carga superficial aplicada em lagoas facultativas (a) e de maturação (b).....	70
Figura 48 – Coeficientes cinéticos de remoção de DQO vs. carga superficial aplicada em lagoas facultativas (a) e de maturação (b).....	71
Figura 49 – Coeficiente cinético de remoção de DBO vs. razão TDH / H em lagoas facultativas (a) e de maturação (b).....	72
Figura 50 – Coeficiente cinético de remoção de DQO vs. razão TDH / H em lagoas facultativas (a) e de maturação (b).....	73
Figura 51 – Valores de k previstos pelas equações empíricas (ARCEIVALA, 1981; VIDAL, 1983 <i>apud</i> VON SPERLING, 2007b; HEAVEN, SALTER e CLARKE, 2011; USEPA, 1983) e os obtidos através das equações de regressão para as lagoas facultativas.....	76

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Caracterização geral das ETEs avaliadas.....	23
Tabela 2 – Características das lagoas facultativas primárias (LFP), de maturação primária (LMP) e de maturação secundária (LMS) das ETEs avaliada.....	24
Tabela 3 – Níveis de restrição para os padrões de lançamento de efluente.....	25
Tabela 4 – Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre as taxas de remoção (k) e as características físicas / operacionais das lagoas (IC = 95%).....	69
Tabela 5 – Equações de regressão do coeficiente cinético de remoção de DBO e DQO para 20°C em função da carga superficial aplicada (L_s) de acordo com o regime hidráulico ideal.....	74
Tabela 6 – Equações de regressão do coeficiente cinético de remoção de DBO e DQO para 20°C em função da razão TDH/ H de acordo com o regime hidráulico ideal.....	74

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ε	Erro total
σ	Desvio padrão populacional
μ	Micro
AIC	Critério de Informação de Akaike
AMT	Nitrogênio amoniacal total (mg L^{-1})
CDC	Coefficiente de confiabilidade
CTT	Coliformes Termotolerantes ($\text{ufc } 100 \text{ mL}^{-1}$)
CV	Coefficiente de variação (adimensional)
Cl-a	Clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg L^{-1})
DBOf	Demanda Bioquímica de Oxigênio em amostra filtrada (mg L^{-1})
DQO	Demanda Química de Oxigênio (mg L^{-1})
DQOf	Demanda Química de Oxigênio em amostra filtrada (mg L^{-1})
d	Dias
d	Número de dispersão (adimensional)
d_w	Índice de concordância de Wilmott (adimensional)
ETE	Estação de tratamento de esgotos
EB	Esgoto bruto
FP	Fluxo em pistão
H	Profundidade (m)
ha	Hectares
k	Coefficiente de remoção de matéria orgânica (d^{-1})
Kg	Quilograma
L	Litros
L/B	Relação Comprimento – Largura (m/m)
Ls	Carga orgânica superficial ($\text{Kg DBO ou DQO ha}^{-1}\text{dia}^{-1}$)
Lsup	Limite superior de exclusão de Outliers
Linf	Limite inferior de exclusão de Outliers
LFP	Lagoa Facultativa Primária
LM	Lagoa de maturação
LMP	Lagoa de maturação primária

LMS	Lagoa de maturação secundária
M_x	Concentração média de projeto/ operacional efluente
MC	Mistura Completa
m	Metro
m^3	Metros cúbicos
mg	Miligramas
mL	Mililitros
N	Número de iterações
OD	Oxigênio dissolvido (mg L^{-1})
pH	Potencial hidrogeniônico
p_f	Probabilidade de falha de alcançar o padrão de lançamento
Q_1	Primeiro quartil
Q_3	Terceiro quartil
R	Razão entre as concentrações observadas e as concentrações de projeto
R^2	Coefficiente de determinação
r	Coefficiente de correlação de Pearson
S	Desvio padrão amostral
S	Concentração média efluente
S_o	Concentração média afluyente
SST	Sólidos Suspensos Totais (mg L^{-1})
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica (d)
X_s	Meta de qualidade ou padrão fixado por alguma legislação ou norma
\bar{X}	Média amostral
$Z_{(1-\alpha)}$	Variável normal padronizada

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
2	DESEMPENHO E COEFICIENTES DE CONFIABILIDADE DE LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS E DE MATURAÇÃO	21
2.1	Método	22
2.1.1	<i>Sistemas de lagoas de estabilização e coleta de dados</i>	22
2.1.2	<i>Determinação e eliminação de outliers</i>	25
2.1.3	<i>Atendimento às metas de qualidade do efluente final</i>	25
2.1.4	<i>Teste de aderência e cálculo do coeficiente de confiabilidade (CDC)</i>	26
2.2	Resultados e Discussão	27
2.2.1	<i>Atendimento às metas de qualidade no efluente final</i>	27
2.2.2	<i>Coeficientes de confiabilidade (CDC)</i>	36
2.2.3	<i>Concentrações de projeto e aplicações</i>	37
2.2	Conclusões	43
3	SIMULAÇÃO MONTE CARLO NA AVALIAÇÃO DA PROBABILIDADE DE FALHA EM LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS E DE MATURAÇÃO	44
3.1	Método	45
3.1.1	<i>Coleta de dados</i>	45
3.1.2	<i>Teste de aderência e critério de ajuste de Akaike</i>	45
3.1.3	<i>Simulação de dados e cálculo da probabilidade de falha</i>	46
3.2	Resultados e Discussão	47
3.2.1	<i>Caracterização das funções de distribuição de probabilidade</i>	47
3.2.2	<i>Percentuais simulados de falha no atendimento aos limites de lançamento ..</i>	51
3.3	Conclusões	58
4	COEFICIENTES CINÉTICOS DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS E DE MATURAÇÃO	60
4.1	Método	61
4.1.1	<i>Coleta de dados</i>	61
4.1.2	<i>Determinação dos valores de k</i>	61
4.2	Resultados e Discussão	63
4.2.1	<i>Características do esgoto bruto e do efluente</i>	63

4.2.2	<i>Coefficientes cinéticos de remoção</i>	67
4.3	<i>Conclusões</i>	76
	REFERÊNCIAS	77
	APÊNDICE A – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ETE CAIÇARA NO RIO GRANDE DO NORTE	84
	APÊNDICE B – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ETE ILHA DE SANTANA NO RIO GRANDE DO NORTE	85
	APÊNDICE C – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ETE PASSAGEM DE PEDRAS NO RIO GRANDE DO NORTE	86
	APÊNDICE D – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ETE CIDADE NO RIO GRANDE DO NORTE	87
	APÊNDICE E – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ETE PIPA NO RIO GRANDE DO NORTE	88
	APÊNDICE F – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ETE PONTA NEGRA NO RIO GRANDE DO NORTE	89
	APÊNDICE G – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ETE SÍTIO DE SANTANA NO RIO GRANDE DO NORTE	90
	APÊNDICE H – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ETE SANTO ANTÔNIO NO RIO GRANDE DO NORTE	91
	APÊNDICE I – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ETE COQUEIROS NO RIO GRANDE DO NORTE	92
	APÊNDICE J – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ETE TOUROS NO RIO GRANDE DO NORTE	93
	APÊNDICE K – ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS CONCENTRAÇÕES DOS PARÂMETROS ANALISADOS NO ESGOTO BRUTO	94
	APÊNDICE L – ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS CONCENTRAÇÕES DOS PARÂMETROS ANALISADOS NO EFLUENTE DA LAGOA FACULTATIVA PRIMÁRIA	95
	APÊNDICE M – ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS CONCENTRAÇÕES DOS PARÂMETROS ANALISADOS NO EFLUENTE DA LAGOA DE MATURAÇÃO PRIMÁRIA	96

APÊNDICE N – ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS CONCENTRAÇÕES DOS PARÂMETROS ANALISADOS NO EFLUENTE DA LAGOA DE MATURAÇÃO SECUNDÁRIA	97
---	-----------

1 INTRODUÇÃO

As lagoas de estabilização são tecnologias de saneamento que consistem em bacias rasas e de grandes dimensões que usam processos naturais envolvendo algas e bactérias para tratar águas residuárias. Podem ser utilizadas isoladamente, compreendendo, num mesmo local, uma ou mais séries de lagoas, ou em combinação com outros processos de tratamento como unidade de armazenamento, tratamento primário e secundário ou componente de polimento (FALESCHINI; ESTEVES; VALERO, 2011).

Tendo sido desenvolvidas ao longo de mais de um século, as lagoas de estabilização foram progressivamente aplicadas para o tratamento de águas residuárias municipais em todo o mundo (HO; GOETHALS, 2020). Na contemporaneidade, devido a simplicidade e baixos custos, estes sistemas são amplamente adotados em pequenas comunidades e países em desenvolvimento (BUTLER *et al.*, 2017; PASSOS; FERREIRA; VON SPERLING, 2019). Assim, nações em progresso com climas tropicais o seu uso mostra-se altamente favorável, uma vez que a temperatura e a intensidade da luz solar aumentam a eficiência do tratamento (MARTÍNEZ *et al.*, 2014).

Embora simples, conceitualmente, as lagoas de estabilização são sistemas altamente dinâmicos e sujeitos a vários parâmetros operacionais e ambientais de interação. Ao reproduzir sistemas naturais, as lagoas herdam uma alta complexidade com uma rede interligada de reações bioquímicas e processos hidráulicos (HO *et al.*, 2017), tornando a modelagem e previsão do desempenho um desafio para projetistas.

Na região nordeste do Brasil, a tecnologia de lagoas de estabilização tem sido utilizada desde meados da década de 70 (SILVA *et al.*, 2011). Infelizmente, estes sistemas são frequentemente mal projetados, operados e mantidos (MACEDO; ARAÚJO; PEARSON, 2011). A simplicidade operacional da tecnologia costuma ser meio caminho para o descaso com a estação e o processo. De acordo com Araújo (2017), este cenário contribui para a queda de qualidade do efluente, da qualidade estética da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) e da perda de vida útil pelo assoreamento das lagoas. Além disso, a região carece de um banco de dados atualizado contendo informações sobre os projetos, aspectos construtivos e monitoramento de lagoas de estabilização em operação.

Vale destacar que as pesquisas mais recentes com lagoas de estabilização no Brasil tem se concentrado na região sudeste e, em sua maioria, com sistemas em escala piloto (BASTOS *et al.*, 2010; ASSUNÇÃO; VON SPERLING, 2013; BASTOS *et al.*, 2014;

RODRIGUES *et al.*, 2015; DIAS; PASSOS; VON SPERLING, 2017; DIAS; VON SPERLING, 2017; BASTOS; RIOS; SÁNCHEZ, 2018). Ainda que estes estudos tenham avançado nas discussões sobre a tecnologia de tratamento, os resultados alcançados não necessariamente refletem os mecanismos e a dinâmica de remoção de poluentes em lagoas de estabilização operando em escala real sob condições típicas da região Nordeste.

Dito isto, a presente dissertação buscou explorar as incertezas associadas ao desempenho e a qualidade do efluente de lagoas de estabilização, bem como discutir a modelagem cinética destes sistemas baseada na teoria de reatores. Para isso dividiu-se o estudo em três capítulos independentes, porém complementares. São eles:

Capítulo 1: Desempenho e coeficientes de confiabilidade de lagoas facultativas primárias e de maturação.

Capítulo 2: Simulação Monte Carlo na avaliação da probabilidade de falha em lagoas facultativas primárias e de maturação.

Capítulo 3: Coeficientes cinéticos de remoção de matéria orgânica em lagoas facultativas primárias e de maturação.

O *capítulo 1* traz uma análise do desempenho e dos coeficientes de confiabilidade (CDC) de sistemas de lagoas de estabilização. Os sistemas são avaliados quanto a eficiência e o percentual de atendimento à diferentes critérios para o lançamento de efluentes e, ainda, propõe-se uma abordagem alternativa para o projeto de lagoas de estabilização a partir do CDC.

Já o *capítulo 2* inicia com a seleção do modelo distributivo mais representativo do comportamento dos dados de concentração no efluente. A partir disso, constrói-se sinteticamente as distribuições selecionadas por meio de simulações e determina-se os percentuais esperados de não atendimento aos padrões ambientais (falha). Dessa forma, avalia-se o grau de confiabilidade alcançado pelos sistemas e os limites de concentração no efluente mais compatíveis com a tecnologia.

Por fim, o *capítulo 3* avalia a cinética de remoção da matéria orgânica das lagoas de estabilização. Nesse sentido, investiga-se a relação entre carregamento orgânico e a produtividade primária nas lagoas por meio dos parâmetros de potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD) e clorofila-a. Estima-se os coeficientes cinéticos de remoção (k) para Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO), considerando os regimes hidráulicos ideais, e avalia-se a influência das características geométricas e critérios de projeto sobre os valores de k .

2 DESEMPENHO E COEFICIENTES DE CONFIABILIDADE DE LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS E DE MATURAÇÃO

Para um maior conhecimento, Benedetti *et al.* (2010) definiram a confiabilidade de uma ETE como a probabilidade das concentrações no efluente cumprirem com os padrões de lançamento ou objetivos de tratamento especificados durante um determinado período de tempo. Matematicamente, isto é:

$$\text{Confiabilidade} = 1 - p(\text{Concentração} > \text{padrão ou meta de lançamento}) \quad (01)$$

A probabilidade (p) do padrão ou meta ser excedido no efluente depende da função de distribuição que descreve a concentração dos diferentes parâmetros de qualidade. Nesse caso, as distribuições probabilísticas enviesadas para a direita são particularmente comuns na modelagem de dados com médias baixas, grande variância e não negativos (LIMPERT; STAHEL; ABBT, 2001), como é o caso das concentrações no efluente de ETEs.

À vista disso, Niku, Schroeder e Samaniego (1979) basearam-se na distribuição Log-normal a fim de desenvolver o CDC, índice que relaciona a concentração média de um parâmetro com os padrões de qualidade a serem cumpridos em um nível de confiabilidade desejado. O estudo conduzido pelos autores supracitados foi desenvolvido a partir de dados de Sólidos Suspensos Totais (SST) e DBO de sistemas de lodos ativados, processo de tratamento de esgotos com alto grau de mecanização e flexibilidade operacional. Na contemporaneidade, a metodologia proposta por Niku, Schroeder e Samaniego (1979) possui reconhecimento na literatura técnica (TCHOBANOGLIOUS; BURTON; STENSEL, 2003; OLIVEIRA; VON SPERLING, 2008; OWUSU-ANSAH *et al.*, 2015; ANDRAKA, 2019) e sua utilização é recomendada pela United States Environmental Protection Agency (USEPA), ou seja, Agência de Proteção Ambiental Americana (NIKU; SCHROEDER, 1981).

Posteriormente, Oliveira e Von Sperling (2008) e Alderson, Santos e Mota Filho (2015) forneceram os CDC de diversos processos de tratamento em operação no Brasil. Ainda assim, pouco foi discutido sobre a aplicabilidade prática dos resultados em sistemas naturais com operação passiva, como lagoas de estabilização. Ho e Goethals (2020) destaca que continuam a faltar análises de incerteza em projetos de lagoas, embora estes sistemas, enquanto massas de água abertas, estejam intrinsecamente sujeitas a uma variabilidade que conduz a uma grande imprecisão nos seus modelos.

Ademais, os estudos de confiabilidade supracitados não consideraram diferentes níveis de restrição para os padrões de lançamento em corpos d'água. De acordo com Weirich,

Silverstein e Rajagopalan (2011), os padrões de lançamento baseiam-se em critérios científicos de qualidade da água e no risco de efeitos adversos significativos para os corpos d'água receptores. Entretanto, a adoção de limites normativos que desconsideram as condições socioeconômicas, institucionais e climáticas regionais podem torna-se impeditivo à adoção de determinadas tecnologias de tratamento. Atualmente, a tecnologia de lagoas enfrenta uma conjuntura de aperfeiçoamento ou de substituição como resultado de uma regulamentação mais rigorosa sobre os padrões de lançamentos.

Ante o exposto, o presente estudo propõe-se a analisar o atendimento à diferentes critérios para lançamento de efluentes e propor uma abordagem alternativa para o projeto de lagoas de estabilização a partir do CDC de Niku, Schroeder e Samaniego (1979). Espera-se, assim, que as considerações deste estudo possam contribuir tanto na concepção de novos sistemas quanto na definição de normas de lançamento razoáveis pelos órgãos reguladores.

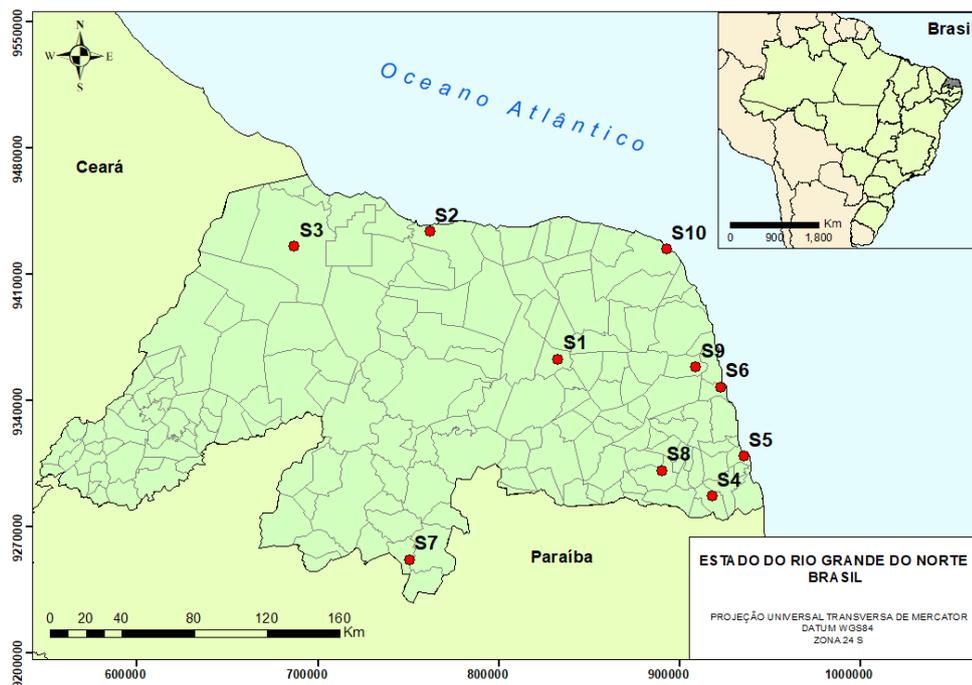
2.1 Método

2.1.1 Sistemas de lagoas de estabilização e coleta de dados

Para realização deste trabalho foram utilizados dados de 10 (dez) sistemas de lagoas de estabilização em operação no estado do Rio Grande do Norte (RN). A distribuição espacial dos sistemas (Figura 1) integra diferentes condições climáticas dentro do estado, do tropical chuvoso ao semiárido (classificação de Köppen), com temperaturas médias superiores a 20° C e médias anuais de precipitação entre 400 e 1200 mm.

A seleção das ETEs considerou a operação adequada e a existência de unidades de tratamento preliminar (gradeamento, caixa de areia e medidor de vazão). Todas recebem efluente predominantemente doméstico e são compostas por uma lagoa facultativa primária (LFP) seguida de duas lagoas de maturação em série (LMP e LMS) (Apêndices A – J). Nas tabelas 1 e 2 são apresentadas, respectivamente, as características gerais das ETEs e as configurações físicas das lagoas que compõem os sistemas.

Figura 1 - Distribuição espacial dos sistemas de lagoas de estabilização no Rio Grande do Norte (RN)



Fonte: Autor (2020).

Tabela 1 - Caracterização geral das ETEs avaliadas

ETE	Designação	Início de Operação	Vazão (m³ d⁻¹)	TDH Total (d)	Destinação do efluente
Caçara	S1	2002	108	29,71	Reúso na agricultura
Ilha de Santana	S2	1996	3940	17,13	corpo d'água
Passagem de Pedras	S3	2009	492	118,02	corpo d'água
Cidade	S4	2002	253	13,77	corpo d'água
Pipa	S5	2003	646	18,40	Disposição no solo
Ponta Negra	S6	2001	7615	24,93	Disposição no solo
Sítio Santana	S7	2002	170	29,48	corpo d'água
Santo Antônio	S8	2004	300	78,01	corpo d'água
Coqueiros	S9	*	260	43,52	Reúso na agricultura
Touros	S10	2000	810	33,67	corpo d'água

Nota: Informação não localizada

Tabela 2 - Características das lagoas facultativas primárias (LFP), de maturação primária (LMP) e de maturação secundária (LMS) das ETEs avaliadas

	Profundidade (m)			Comprimento/Largura			TDH (d)		
	LFP	LMP	LMS	LFP	LMP	LMS	LFP	LMP	LMS
S1	1,5	1,4	1,4	2,50	1,20	1,20	15,6	7,1	7,1
S2	2,0	1,5	1,5	2,80	2,00	2,00	11,7	2,7	2,7
S3	2,0	1,5	1,5	2,80	1,20	1,20	72,3	22,9	22,9
S4	2,0	1,5	1,5	2,00	2,60	2,60	10,7	1,5	1,5
S5	2,0	1,5	1,5	2,90	3,50	3,50	14,2	2,1	2,1
S6	2,0	1,5	1,5	3,80	1,40	1,90	13,8	5,5	5,6
S7	1,3	1,2	1,2	1,90	2,10	2,60	20,6	5,0	3,9
S8	2,0	1,5	1,5	2,30	1,60	2,80	56,1	11,4	10,5
S9	2,0	1,9	1,9	1,70	0,80	0,80	23,3	10,1	10,1
S10	1,1	1,0	1,0	2,40	0,90	0,90	17,5	8,1	8,1

Fonte: Autor (2020).

O banco de dados utilizados é resultado do monitoramento executado pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN), Campus Natal Central, contando com o apoio do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PPgES-UFRN), e da Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN). Cada sistema foi avaliado com frequência mínima mensal por um período de um ano, em diferentes dias da semana, perfazendo um total de 157 coletas (Apêndices K – N).

Desse modo, utilizou-se a metodologia descrita no APHA (2009) para a caracterização dos afluentes e efluentes de cada lagoa com relação às seguintes variáveis: Demanda Bioquímica de Oxigênio, de amostras filtradas (DBO_f) e não filtradas (DBO), Demanda Química de Oxigênio, em amostras filtradas (DQO_f) e não filtradas (DQO), Sólidos Suspensos Totais (SST), Amônia Total (AMT) e Coliformes Termotolerantes (CTT). Além disso, a escolha destes parâmetros justifica-se pela relevância do ponto de vista ambiental e por

serem usualmente contemplados nas legislações que versam sobre padrões de lançamento de efluentes.

2.1.2 Determinação e eliminação de outliers

Em vista aos valores extremos ou não usuais que podem prejudicar a análise do comportamento dos dados, optou-se pela identificação e exclusão dos Outliers. Para isso, foi empregada uma regra empírica baseada na amplitude interquartil do conjunto de dados (VON SPERLING; VERBYLA; OLIVEIRA, 2020), conforme as equações 2 e 3. Todos os valores situados abaixo do limite inferior ou acima do limite superior foram considerados outliers e, portanto, excluídos do conjunto de dados analisado.

$$L_{\text{sup}} = Q_3 + 1,5 \times (Q_3 - Q_1) \quad (2)$$

$$L_{\text{inf}} = Q_1 - 1,5 \times (Q_3 - Q_1) \quad (3)$$

Em que: Q_3 = Terceiro quartil; Q_1 = Primeiro quartil.

2.1.3 Atendimento às metas de qualidade do efluente final

As concentrações dos parâmetros efluentes às 10 (dez) estações foram comparadas com os limites de lançamento da Resolução Conama nº 430/2011 (BRASIL, 2011) e os níveis de restrição para os padrões de lançamento propostos por Morais e Santos (2019), a partir da análise das legislações estaduais brasileiras (Tabela 3). A avaliação do desempenho dos sistemas foi efetuada através da eficiência de remoção alcançada e do percentual de atendimento aos padrões supracitados.

Tabela 3 – Níveis de restrição para os padrões de lançamento de efluentes

Parâmetro	Muito restritivo	Menos Restritivo
DQO (mg L⁻¹)	<120	>200
DBO (mg L⁻¹)	<60	>90
SST (mg L⁻¹)	<100	>150
AMT (mg L⁻¹)	<5	>20
CTT (UFC 100mL⁻¹)	<10 ⁴	>10 ⁵

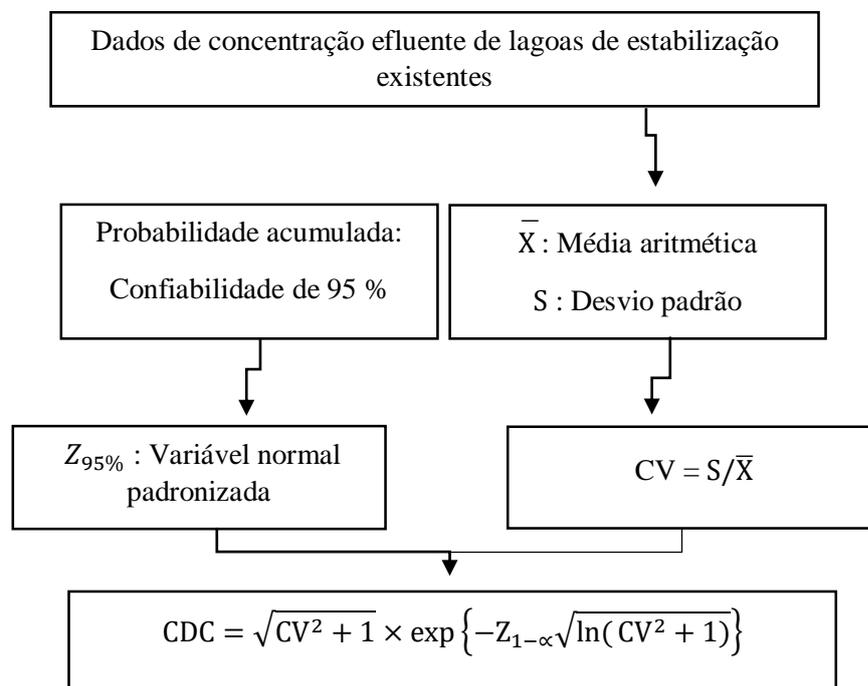
Fonte: Autor (2020).

2.1.4 Teste de aderência e cálculo do coeficiente de confiabilidade (CDC)

A metodologia desenvolvida por Niku, Schroeder e Samaniego (1979) baseia-se na hipótese de log-normalidade dos dados. Nesse sentido, o teste Kolmogorov-Smirnov (K-S) foi empregado na avaliação da aderência das concentrações efluentes à distribuição de probabilidade Log-normal, considerando um nível de significância de 5%. Ainda que diversas técnicas de inferência estatística sejam conhecidas para analisar a aderência dos dados (Kolmogorov-Smirnov, Qui-quadrado, Anderson-Darling e Lilliefors), o teste de K-S foi escolhido em razão da sua simplicidade e por ser o mais empregado para pequenas amostras ($n \leq 30$).

Os CDC dos parâmetros de qualidade foram obtidos a partir dos coeficientes de variação (CV) das concentrações e da variável normal padronizada associada a uma probabilidade de não excedência de 95%, conforme a sequência apresentada na Figura 2.

Figura 2 – Procedimento de cálculo dos coeficientes de confiabilidade (CDC)



Fonte: Autor (2020).

Por conseguinte, obtido o CDC de cada constituinte, os valores de projeto/operacionais (M_x) que resultam no atendimento aos padrões de lançamento (X_s) em 95% do tempo, foram calculados, por meio de equação 4 abaixo, todas as lagoas da série. Nesse

sentido, quanto mais próximo as concentrações médias observadas estiverem das concentrações calculadas com o CDC, mais o sistema se aproxima do nível de confiabilidade desejado.

$$M_x = (\text{CDC}) \times X_s \quad (4)$$

Em que: M_x : concentração média do constituinte;

X_s : meta de qualidade ou padrão fixado por alguma legislação ou norma;

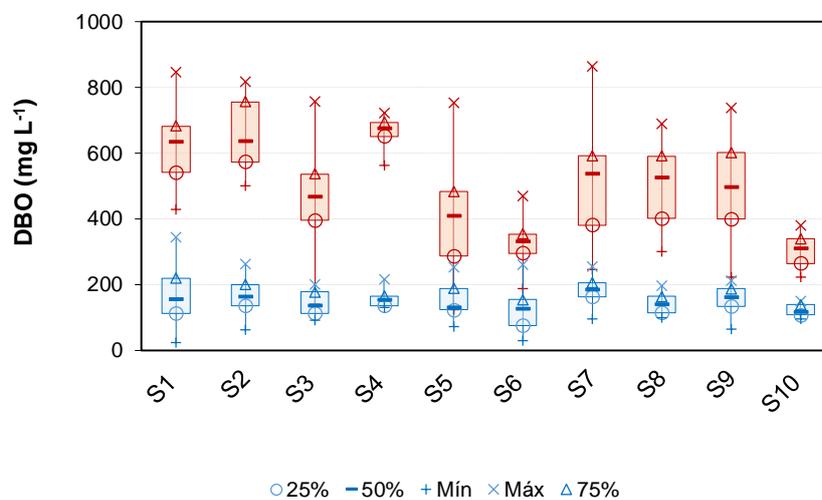
CDC: coeficiente de confiabilidade.

2.2 Resultados e Discussão

2.2.1 Atendimento às metas de qualidade no efluente final

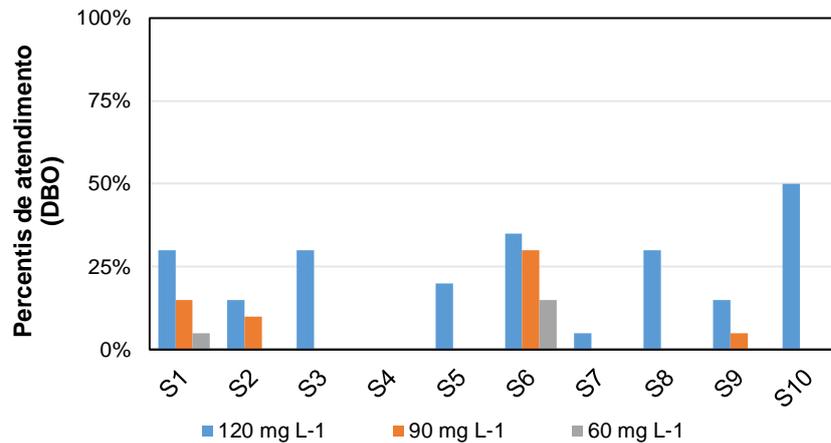
As figuras de 3 a 10 apresentam os gráficos Box-plot das concentrações de DBO e DQO nos efluentes finais e os percentuais de atendimentos à diferentes metas de qualidade estabelecidas.

Figura 3 – Box-plot das concentrações de DBO no esgoto bruto (vermelho) e efluente final (azul) dos 10 sistemas de lagoas de estabilização avaliados



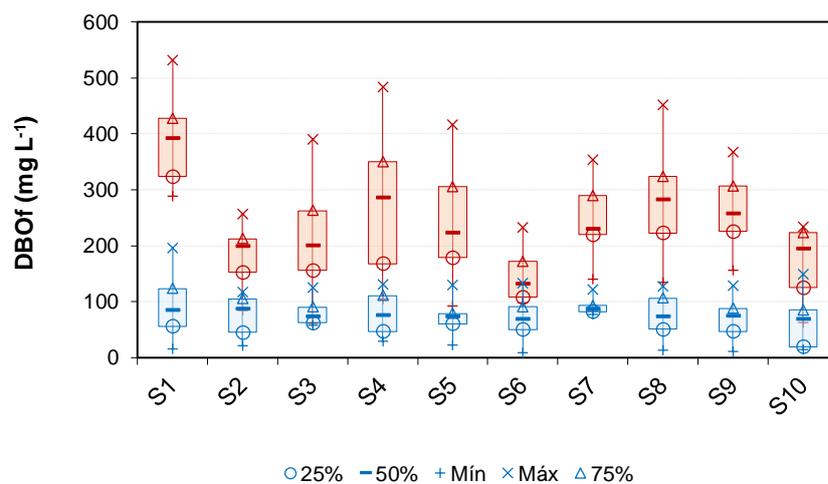
Fonte: Autor (2020).

Figura 4 – Percentuais de atendimento para DBO considerando o limite da Resolução CONAMA 430/2011 (120 mg L^{-1}) e os dois níveis de restrição (60 e 90 mg L^{-1}) de Moraes e Santos (2019)



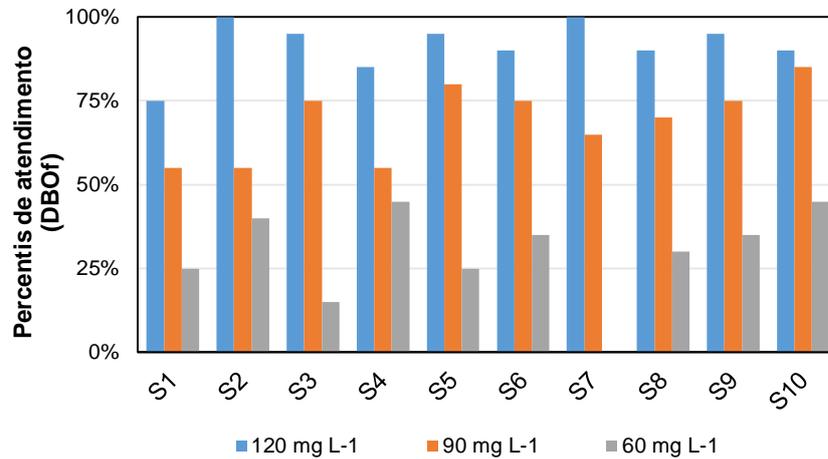
Fonte: Autor (2020).

Figura 5 – Box-plot das concentrações de DBO_f , amostras filtradas, no esgoto bruto (vermelho) e efluente final (azul) dos 10 sistemas de lagoas de estabilização avaliados



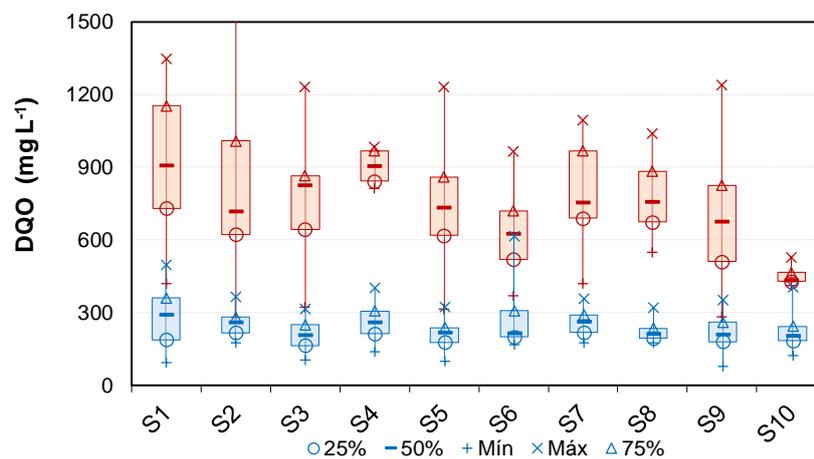
Fonte: Autor (2020).

Figura 6 - Percentuais de atendimento para DBO_f considerando o limite da Resolução CONAMA 430/2011 (120 mg L^{-1}) e os dois níveis de restrição (60 e 90 mg L^{-1}) de Moraes e Santos (2019)



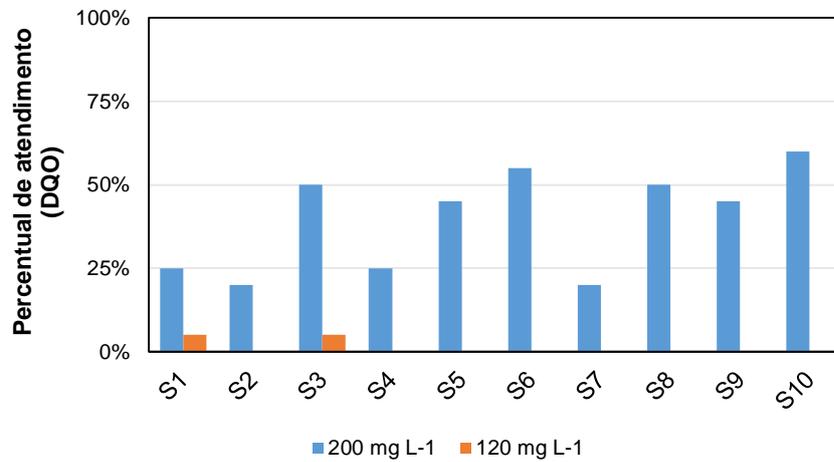
Fonte: Autor (2020).

Figura 7 - Box-plot das concentrações de DQO no esgoto bruto (vermelho) e efluente final (azul) dos 10 sistemas de lagoas de estabilização avaliados



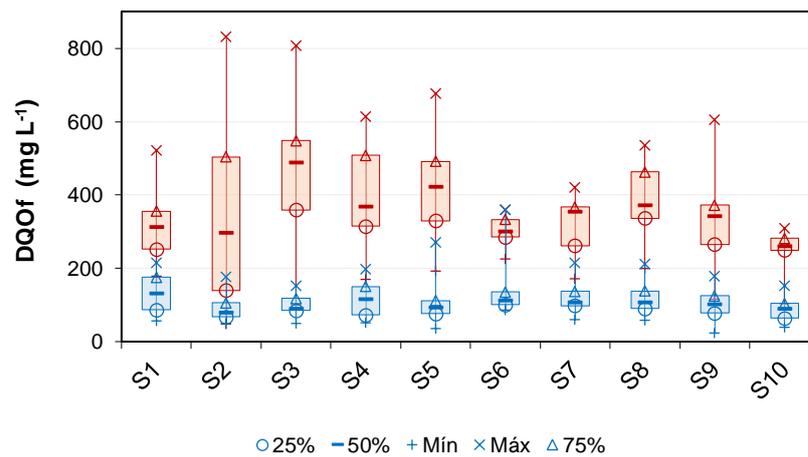
Fonte: Autor (2020).

Figura 8 - Percentuais de atendimento para DQO considerando os dois níveis de restrição (120 e 200 mg L⁻¹) de Moraes e Santos (2019)



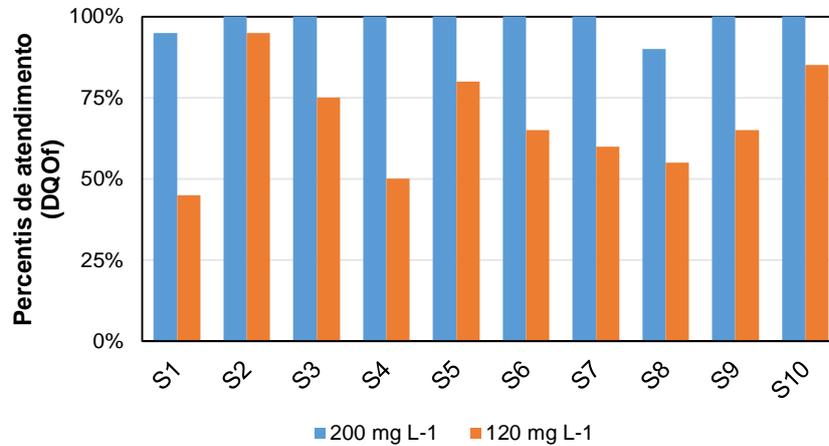
Fonte: Autor (2020).

Figura 9 - Box-plot das concentrações de DQO_f, amostras filtradas, no esgoto bruto (vermelho) e efluente final (azul) dos 10 sistemas de lagoas de estabilização avaliados



Fonte: Autor (2020).

Figura 10 - Percentuais de atendimento para DQO_f considerando os dois níveis de restrição (120 e 200 $mg L^{-1}$) de Moraes e Santos (2019)

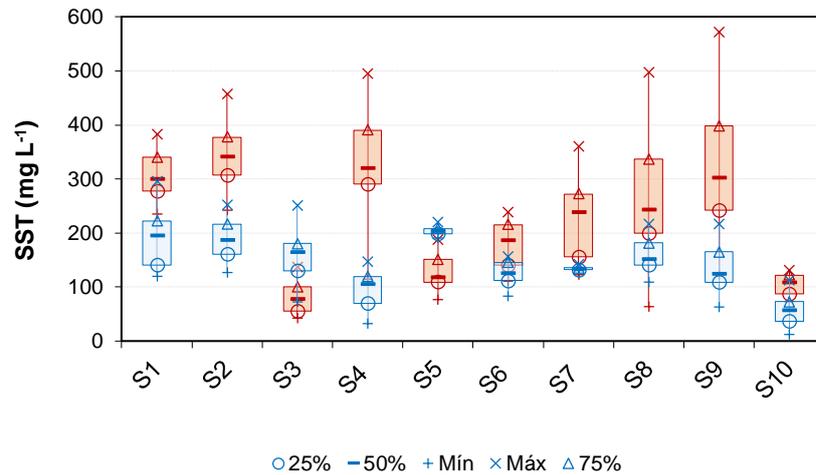


Fonte: Autor (2020).

Desse modo, a despeito da diferença entre vazões, tempos de detenção hidráulica e relações geométrica das unidades, os sistemas apresentaram comportamento semelhante quanto eficiência de remoção de DBO e DQO. A eficiência média de remoção situou-se entre 79 % e 89% para DBO e entre 78% a 87% para DQO. Portanto, todas os sistemas atenderam a remoção mínima de 60% estabelecida pela resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011) com base nas amostras filtradas de DBO.

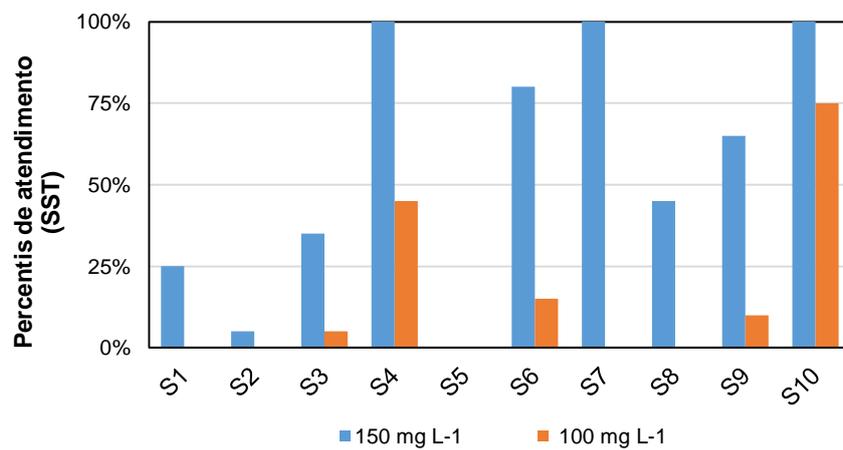
Não obstante, foram observados baixos percentuais de atendimento aos limites de DBO e DQO quando se considera as amostras não filtradas. Isto decorre do material não filtrável que contribui com até 56 % da DBO e 67% da DQO. Este elevado conteúdo de matéria orgânica particulada no efluente pode ser atribuída à biomassa algal presente no efluente das lagoas que poderá ou não exercer uma demanda de oxigênio no corpo receptor.

Figura 11 - Box-plot das concentrações de Sólidos Suspensos Totais (STT) no esgoto bruto (vermelho) e efluente final (azul) dos 10 sistemas de lagoas de estabilização avaliados



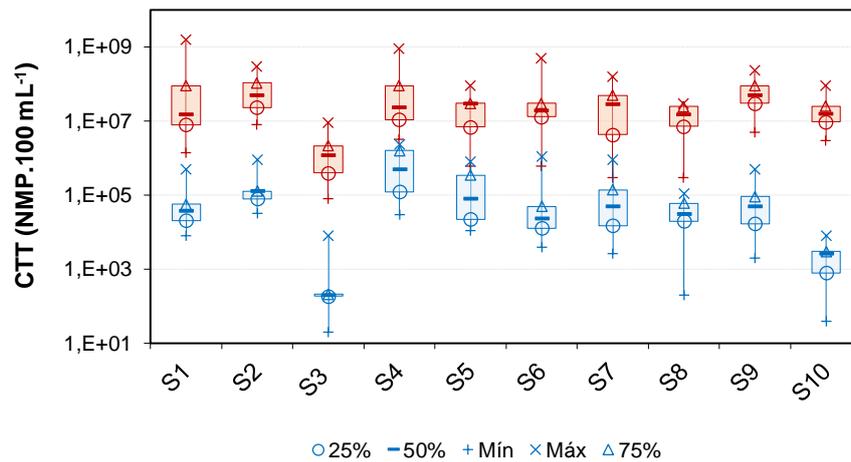
Fonte: Autor (2020).

Figura 12 - Percentuais de atendimento para Sólidos Suspensos Totais (STT) considerando os dois níveis de restrição (100 e 150 mg L⁻¹) de Moraes e Santos (2019)



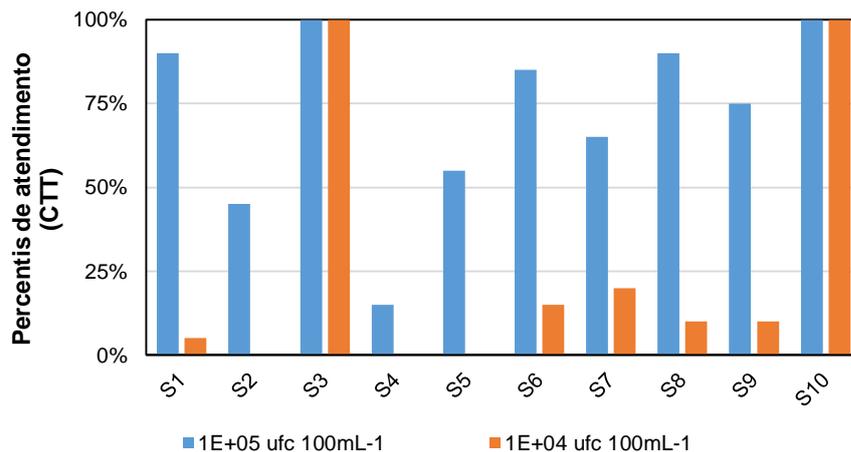
Fonte: Autor (2020).

Figura 13 - Box-plot das concentrações de Coliformes Termotolerantes (CTT) no esgoto bruto (vermelho) e efluente final (azul) dos 10 sistemas de lagoas de estabilização avaliados



Fonte: Autor (2020).

Figura 14 - Percentuais de atendimento para Coliformes Termotolerantes (CTT) considerando os dois níveis de restrição (10^4 e 10^5 UFC 100mL^{-1}) de Moraes e Santos (2019)



Fonte: Autor (2020).

Quanto aos SST, a concentração no efluente final variou de 59 mg L^{-1} a 204 mg L^{-1} , com eficiências de remoção média inferiores a 69,9%. No efluente final de S3 e S5 foram observados aumentos de 97,7 % e 62,1% em relação ao esgoto bruto afluente. Como a DBO e

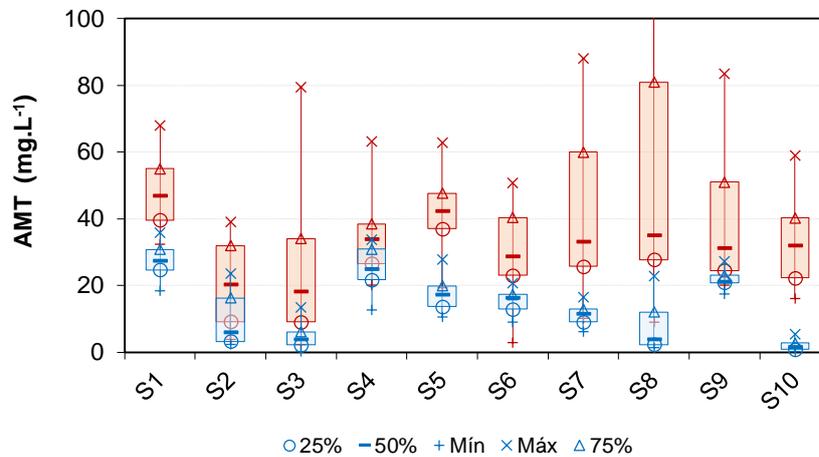
os sólidos suspensos estão intimamente relacionados no tratamento (WEIRICH; SILVERSTEIN; RAJAGOPALAN, 2011), é provável que estes resultados, também, estejam associados ao crescimento de algas nas lagoas. De modo geral, os sistemas mostraram-se incapazes de alcançar o limite de 100 mg L^{-1} de SST no efluente final (Figura 12). Mara (2003) advoga que muitos rios nos países em desenvolvimento têm uma concentração de sólidos em suspensão “naturalmente” elevada e, portanto, não faria sentido estabelecer normas mais rigorosa do que a concentração já existente no corpo receptor.

Por conseguinte, os sistemas apresentaram eficiências de remoção de CTT entre dois (99%) a quatro unidades logarítmicas (99,9%). A média geométrica de coliformes variou entre $9,3 \times 10^2 \text{ UFC } 100\text{mL}^{-1}$ e $8,7 \times 10^5 \text{ UFC } 100\text{mL}^{-1}$. Apenas S3 e S10 apresentaram atendimento pleno à meta de $10^4 \text{ UFC } 100\text{mL}^{-1}$ (Figura 14), mesmo apresentando Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) muito distinto. Uma vez que os principais mecanismos de decaimento de coliforme estão associados as camadas superiores das lagoas, em que a intensidade da radiação UV, pH e OD são maiores (RODRIGUES *et al.*, 2015), é razoável assumir que a menor profundidade das lagoas de S10 tenham compensado o menor TDH (Tabela 2).

Além disso, existe uma relação semi-quantitativa entre a densidade do organismo indicador e a presença de patogênicos no efluente. Ainda que a norma federal (BRASIL, 2011) não explicita limite de coliformes para lançamento em cursos d'água, a utilização sem tratamento de águas superficiais interiores pelas comunidades rurais e periurbanas (MARA, 2003) somado a baixa disponibilidade hídrica do semiárido nordestino soblevam a necessidade de se alcançar baixas contagens no efluente final. Nesse sentido, Silva *et al.* (2011) relata contagens inferiores a $10^3 \text{ UFC } 100\text{mL}^{-1}$ apenas em séries com 4 a 5 lagoas.

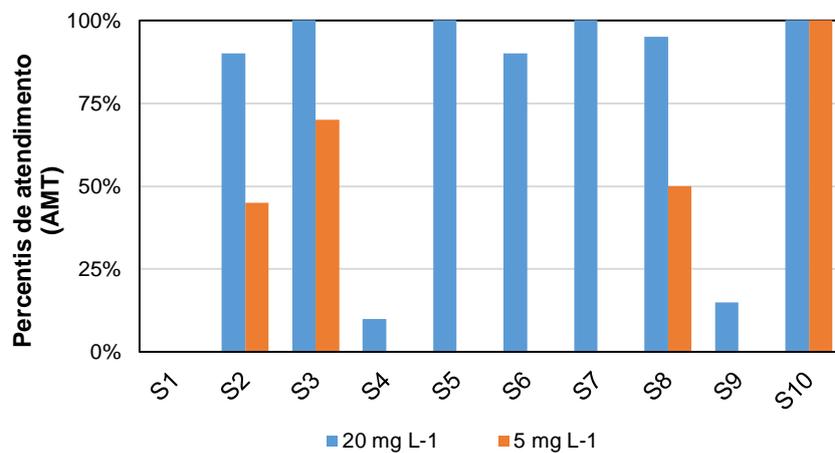
Quanto à amônia (AMT), as eficiências de remoções variaram de 28,7 % a 94,0%. Para sistemas semelhantes em operação no Nordeste, Silva *et al.* (2011) reporta remoções de amônia entre 30 a 80%. Os efluentes finais apresentaram concentrações médias de amônia entre $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ a $27,2 \text{ mg L}^{-1}$. Apenas S2, S3, S8 e S10 apresentaram concentrações de amônia no efluente final abaixo da meta de qualidade mais restritiva de 5 mg L^{-1} (Figura 16). Assim, considerando um cenário de reúso desses efluentes na agricultura, a disponibilidade de nutrientes pode ser considerada como um aspecto favorável ao crescimento das culturas.

Figura 15 - Box-plot das concentrações de amônia total (AMT) no esgoto bruto (vermelho) e efluente final (azul) dos 10 sistemas de lagoas de estabilização avaliados



Fonte: Autor (2020).

Figura 16 - Percentuais de atendimento para amônia total (AMT) considerando os dois níveis de restrição (5 e 20 mg L⁻¹) de Moraes e Santos (2019)



Fonte: Autor (2020).

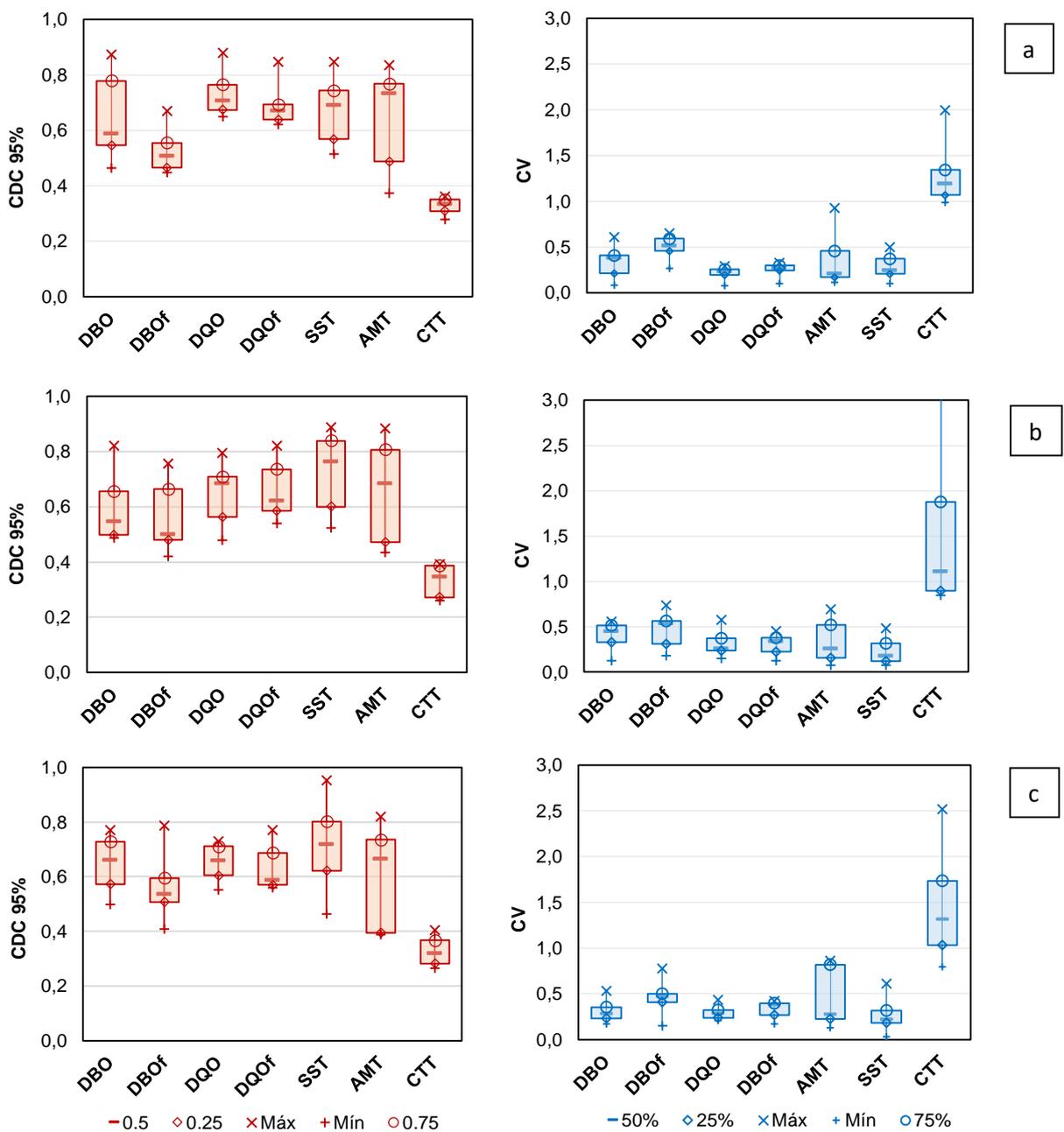
Isto posto, as variações observadas no desempenho e na qualidade do efluente tratado ilustram a necessidade de os sistemas de lagoas de estabilização serem projetados para produzir uma concentração média efluente muito abaixo dos padrões de lançamento. Nesse sentido, o CDC proposto por Niku, Schroeder e Samaniego (1979) apresenta-se como uma alternativa metodológica oportuna, pois permite relacionar os valores das concentrações

efluentes médias ao padrão a ser alcançado com base em uma medida aceitável de risco ou violação.

2.2.2 Coeficientes de confiabilidade (CDC)

A figura 17 apresenta gráficos Box-plot de CV e CDC por parâmetro ao longo da série de lagoas. Buscou-se preservar o entendimento de outros autores de que o CDC é representativo do conjunto de operações unitárias que contribuem para a qualidade do efluente.

Figura 17 - Box-plot de Coeficiente de Variação (CV e CDC) por parâmetro e lagoa da série (LFP: a; LMP: b; LMS: c), para um nível de confiabilidade de 95%



O teste de aderência K-S não rejeitou a hipótese de representatividade dos dados amostrais de concentração pela distribuição de probabilidade Log-normal (p -valor $> 0,05$), o que permitiu o emprego da metodologia desenvolvida por Niku, Schroeder e Samaniego (1979). Não obstante, para um coeficiente de variação igual a 0,5 (próximo dos valores observados), o erro tipo II cometido pelo teste K-S se reduz à medida que a extensão das séries aumenta (SOUZA *et al.*, 2011). Assim, pode-se inferir que a anulação do erro tipo II, não rejeitar a hipótese de representatividade da distribuição Log-normal quando ela é falsa, só se dará para uma série de dados muito maior. Nesse sentido, inda que diversos estudos tenham reportaram que a distribuição probabilística Log-normal descreva o comportamento da DBO e SST nos efluentes de ETEs (DEAN; FORSYTHE, 1976; NIKU; SCHROEDER; SAMANIEGO, 1979; NIKU; SCHROEDER, 1981; OLIVEIRA; VON SPERLING, 2008; OWUSU-ANSAH *et al.* 2015), outras distribuições não testadas (Gamma, Weibull, Normal e entre outros) podem fornecer um ajuste melhor aos dados.

Para o nível de confiabilidade de 95%, o valor do CDC diminui com o aumento do CV. Testes não paramétricos (Kruskal-Wallis) concluíram que, para um mesmo parâmetro, os valores de CDC não diferem estatisticamente entre as lagoas ($p < 0,05$). Ao contrário do que afirma Alderson, Santos e Mota Filho (2015), um baixo valor de CDC não implica, necessariamente, o mau funcionamento da estação de tratamento, uma vez que não são consideradas as concentrações de efluentes para os parâmetros de qualidade. Mas indica condições operacionais menos estáveis em decorrência da maior variabilidade dos dados. Já para coliformes termotolerantes, a contagem do indicador microbiológico varia segundo diversas ordens de grandeza explicando os valores de CV superiores a 1,0.

Isto posto, a figura 17 ilustra o grau de espalhamento dos dados (dispersão) de CDC em torno da medida de centralidade. Nota-se que o próprio coeficiente de confiabilidade sofre com a flutuação dos dados da tecnologia de tratamento de efluentes. A variável ou a combinação de variáveis responsáveis pela flutuação da qualidade dos efluentes difere de ETE para ETE. Esta situação pode ser o resultado do projeto, operação ou ambos. Nesse sentido, a adoção de um CDC médio representativo da tecnologia de tratamento, tal como advogam Oliveira e Von Sperling (2008), pode trazer uma previsão fora da realidade por não considerar a faixa de variação do coeficiente.

2.2.3 Concentração de projeto e aplicações

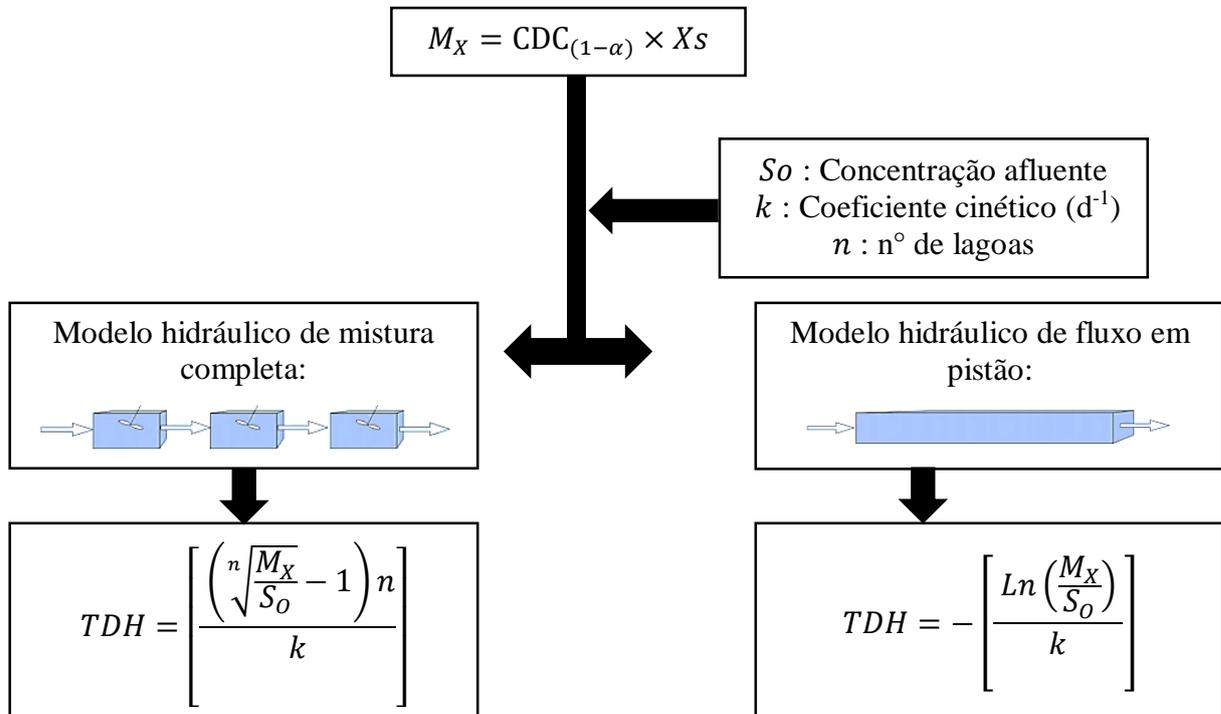
Tendo em vista que os sistemas de lagoas de estabilização não possuem controles ajustáveis uma vez em operação, o potencial de utilização do CDC recai sobre o estágio de projeto:

Exemplo 1: Considere o padrão de lançamento de 120 mg L^{-1} para DQO a ser alcançado no efluente final da lagoa de maturação secundária. Para o CDC entre 0,73 e 0,55 (Figura 17 - C), o projeto das lagoas deve considerar uma concentração média final de DQO entre 88 e 66 mg L^{-1} para cumprir o limite da norma em 95% do tempo. Note que à medida que o CDC do parâmetro diminui, a concentração média de projeto diminui em conformidade.

Utilizando os resultados de outras estações de tratamento semelhantes, a adoção do CDC permite introduzir um fator de segurança probabilístico em modelos determinísticos baseados na suposição de estado estacionário (Figura 18).

Exemplo 2: Suponha um parâmetro cuja remoção é modelada segundo a cinética de primeira ordem, tal como matéria orgânica (SUN; SAED, 2009; SILVA; SOUZA; ARAÚJO, 2010), nitrogênio amoniacal (VALERO; MARA, 2010; BASTOS; RIOS; SÁNCHEZ, 2018) e coliformes (BANDA; SLEIGH; MARA, 2005; MACEDO; ARAÚJO; PEARSON, 2011). Ao assumir o regime de fluxo nas lagoas como ideal, uma vez conhecida a concentração final (M_X) necessária para o cumprimento de uma determinada meta de qualidade (X_s), calcula-se o Tempo de Detenção Hidráulico requerido (TDH) a partir da concentração no afluente (M_o) e do coeficiente cinético (k) do modelo.

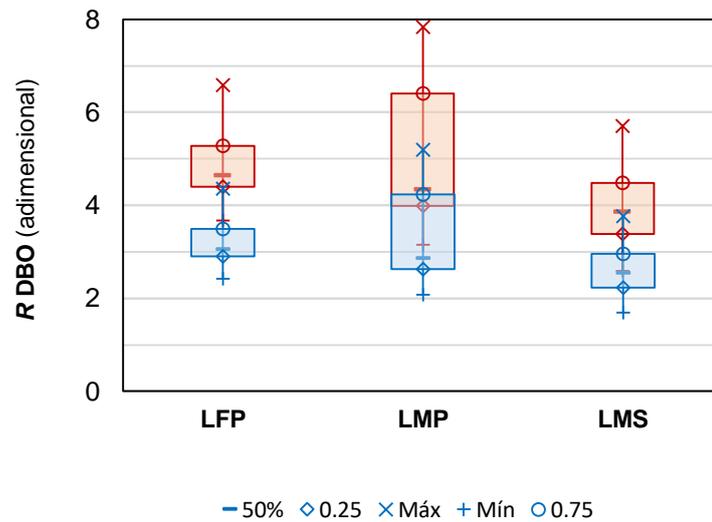
Figura 18 - Abordagem por etapas para o projeto de lagoas de estabilização a partir do coeficiente de confiabilidade (CDC) e da concentração de projeto (M_X), calculados para um nível de confiabilidade de $(1-\alpha)\%$



Fonte: Autor (2020).

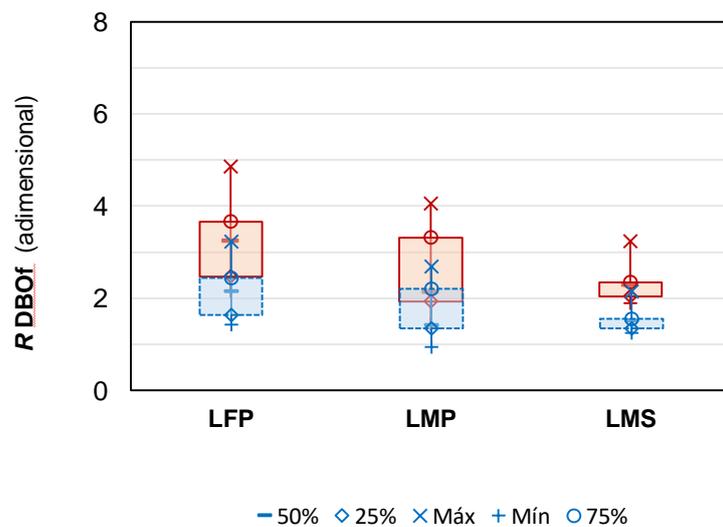
Não obstante, a aplicabilidade do CDC depende da capacidade da tecnologia em alcançar o nível de confiabilidade desejado em relação ao padrão de lançamento. Os distanciamentos em relação ao cenário de 95% de confiabilidade estão apresentados nas Figuras 19 a 24 por meio da razão entre a concentração média real (\bar{X}) e a concentração média de projeto ideal (M_X) para cada lagoa da série. Para uma razão igual a 1, a concentração efluente observada para o parâmetro coincide com o valor de projeto necessário. Exceto para DQO_f e amônia considerando os padrões menos restritivos, as razões observadas foram muito superiores a 1. Isto sugere que o cenário de 95% de confiabilidade é pouco factível e que limites de lançamento menos restritivos devem ser aplicados aos parâmetros considerados neste estudo. Conforme discorre Banda, Sleigh e Mara (2005), a concepção de sistemas para uma conformidade de 95% no efluente seria consideravelmente mais dispendiosa e, por conseguinte, especialmente (mas não só) nos países em desenvolvimento, as entidades reguladoras e os projetistas devem procurar um equilíbrio entre a confiabilidade e os custos do sistema.

Figura 19 - Razão (R) entre concentrações observadas e as concentrações de projeto (nível de confiabilidade de 95%) para DBO, considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul)



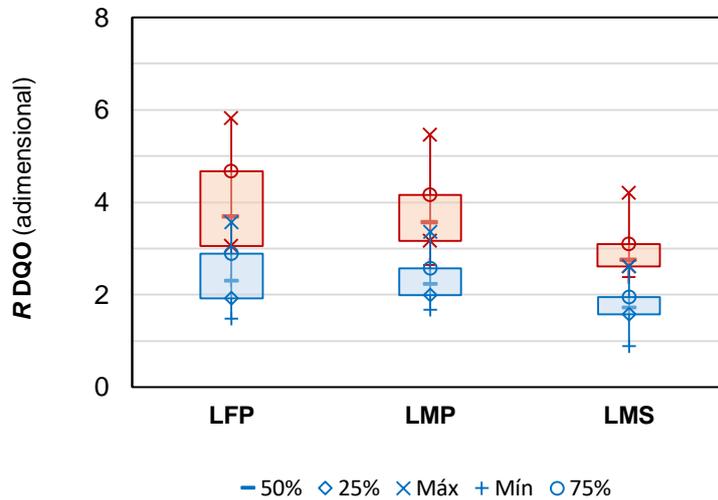
Fonte: Autor (2020).

Figura 20 - Razão (R) entre concentrações observadas e as concentrações de projeto (nível de confiabilidade de 95%) para DBO_f , considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul)



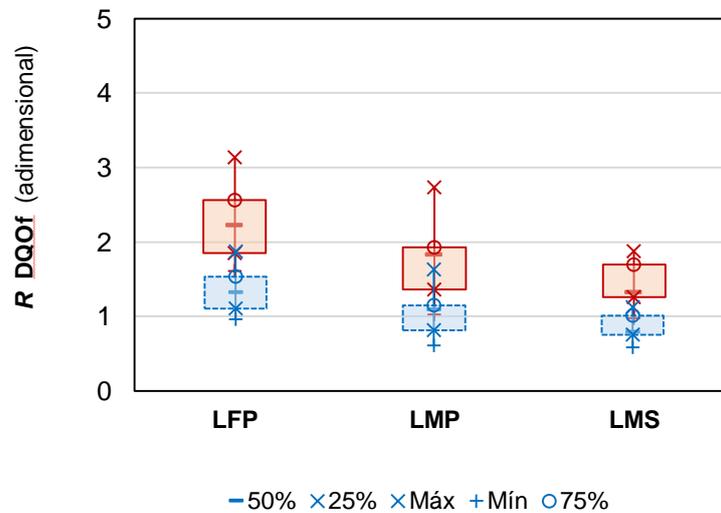
Fonte: Autor (2020).

Figura 21 - Razão (R) entre concentrações observadas e as concentrações de projeto (nível de confiabilidade de 95%) para DQO, considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul)



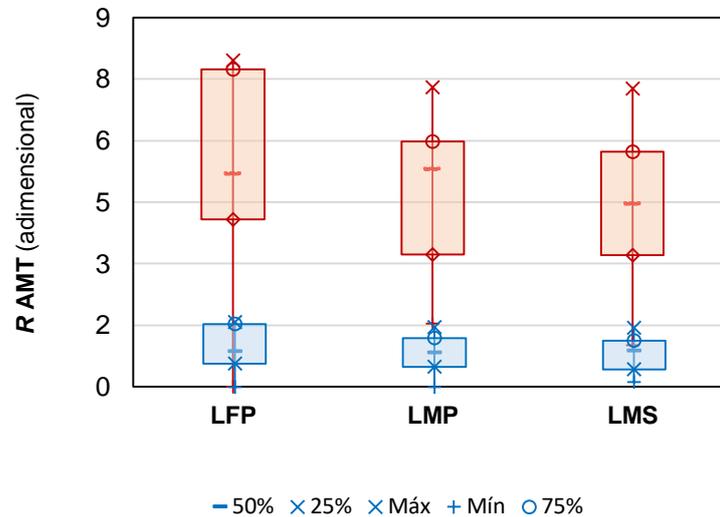
Fonte: Autor (2020).

Figura 22 - Razão (R) entre concentrações observadas e as concentrações de projeto (nível de confiabilidade de 95%) para DQO_f, considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul)



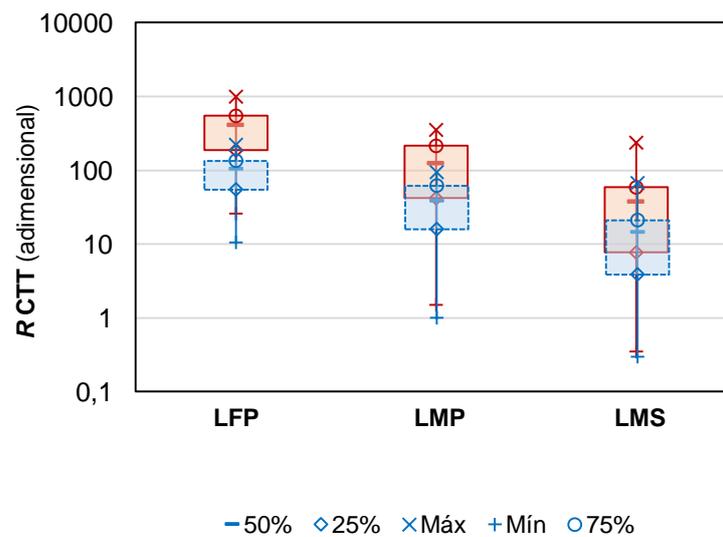
Fonte: Autor (2020).

Figura 23 - Razão (R) entre concentrações observadas e as concentrações de projeto (nível de confiabilidade de 95%) para amônia total (AMT), considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul)



Fonte: Autor (2020).

Figura 24 - Razão (R) entre concentrações observadas e as concentrações de projeto (nível de confiabilidade de 95%) para Coliformes Termotolerantes (CTT), considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul)



Fonte: Autor, 2020.

2.3 Conclusões

Os 10 sistemas de lagoas de estabilização no nordeste do Brasil apresentaram grande variabilidade no atendimento às metas de qualidade estabelecidas para o efluente final. O material particulado atribuído às algas interferiu negativamente nos percentuais de atendimento aos limites estipulados para DBO e DQO. Além disso, os sistemas mostraram dificuldade e, em vários casos, total incapacidade em alcançar padrões de lançamento restritivos para coliformes termotolerantes e amônia.

Considerando a acomodação da variabilidade esperada no efluente, foi discutido o potencial de utilização de CDC na concepção de sistemas semelhantes. O teste K-S de aderência dos dados de concentração à distribuição Log-normal permitiu a aplicação da metodologia desenvolvida por Niku, Schroeder e Samaniego (1979). Frente aos demais parâmetros de qualidade, coliformes termotolerantes apresentou os maiores coeficientes de variação e, conseqüentemente, os menores valores de CDC. A dispersão observada nos resultados de CDC prejudica a adoção de um valor médio característico da tecnologia para os parâmetros. Exceto para a DQO de amostras filtradas e amônia, as concentrações reais mostraram-se muito superiores àquelas necessárias para assegurar que 95% dos resultados possam atender às metas de lançamento. À vista disso, ao aplicar a metodologia aqui discutida deve-se considerar a capacidade da tecnologia em alcançar o nível de confiabilidade estabelecido frente ao padrão lançamento.

3 SIMULAÇÃO MONTE CARLO NA AVALIAÇÃO DA PROBABILIDADE DE FALHA EM LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS E DE MATURAÇÃO

A falha em um sistema de tratamento de esgotos ocorre quando os padrões requeridos para o lançamento do efluente são excedidos. Logo, um sistema será completamente confiável se o desempenho do processo não apresentar falhas (OWUSU-ANSAH *et al.*, 2015). Matematicamente, isto é:

$$\text{Falha} = \text{concentrações efluentes} > \text{padrão ou meta de lançamento} \quad (5)$$

Assim, devido às inúmeras incertezas acerca do projeto e operação em uma estação de tratamento de esgotos (ETE), o risco de falha é inevitável. Para que esse risco possa ser minimizado e admitido dentro de uma faixa compatível com o perfil tecnológico da ETE, é necessário a criação e/ou adoção de modelos que possam mensurá-lo adequadamente sem restrições metodológicas significativas.

Nesse sentido, o trabalho pioneiro de Niku, Schroeder e Samaniego (1979) modelou a confiabilidade de sistemas de tratamento baseando-se na função de distribuição de probabilidade (FDP) Log-normal. É evidente que as limitações computacionais disponíveis na época impediram os supracitados autores de explorar outras FDPs. Embora a Log-normal seja apresentada como referência para a avaliação estatística de ETEs, autores argumentam que outras distribuições também fornecem uma boa descrição do dados de concentração efluente (GUPTA; SHRIVASTAVA, 2006; OLIVEIRA; VON SPERLING, 2008; VERA *et al.*, 2011; OWUSU-ANSAH *et al.*, 2015). Nestes casos, a metodologia proposta por Niku, Schroeder e Samaniego (1979) não é aplicável e a distribuição dos valores nos efluentes deve ser tratada independentemente para se ajustar à sua própria distribuição.

Na contemporaneidade, a simulação Monte Carlo está entre as principais técnicas utilizadas para analisar problemas que envolvem incerteza ou variabilidade (GUPTA; SHRIVASTAVA, 2006). A boa capacidade de expressar a natureza estatística dos eventos torna o método bastante eficaz na avaliação da confiabilidade de um sistema (TAHERIYOUN; MORADINEJAD, 2015). Uma vez conhecida a FDP característica do conjunto amostral, o método usa uma sequência aleatória de números para atribuir valores às variáveis do sistema que se deseja investigar. Diferentemente de abordagens analíticas, cujos resultados são únicos e determinísticos, o resultado de uma simulação não é único, mas uma distribuição probabilística de n-valores possíveis.

Isto posto, o presente estudo busca aplicar a simulação Monte Carlo na avaliação da probabilidade de falha de sistemas de lagoas de estabilização no atendimento às metas de qualidade no efluente. Assim, espera-se que as informações geradas possam fornecer um panorama geral da ocorrência de falha e os riscos inerentes do processo de tratamento.

3.1 Método

3.1.1 Coleta de dados

Serão utilizados dados das 10 (dez) Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) descritas no item 2.1.1. Para este capítulo, os seguintes parâmetros foram considerados: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e sua fração filtrada (DBO_f), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e sua fração filtrada (DQO_f), Sólidos Suspensos Totais (SST), Amônia Total (AMT), Coliformes Termotolerantes (CTT) e pH.

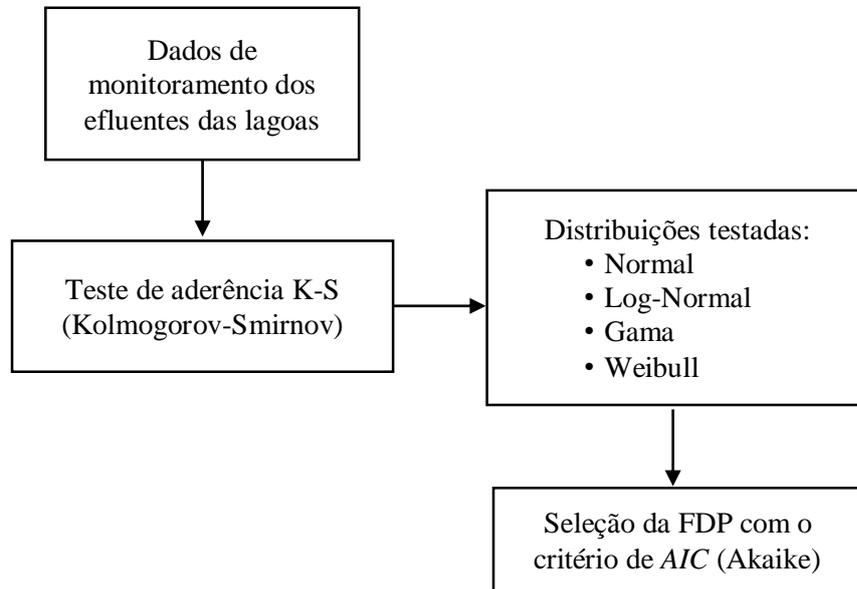
3.1.2 Teste de aderência e critério de ajuste de Akaike

A qualidade das estimativas da Simulação Monte Carlo é afetada pela adequação das FDPs escolhidas para as variáveis aleatórias e pelo número de simulações utilizadas na análise (BATES; TOWNLEY, 1988). Por isso foi determinado a estatística K-S ($\alpha = 5\%$) para a hipótese de aderência dos parâmetros às seguintes distribuições: Normal, Log-Normal, Gama e Weibull. O teste K-S é um critério “eliminatório” que analisa se a função distribuição é apta ou não para descrever um conjunto de dados. Em seguida, utilizou-se o teste “classificatório” de Akaike (1983) para seleção da melhor FDP dentre aquelas “aprovadas” pelo teste K-S. Baseado na teoria de decisão, o Critério de Informação de Akaike (*AIC*) é definido como:

$$AIC = -2L + 2p \quad (6)$$

Em que L representa a magnitude máxima da função suporte e p denota o número de parâmetros. De acordo com esse critério, o melhor modelo é aquele que apresenta o menor valor de *AIC*. A figura 25 esquematiza a sequência descrita:

Figura 25 - Representação esquemática do processo de seleção da FDP



Fonte: Autor (2020).

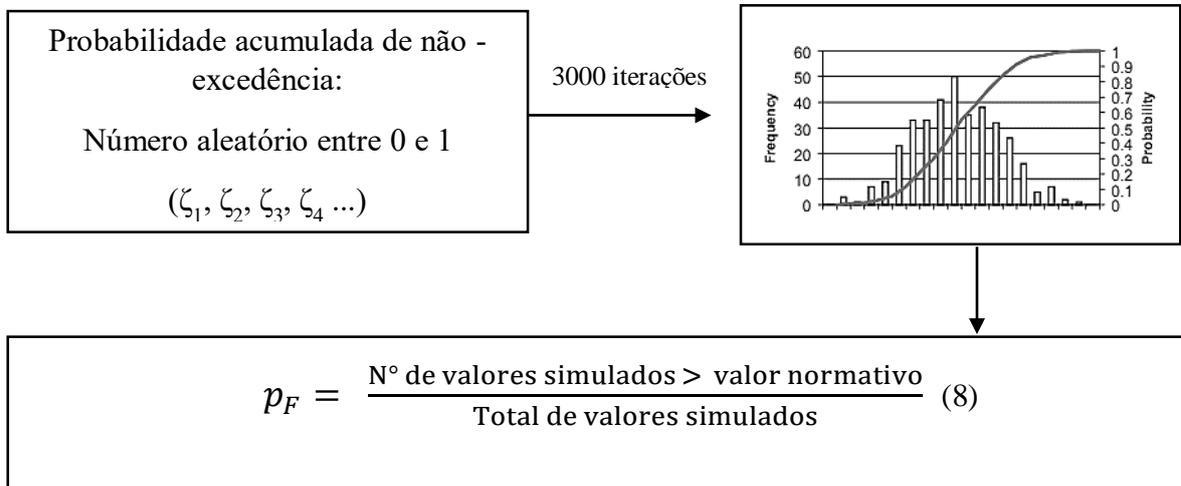
3.1.3 Simulação de dados e cálculo da probabilidade de falha

As simulações Monte Carlo foram conduzidas a partir da FDP mais representativa de cada conjunto amostral. A equação 7 abaixo mostra que o erro total (ε) cometido nas simulações depende da quantidade de iterações (N) realizadas. O número de iterações necessárias para a convergência não é bem definido (MELCHING; ANMANGANDLA, 1992). Sendo assim, foram realizadas 3000 iterações para uma caracterização mais precisa da distribuição de resultados.

$$\varepsilon = \frac{3\sigma}{\sqrt{N}} \quad (7)$$

O produto da simulação é uma "distribuição de resultados" do modelo, armazenados a partir de cada uma das iterações executadas (Figura 26). Com estes dados, utilizou-se a Equação 8 para o cômputo da probabilidade de falha (p_f) quanto ao atendimento de normas ambientais. Foram adotados como valores normativos os limites da Resolução Conama nº 430/201 (BRASIL, 2011) e aqueles propostos por Moraes e Santos (2019) de acordo com nível de restrição para lançamento, descritos no item 2.1.3.

Figura 26 - Representação esquemática do processo de simulação Monte Carlo e cálculo da probabilidade de falha



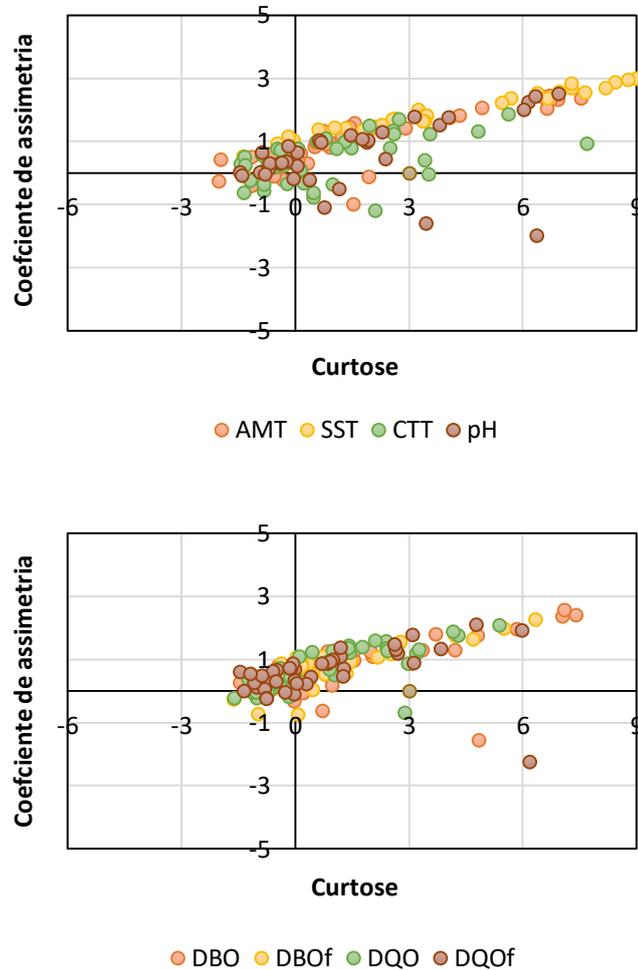
Fonte: Autor (2020).

3.2 Resultados e Discussão

3.2.1 Caracterização das funções de distribuição de probabilidade

De modo geral, testes estatísticos preliminares indicaram a não normalidade dos dados de concentração dos constituintes no efluente (Figura 27). Os valores positivos dos coeficientes de assimetria mostraram que a maioria das distribuições é assimétrica à direita. A cauda mais longa da distribuição à direita indica a ocorrência de valores altos com baixa frequência. Nesse caso, haverá mais observações abaixo da média do que acima dela. Por sua vez, os valores de curtose diferentes de três indicaram que o grau de achatamento das distribuições dos dados difere do observado para uma distribuição normal. Os valores de curtose superiores a 0 caracterizam funções de distribuição leptocúrticas que possuem a curva mais afunilada e com um pico mais alto do que a distribuição normal.

Figura 27 - Coeficientes de assimetria e curtose das concentrações efluentes das lagoas de estabilização

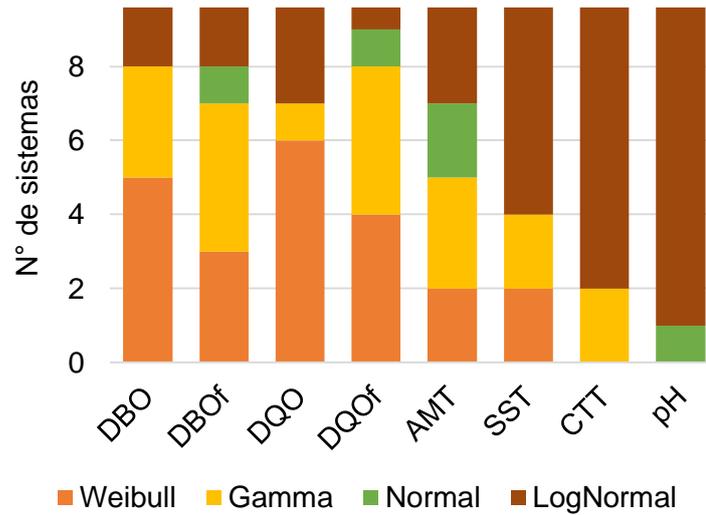


Fonte: Autor (2020).

Nesse sentido, os resultados obtidos com a aplicação do teste K-S seguido do critério Akaike são apresentados graficamente nas Figuras 28 a 31. A distribuição Log-normal mostrou-se dominante para os parâmetros Coliformes Termotolerantes, pH, DQO e DQOf no efluente das lagoas. A distribuição Weibull foi dominante para os parâmetros DQO e DQOf no esgoto bruto e DBO e DBOF no efluente das lagoas. Por sua vez, os dados relativos à Amônia Total e aos Sólidos Suspensos Totais não revelaram uma predominância de qualquer modelo de distribuição testado. Estes resultados vão de encontro às constatações de outros autores (NIKU; SCHROEDER; SAMANIEGO, 1979; NIKU; SCHROEDER, 1981; OLIVEIRA; VON SPERLING, 2008; OWUSU-ANSAH *et al.*, 2015) que adotaram a FDP Log-normal como representativa do comportamento da matéria orgânica e dos sólidos. Isto mostra que a

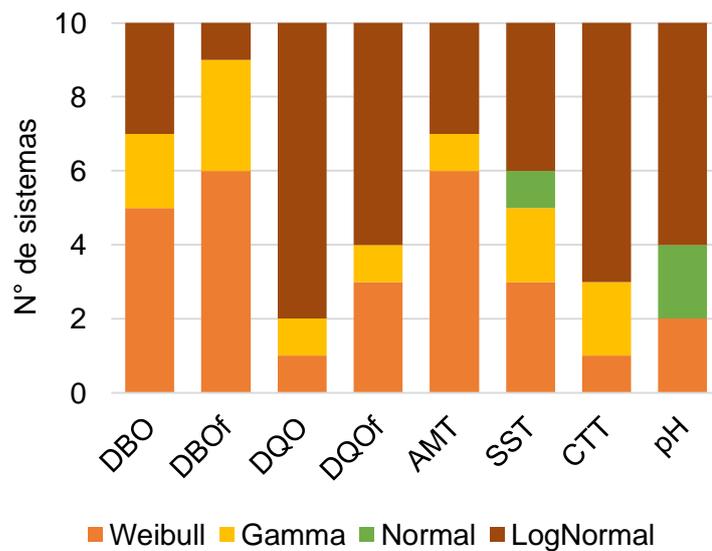
metodologia desenvolvida por Niku, Schroeder e Samaniego (1979), baseada exclusivamente na log-normalidade dos dados, não pode ser generalizada a todos os constituintes no efluente de ETEs.

Figura 28 - Funções de Distribuições de Probabilidade que se ajustaram aos dados dos parâmetros no esgoto bruto (EB)



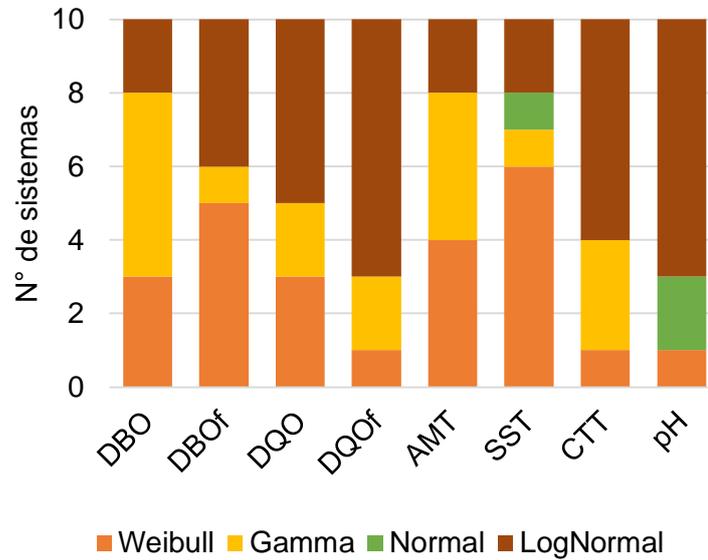
Fonte: Autor, 2020.

Figura 29 - Funções de Distribuições de Probabilidade que se ajustaram aos dados dos parâmetros no efluente das lagoas facultativas primárias (LFP)



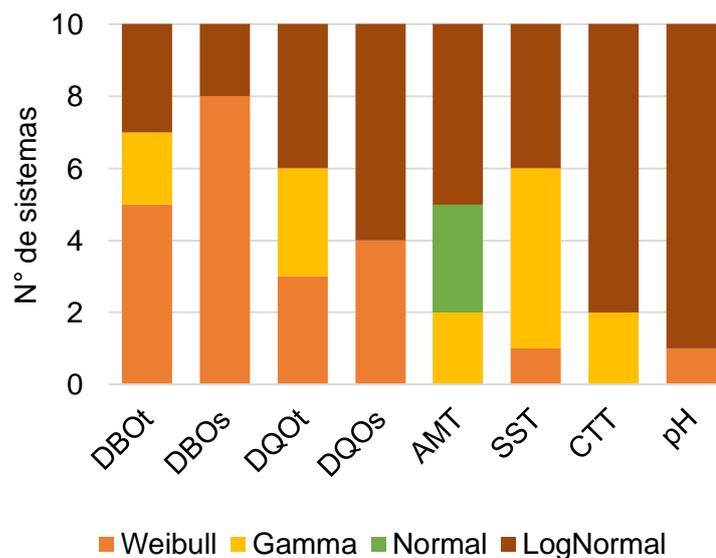
Fonte: Autor, 2020.

Figura 30 - Funções de Distribuições de Probabilidade que se ajustaram aos dados dos parâmetros no efluente das lagoas de maturação primárias (LMP)



Fonte: Autor, 2020.

Figura 31 - Funções de Distribuições de Probabilidade que se ajustaram aos dados dos parâmetros no efluente das lagoas de maturação secundárias (LMS)



Fonte: Autor, 2020.

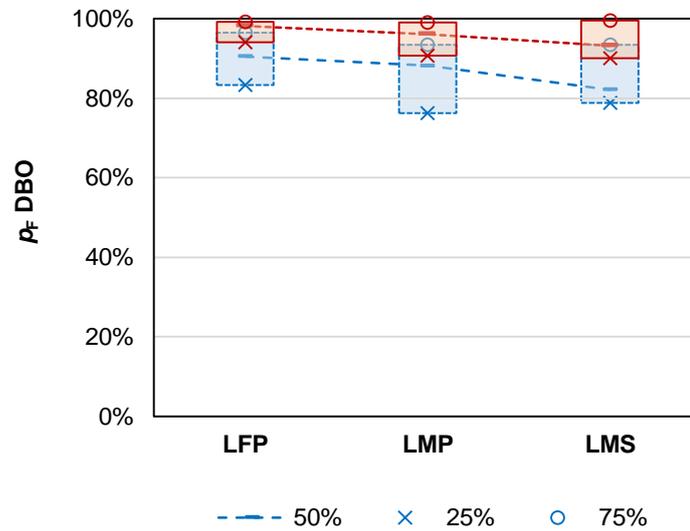
3.2.2 Percentuais simulados de falha no atendimento aos limites de lançamento

A partir da simulação das concentrações, verificou-se que os percentuais de falha diminuem à medida que se avança na série de lagoas, exceto para o pH. Pode-se inferir que essa tendência continuaria em séries de 4 ou mais lagoas. Os parâmetros com maiores percentuais de falha foram DBO e DQO em amostras não filtradas (Figuras 32 e 34). Mesmo para o padrão de lançamento menos restritivo, a falha para DBO apresentou percentuais iguais ou superiores 80% no efluente de todas as lagoas. Em S5 foi observado um acréscimo de 10% na probabilidade de falha de DBO conduzindo da LFP para a LMP. Isso pode ser atribuído ao aumento da DBO particulada em decorrência do crescimento da biomassa algal nas lagoas, como observado, também, por Faleschini, Esteves e Valero (2011), Dias *et al.* (2014) e D'Alessandro *et al.* (2015).

Quando se considera apenas amostras filtradas, os percentuais de falha para matéria orgânica são reduzidos (Figuras 33 e 35). No efluente final, a DBO_f apresentou probabilidade média de falha de 63% para o limite de 60 mg L⁻¹ e 34% para 90 mg L⁻¹. Para a DQO_f, a média de falha no efluente final foi 37% para 120 mg L⁻¹ e 5% para 200 mg L⁻¹. Já este último, os resultados simulados convergem com aqueles apresentados no capítulo 1, considerando o cenário de 95% de confiabilidade. Algumas legislações, a exemplo da Resolução COEMA n° 02/2017 no Ceará (BRASIL, 2017), buscam viabilizar a tecnologia de tratamento ao adotar amostras filtradas para o padrão de DBO em efluentes de lagoas de estabilização.

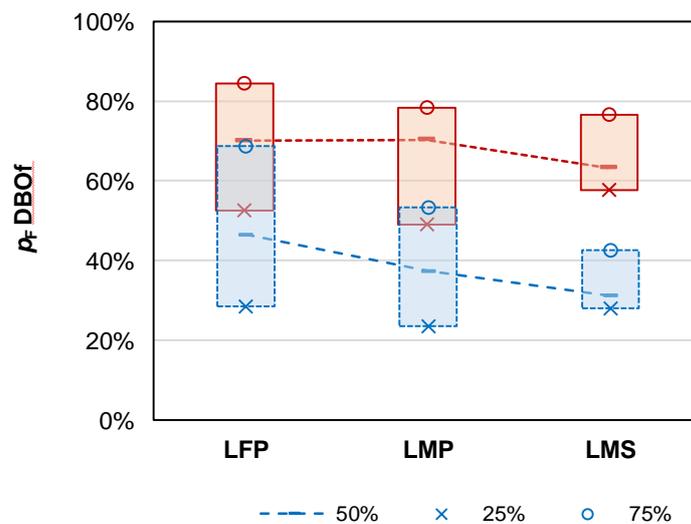
Com base nos valores simulados de concentração, as eficiências de remoção alcançadas variaram entre 80% e 89% para a DBO e 78% a 90% para a DQO. Neste sentido, as simulações apontam para a garantia plena dos sistemas quando se considera como critério de falha a remoção mínima de 60% para a DBO, conforme dispõe a Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011).

Figura 32 - Box-plot de probabilidade de falha (p_F) simulada por tipologia de lagoa para DBO considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul)



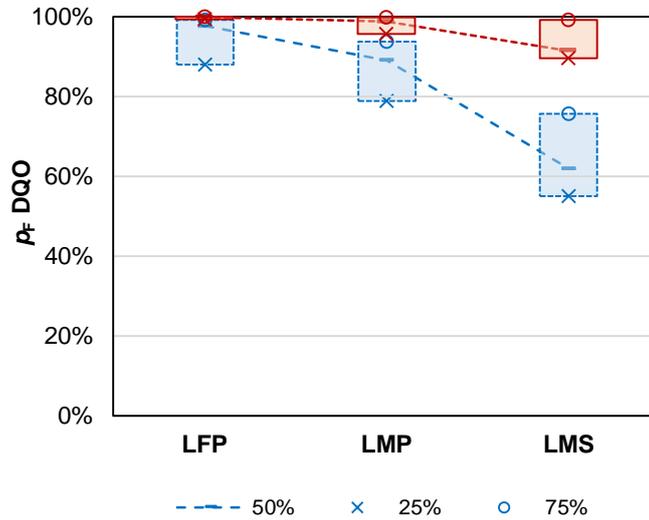
Fonte: Autor (2020).

Figura 33 - Box-plot de probabilidade de falha (p_F) simulada por tipologia de lagoa para DBO_f, amostras filtradas, considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul)



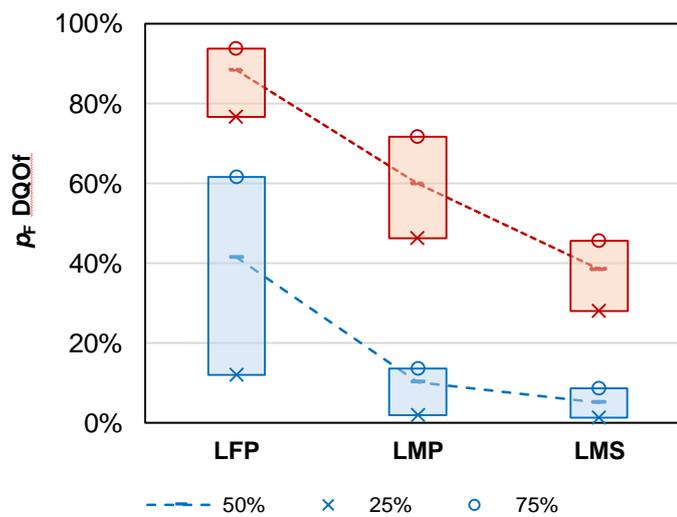
Fonte: Autor (2020).

Figura 34 - Box-plot de probabilidade de falha (p_F) simulada por tipologia de lagoa para DQO considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul)



Fonte: Autor (2020).

Figura 35 - Box-plot de probabilidade de falha (p_F) simulada por tipologia de lagoa para DQOf, amostras filtradas, considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul)



Fonte: Autor (2020).

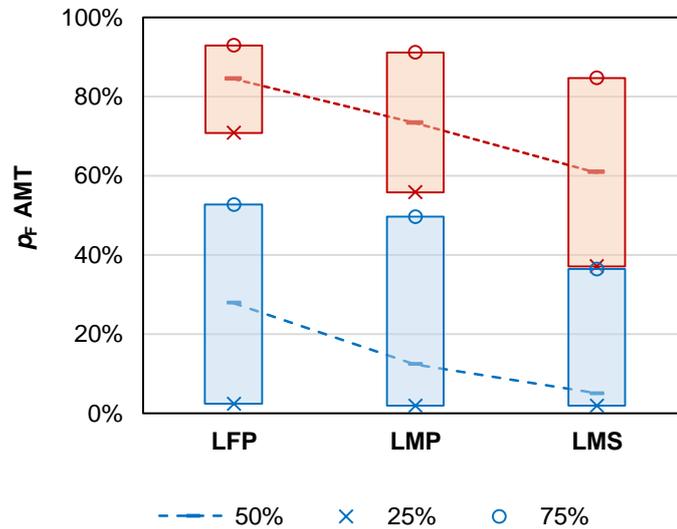
Quanto ao parâmetro Amônia Total, o percentual médio de falha alcançou 58% para 5 mg L⁻¹ e 23% para 20 mg L⁻¹ no efluente final (Figura 36). Semelhantemente à matéria orgânica, as simulações de amônia apontaram acréscimos nos percentuais de falha de LFP para LMP, até 6% em S4 e 8% em S8. O aumento na concentração de amônia no decurso das lagoas pode ser provocado pelo retorno ao líquido após a degradação bacteriana do nitrogênio orgânico imobilizado no sedimento. Sabe-se que os sedimentos de lagoas libertam os nutrientes presentes nos detritos sedimentados ao longo do tempo, sendo a quantidade liberada relacionada com o teor de nutrientes na camada bentônica (BRYANT; BAUER, 1987; CHABIR *et al.*, 2000; FALESCHINI; ESTEVES, 2013). Vale ressaltar que estudos recentes têm reforçado o papel da assimilação-sedimentação pelas algas na remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização (VALERO *et al.*, 2010; ASSUNÇÃO; VON SPERLING, 2012; DIAS *et al.*, 2014; MAYO; ABBAS, 2014; BASTOS; RIOS; SÁNCHEZ, 2018).

Desse modo, para os Sólidos Suspensos Totais, o percentual de não atendimento ao limite de 100 mg L⁻¹ foi superior a 80% em todas as lagoas da série (Figura 37). Aumentar o limite para 150 mg L⁻¹ faz os percentuais de falha caírem para 59 a 49%. Conforme discutido anteriormente, a baixa eficiência de remoção de sólidos em lagoa de estabilização está relacionada ao crescimento intensivo das algas.

No tocante à Coliformes Termotolerantes, o decréscimo na probabilidade de falha mostrou-se mais acentuado nas lagoas de maturação, especialmente para o padrão de lançamento menos restritivo (Figura 38). No efluente final, o percentual médio de falha foi de 69% para o limite de 10⁴ UFC 100 mL⁻¹ e 30% para 10⁵ UFC 100 mL⁻¹. Banda, Sleigh e Mara (2005) afirma que a concepção de sistemas para uma conformidade de 95% exigiria 4 lagoas de maturação em série, além de área e tempo de detenção hidráulica 50% maior do que para uma conformidade de 50%.

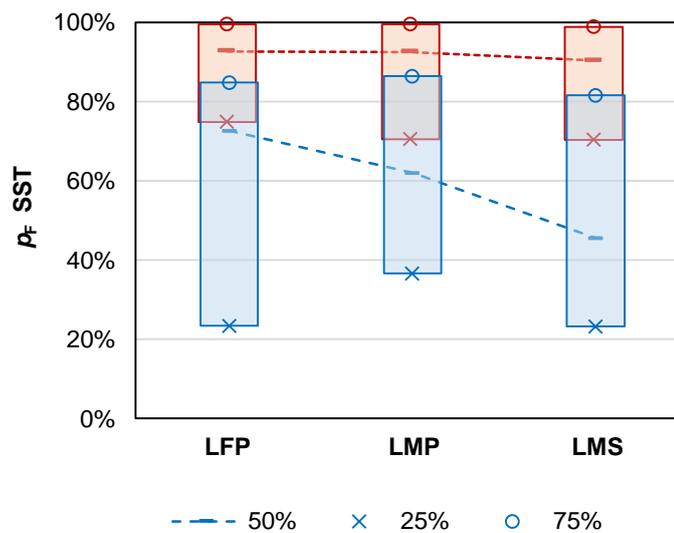
O parâmetro que apresentou os menores percentuais de falha ao longo da série de lagoas foi o pH (Figura 39). Conforme dispõe a Resolução CONAMA 430/2011, o pH entre 5 a 9 é condição para o lançamento de qualquer fonte poluidora (BRASIL, 2011). Para pH > 9, a média esperada de falha aumentou de 1 a 10% na série de 3 lagoas. Por sua vez, todos os sistemas apresentaram garantia plena para pH < 5. O aumento nos valores de pH no decurso do tratamento pode ser explicado pela formação de íons hidróxidos pelo consumo de dióxido de carbono durante a fotossíntese das algas (D'ALESSANDRO *et al.*, 2015).

Figura 36 - Box-plot de probabilidade de falha simulada (p_F) por tipologia de lagoa para Amônia Total (AMT) considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul)



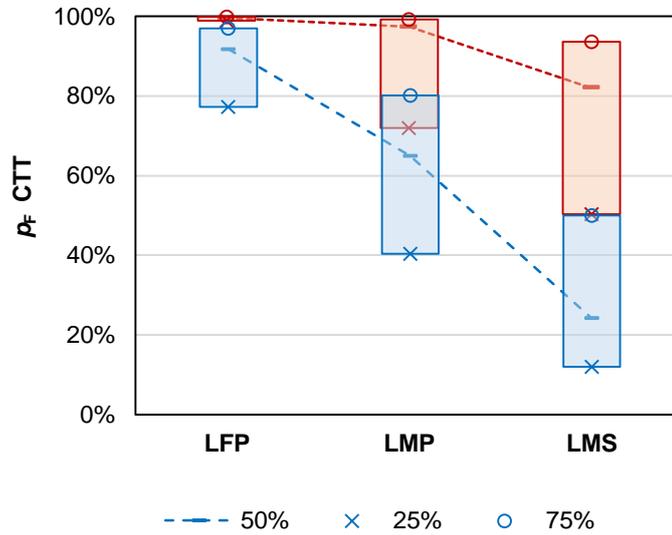
Fonte: Autor (2020).

Figura 37 - Box-plot de probabilidade de falha (p_F) simulada por tipologia de lagoa para Sólidos Suspensos Totais (SST) considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul)



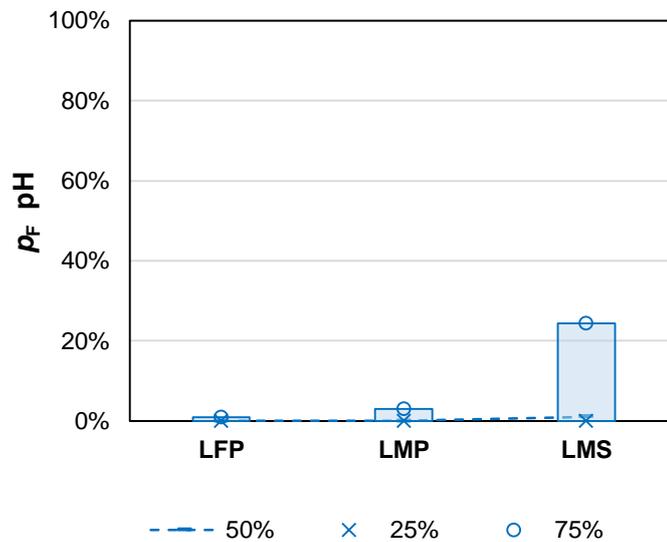
Fonte: Autor (2020).

Figura 38 - Box-plot de probabilidade de falha (p_F) simulada por tipologia de lagoa para Coliformes Termotolerantes (CTT) considerando limites restritivos (vermelho) e menos restritivos (azul)



Fonte: Autor (2020).

Figura 39 - Box-plot de probabilidade de falha (p_F) simulada por tipologia de lagoa para pH considerando a faixa de 5 a 9 da Resolução CONAMA 430/11 (BRASIL, 2011)

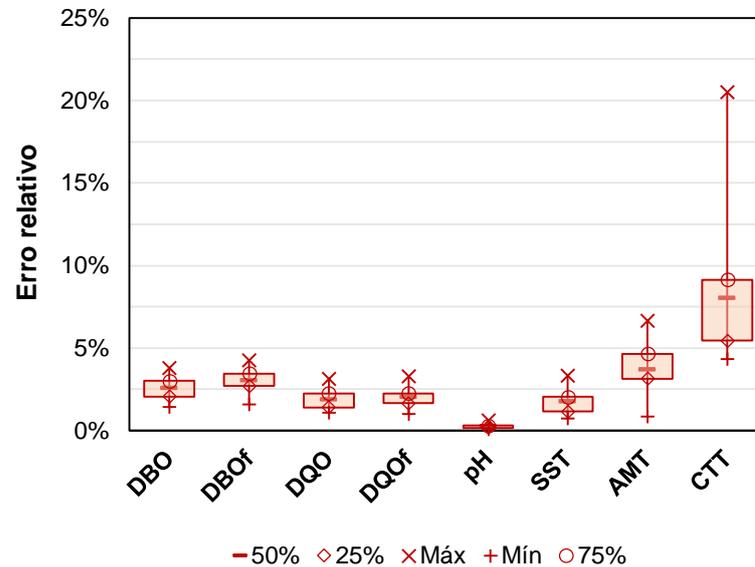


Fonte: Autor (2020).

Assim, a probabilidade de falha para Coliformes Termotolerantes apresentou correlação de Pearson negativa com a razão entre o Tempo de Detenção Hidráulica e a Profundidade (TDH/H) das lagoas ($r = -0,874$; $p = 0,001$). Sistemas com maior tempo de detenção hidráulica e maior número de lagoas em série estão associados a maior remoção de patógenos (VON SPERLING; MASCARENHAS, 2005; VERBYLA; MIHELICIC, 2015). Além disso, a menor profundidade da lagoa favorece a desativação causada pela exposição à luz solar e aumento da atividade fotossintética, levando a um pH mais alto e oxigênio dissolvido (MAIGA *et al.*, 2009; NGUYEN *et al.*, 2015; SILVERMAN *et al.*, 2015). De fato, a probabilidade de falha para $\text{pH} > 9$ correlaciona-se positivamente com a razão TDH//H das lagoas de maturação ($r = 0,903$; $p < 0,001$). Ademais, a probabilidade de falha para Coliformes Termotolerantes mostrou correlação de Pearson positiva com a carga aplicada de DBO ($r = 0,963$; $p < 0,001$) e DQO ($r = 0,950$; $p < 0,001$) nas lagoas de maturação. O aumento da carga orgânica tem um efeito indireto na diminuição do oxigênio dissolvido, aumento dos sítios de fixação das bactérias e proteção dos raios solares (FALESCHINI; ESTEVES; VALERO, 2011), tornando o ambiente mais favorável aos organismos patogênicos.

Por fim, a Figura 40 apresenta a distribuição de erros relativos por parâmetro associados às 3000 iterações da simulação Monte Carlo. Exceto Coliformes Termotolerantes, vê-se que os demais parâmetros apresentaram erro relativo inferior a 5% em, pelo menos, 75% das simulações. O maior erro relativo associado à Coliformes pode ser explicado pela contagem desse parâmetro variar segundo diversas ordens de grandeza, tornando maior o número de iterações necessárias para reduzir o erro cometido.

Figura 40 - Box-plot da distribuição de erros relativos cometido nas simulações de concentração dos parâmetros avaliados



Fonte: Autor (2020).

3.3 Conclusões

Nessa perspectiva, baseando-se em dados amostrais de 10 sistemas de lagoas de estabilização, a probabilidade de falha quanto ao atendimento de padrões de lançamento de efluentes foi avaliada através de simulações Monte Carlo obedecendo às distribuições de probabilidade pré-definidas. Exceto para AMT e SST, a avaliação da aderência pelo teste Kolmogorov-Smirnov, seguido da seleção pelo Critério de Informação de Akaike, mostrou que o comportamento das concentrações pode ser bem descrito pelas distribuições Log-normal e Weibull.

Assim, as simulações indicaram elevados percentuais de falha para DBO e DQO, de amostras não filtradas, considerando o atendimento aos limites de concentração no efluente. Por sua vez, os resultados apontaram para a garantia plena no atendimento à remoção mínima de 60% de DBO. Também provou-se ser possível estabelecer uma relação entre as variáveis físicas e operacionais das lagoas de estabilização e a probabilidade de falha para Coliformes Termotolerantes e pH.

Os resultados alcançados nas simulações propõem-se ser representativos de todo o período operacional dos sistemas avaliados e, portanto, refletir o potencial da tecnologia operando em condições características do nordeste brasileiro. Desta forma, espera-se que a

metodologia explorada possa ser replicada em outros sistemas de tratamento de esgotos, visando auxiliar na determinação de quais parâmetros de qualidade no efluente merecem maior esforço e monitoramento, tendo em vista as consequências ambientais decorrentes da falha no atendimento aos padrões.

4 COEFICIENTES CINÉTICOS DE REMOÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA EM LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS E DE MATURAÇÃO

Os modelos analíticos comumente utilizados para descrever a remoção de matéria orgânica em lagoas de estabilização baseiam-se na cinética de primeira ordem. O balanço de massa nos modelos de primeira ordem consiste em uma equação da taxa de reação global acoplada a condições de contorno dos padrões de fluxo do reator, resultando em um modelo conceitualmente simples (HO *et al.*, 2017).

Estes padrões de fluxo são frequentemente considerados como os regimes idealizados de mistura completa ou fluxo em pistão, limites teóricos dentro dos quais todos os reatores se enquadram na prática. Como alternativa, pode ser usado o modelo de fluxo disperso desenvolvido por Wehner e Wilhelm (1956 *apud* ESEN; AL-SHAYJI, 1999). Apesar de ser considerado mais realista, o uso do modelo baseado em dispersão exige uma investigação extensa por meio de traçadores para obter dados confiáveis (SILVA; SOUZA; ARAÚJO, 2010). Nesse sentido, os fluxos ideais são mais relevantes devido à sua simplicidade e baixa exigência de dados para o desenvolvimento e validação do modelo (FERRARA; HARLEMAN, 1981).

Nos modelos de primeira-ordem, o coeficiente cinético de remoção (k), expresso em d^{-1} , é considerado um fator-chave para o projeto e previsão de desempenho do sistema. Estudos prévios calibraram seus valores e formularam seus modelos, com base nas concentrações de entrada/saída e estudo com traçadores, o que resultou em uma grande variedade de resultados (ARCEIVALA, 1981; VIDAL, 1983 *apud* VON SPERLING, 2007b; USEPA, 1983; HEAVEN; SALTER; CLARKE, 2011; HO *et al.*, 2017). Foi demonstrado que os valores de k são influenciados por muitos fatores internos e externos, tais como temperatura, potencial de oxidação e radiação solar (ESEN; AL-SHAYJI, 1999) e, portanto, deve-se adotar coeficientes baseados em estudo em escala real sob condições similares ao local onde o sistema de lagoas serão implantados.

Ainda assim, Araújo (2017) afirma que muitos sistemas de lagoas de estabilização no nordeste do Brasil foram projetados adotando parâmetros não adequados para a realidade regional e para a escala das estações. Isto contribui para que seja observado desempenho inferior ao predito na fase de projeto, levando a graves problemas ambientais. Portanto, existe apelo para a obtenção de parâmetros de concepção mais realistas e revisão dos sistemas de lagoas em operação (SILVA *et al.*, 2011).

Isto posto, o presente estudo tem o objetivo de investigar a cinética de remoção de matéria orgânica de 10 sistemas de lagoas de estabilização em operação no Nordeste do Brasil.

Para isto, busca-se estimar os coeficientes cinéticos de remoção (k) para DBO e DQO considerando os regimes hidráulicos ideais e avaliar a influência das características geométricas e critérios de projeto sobre os valores de k . Dessa forma, procura-se obter correlações que permitam estimar parâmetros de projeto mais adequados a realidade regional.

4.1 Método

4.1.1 Coleta de dados

Serão utilizados dados das 10 Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) descritas no item 2.1.1. Neste último capítulo, os seguintes parâmetros foram considerados: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e sua fração filtrada (DBOf), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e sua fração filtrada (DQOf), Oxigênio Dissolvido (OD), Clorofila-a, temperatura e pH.

4.1.2 Determinação dos valores de k

As equações utilizadas no cálculo da concentração efluente em reatores de mistura-completa e fluxo em pistão foram rearranjadas na Equação 9 e Equação 10, respectivamente:

<p style="text-align: center;">Mistura completa</p> $S = \frac{S_o}{\left[1 + k \times \left(\frac{TDH}{n}\right)^n\right]}$	$k = \frac{n}{TDH} \left[\left(\frac{S_o}{S}\right)^{\frac{1}{n}} - 1 \right]$ <p style="text-align: right;">(9)</p>
<p style="text-align: center;">Fluxo em pistão</p> $S = S_o \times e^{-(k \times TDH)}$	$k = - \frac{\ln\left(\frac{S}{S_o}\right)}{TDH}$ <p style="text-align: right;">(10)</p>

Em que:

S_o = concentração média afluyente (mg L⁻¹);

S = concentração média efluente (mg L⁻¹);

k = coeficiente de remoção de primeira-ordem (d⁻¹);

TDH = tempo de detenção hidráulica (d);

n = número de lagoas em série.

O conjunto de dados de monitoramento foi agrupado por tipologia de lagoas: lagoas facultativas primárias (LFP) e lagoas de maturação (LM). No efluente das lagoas, apenas as concentrações de DBO e DQO de amostras filtradas foram consideradas. Dessa forma, considera-se que a demanda de oxigênio dos compostos orgânicos dissolvidos está mais prontamente disponível para os microrganismos heterotróficos e faz-se a distinção da matéria orgânica particulada atribuída a biomassa algal.

Na sequência, o valor de k foi corrigido para a temperatura de 20 °C através da equação de Van 't Hoff-Arrhenius (Equação 11). Para o regime de mistura completa, adotou-se o valor de $\theta = 1,05$ sugerido por Heaven, Salter e Clarke (2011), enquanto para fluxo disperso foi considerado $\theta = 1,09$, citado pela USEPA (1983).

$$k_{20} = \left[\frac{k_T}{\theta^{(T-20)}} \right] \quad (11)$$

Em que:

k_{20} = coeficiente de remoção na temperatura do líquido de 20 °C (d^{-1});

k_T = coeficiente de remoção em uma temperatura do líquido qualquer (d^{-1});

θ = coeficiente de temperatura (adimensional);

T = temperatura (°C).

Os coeficientes de remoção corrigidos foram então correlacionados com:

- I. Características físicas das lagoas: comprimento/largura (L/B) e profundidade (H);
- II. Fatores de projeto/ operacionais das lagoas: Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) e carregamento orgânico superficial aplicado (L_s) e removido (L_s removido).

Análises de regressão foram conduzidas no intuito de derivar um modelo de previsão alternativo para os valores de k . Utilizou-se do coeficiente de determinação (Equação 12) e o índice de concordância de Wilmott (Equação 13) como parâmetros estatísticos para avaliar o ajuste entre os dados observados (O_i) e preditos (P_i) de k . Ambos variam de 0 para nenhuma concordância a 1 para concordância perfeita entre o modelo e os dados observados.

$$R^2 = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (o_i - \bar{o}) \cdot (p_i - \bar{p})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (o_i - \bar{o})^2 \cdot \sum_{i=1}^n (p_i - \bar{p})^2}} \right] \quad (12)$$

$$d_w = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (o_i - p_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|p_i - \bar{o}| - |o_i - \bar{o}|)^2} \right] \quad (13)$$

Em que, n = Número de dados.;

\bar{p} = Média dos valores preditos;

\bar{o} = Média dos valores observados.

Uma vez que os dados utilizados para obter o modelo não devem ser utilizados na sua própria validação, os valores de k obtidos foram então comparados com aqueles preditos por equações empíricas disponíveis na literatura técnica. As seguintes referências foram consideradas:

$$k = 0,132 \times \log L_S - 0,146 \quad (\text{ARCEIVALA, 1981}) \quad (14)$$

$$k = 0,091 + 2,05 \times 10^4 \times L_S \quad (\text{VIDAL, 1983 apud VON SPERLING, 2007b}) \quad (15)$$

$$k = 0,3 \times (1,05)^{(T-20)} \quad (\text{HEAVEN; SALTER; CLARKE, 2011}) \quad (16)$$

$$k = 0,71 \times (1,09)^{(T-20)} \quad (\text{USEPA, 1983}) \quad (17)$$

Em que, L_S = carga superficial aplicada de DBO ($\text{kg ha}^{-1}\text{d}^{-1}$);

T = temperatura ($^{\circ}\text{C}$).

As relações empíricas de Arceivala (1981) e Vidal (1983 *apud* VON SPERLING, 2007b) são propostas para o regime de fluxo disperso e baseiam-se na carga superficial aplicada de DBO. Já as equações de Heaven, Salter e Clarke (2011) e USEPA (1983) são do tipo Van 't Hoff-Arrhenius e são sugeridas para o regime de mistura completa e fluxo em pistão, respectivamente.

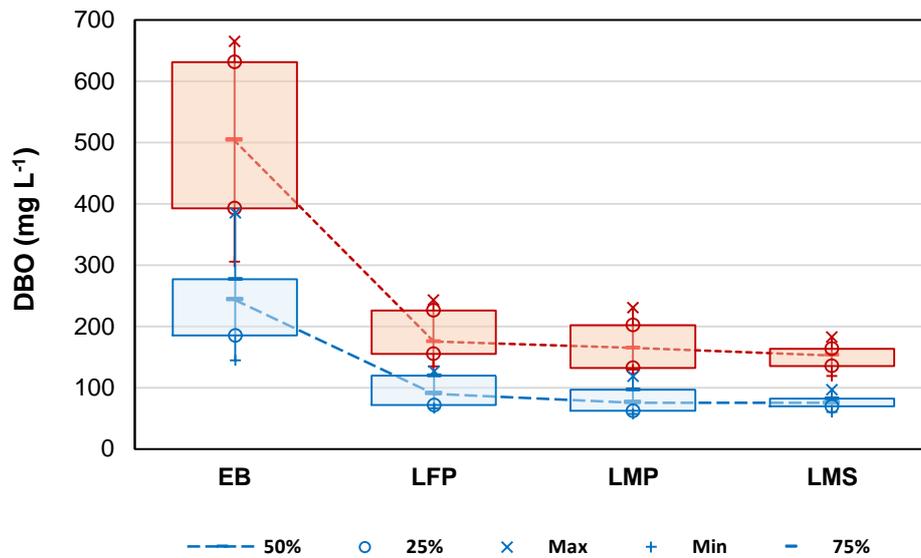
4.2 Resultados e Discussão

4.2.1 Características do esgoto bruto e do efluente

As Figuras 41 e 42 apresentam os gráficos box-plot das concentrações médias de DBO e DQO no esgoto bruto e no efluente das lagoas de estabilização dos 10 sistemas avaliados. No esgoto bruto (EB), as concentrações médias de DBO ($305 - 664 \text{ mg L}^{-1}$) e DQO ($451 - 929 \text{ mg L}^{-1}$) apresentaram diferenças significativas entre os sistemas estudados (Kruskal-Wallis $p < 0,05$). S1, S2 e S4 apresentaram concentrações de DBO acima de 600 mg L^{-1} e, portanto, acima da faixa típica para efluentes domésticos, compreendida entre 200 e 500 mg L^{-1} (VON SPERLING, 2007a). Quanto à DQO, o valor médio no esgoto bruto foi superior a 900 mg L^{-1} em S1 e S4. Tais concentrações caracterizam o esgoto como forte pela classificação

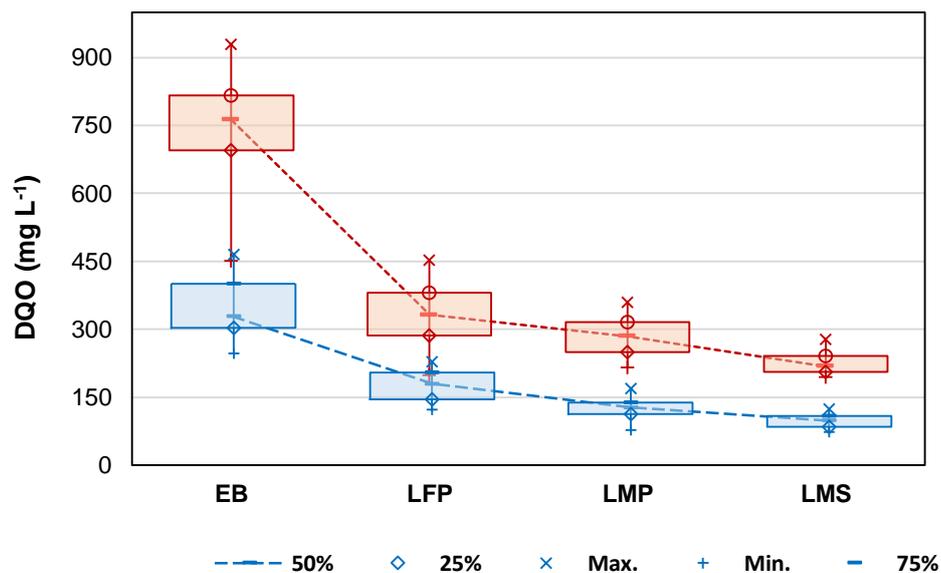
proposta por Metcalf e Eddy (2015). Assim, é provável que a menor disponibilidade de água e o baixo consumo per capita nestas localidades implique em uma menor diluição dos poluentes e isso resulte em um esgoto doméstico mais forte.

Figura 41 - Box-plot das concentrações médias de DBO no efluente considerando amostras filtradas (azul) e não filtradas (vermelho)



Fonte: Autor (2020).

Figura 42 - Box-plot das concentrações médias de DQO no efluente considerando amostras filtradas (azul) e não filtradas (vermelho)

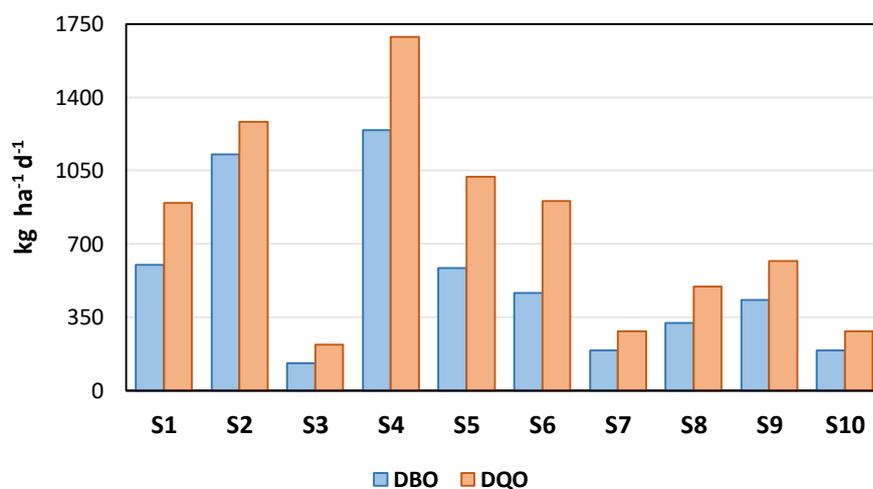


Fonte: Autor (2020).

No efluente final, as concentrações médias de DBO variaram de 118 mg L⁻¹ a 182 mg L⁻¹, enquanto a DQO variou de 195 mg L⁻¹ a 278 mg L⁻¹. Ademais, a relação DBO/DQO variou entre 0,52 e 0,88 no esgoto bruto e entre 0,53 e 0,76 no efluente final. Razões iguais ou superiores a 0,50 são indicativos de um material orgânico facilmente biodegradável (SUN; SAEED, 2009).

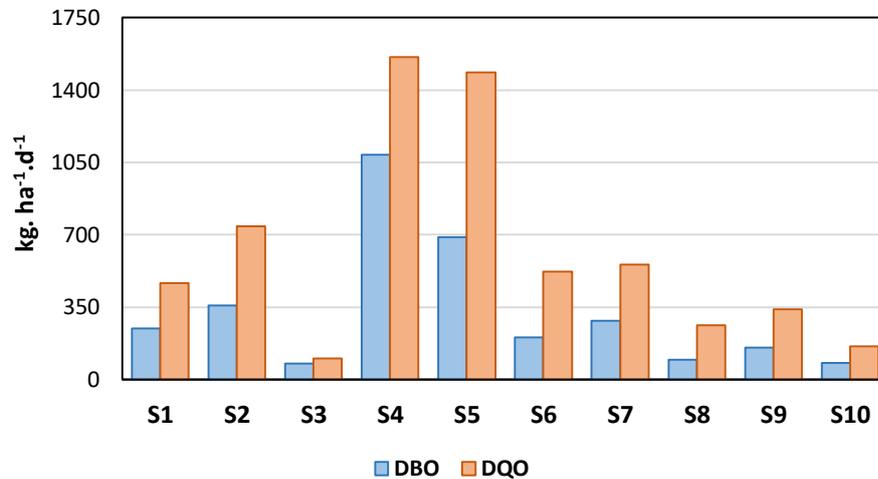
Como os sistemas naturais os processos de tratamento biológico em lagoas de estabilização são consideravelmente influenciados pela temperatura. Ho, Van Echelpoel e Goethals (2017) registram que as cargas superficiais comumente aplicadas nas lagoas aumentam quase 2,5 vezes quando se muda de regiões temperadas para o clima tropical e subtropical. Nesse sentido, as características climáticas da região nordeste do Brasil favorecem a adoção de carregamentos orgânicos maiores na fase de projeto. Não obstante, a Figura 43 evidencia que 6 sistemas apresentam lagoas facultativas operando acima da faixa típica de 100 a 400 kg DBO ha⁻¹ d⁻¹ (BUTLER *et al.*, 2017). O carregamento das lagoas facultativas pode ser dividido em três faixas: até 350 kg DBO ha⁻¹ d⁻¹ (S3, S7, S8 e S10), de 350 a 700 kg DBO ha⁻¹ d⁻¹ (S1, S5, S6 e S9) e acima de 700 kg DBO ha⁻¹ d⁻¹ (S2 e S4). Conseqüentemente, as lagoas de maturação também estão sujeitas a elevadas cargas (Figura 44), algumas muito acima do valor de projeto recomendado (75% do valor aplicado na lagoa facultativa precedente) (VON SPERLING, 2007a).

Figura 43 - Cargas orgânicas superficiais de DBO e DQO aplicadas nas lagoas facultativas



Fonte: Autor (2020).

Figura 44 - Cargas orgânicas superficiais de DBO e DQO aplicadas nas lagoas de maturação



Fonte: Autor (2020).

Assim, apesar da sobrecarga em alguns sistemas, as lagoas de estabilização promoveram remoções satisfatórias de DBO e DQO. As lagoas facultativas primárias removeram de 75 a 90 % da DBO e 69 a 82 % da DQO. Já nas lagoas de maturação esse percentual variou de 12 a 39 % para DBO e de 17 a 45 % para DQO.

Além disso, o esgoto bruto apresentou valores médios de pH entre 6,9 e 7,4 e temperaturas variando de 28,4 a 31,2 °C. O efluente das lagoas apresentou temperatura média na faixa de 26,8 a 30,5 °C e pH crescente ao longo da série, com as médias de 7,1 a 8,4 para a LFP; 7,5 a 8,6 para a LMP e 7,6 a 9,0 para a LMS. Verificou-se um aumento na concentração de oxigênio dissolvido (OD), na faixa média de 1,5 a 3,7 mg L⁻¹ na saída da LFP; 1,4 a 5,6 mg L⁻¹ na LMP e 2,8 a 5,8 mg L⁻¹ na LMS. Foi observado, ainda, uma correlação negativa de Pearson entre o carregamento orgânico de DBO e os valores de pH ($r = -0,861$, $p < 0,0001$) e as concentrações de OD ($r = -0,827$, $p < 0,0001$). Wallace, Champagne e Hall (2016) atribui o aumento no valor de pH e da concentração de OD ao aumento na atividade fotossintética à medida que a concentração de matéria orgânica diminui.

Faleschini, Esteves e Valero (2011) afirmam que os indicadores de desempenho da produtividade primária são fortemente afetados pelo carregamento orgânico. De acordo com Mara e Horan (2003), a clorofila-a em lagoas facultativas deveria cair drasticamente com o aumento da carga de DBO até 450 kg ha⁻¹ d⁻¹. No entanto, não houve associação estatística entre a carga orgânica e a clorofila-a. Mesmo submetidos a elevados carregamentos de DBO e DQO,

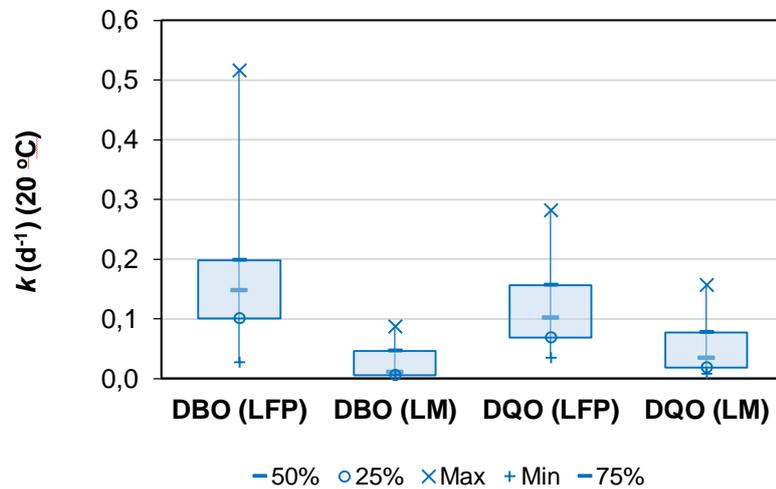
as lagoas apresentaram concentrações de clorofila-a superiores a $300 \mu\text{g L}^{-1}$, valor mínimo para evitar condições de falha, segundo Pearson (1996). A concentração de Clorofila-a foi de 653 a $1497 \mu\text{g L}^{-1}$ nas LFP, de 429 a $1093 \mu\text{g L}^{-1}$ nas LMP e de 397 a $1219 \mu\text{g L}^{-1}$ nas LMS. Esta diminuição ao longo da série reflete a menor disponibilidade de nutrientes e, também, o aumento da pressão de pastejo sobre o zooplâncton que é mais intenso nas condições aeróbicas prevalentes nas lagoas de maturação (MARA; HORAN, 2003). A Clorofila-a não apresentou correlações com o pH e a OD, embora a produção de oxigênio e o consumo de acidez carbônica sejam atribuídos à atividade fotossintética. Wallace, Champagne e Hall (2016) também observaram uma fraca ou mesmo não correlação entre pH, OD e Clorofila-a.

4.2.2 Coeficientes cinéticos de remoção

As Figuras 45 e 46 mostram os valores de k obtidos segundo os modelos de fluxo em pistão e mistura completa, e corrigidos para 20°C pela equação de Van't Hoff-Arrhenius. Os resultados mostraram-se próximos as faixas reportadas por Silva, Souza e Araújo (2010) para lagoas de estabilização localizadas no Ceará. Para a mesma tipologia de lagoa, os valores de k estimados, segundo o regime de mistura completa, apresentaram-se superiores aos fornecidos pelo modelo de fluxo em pistão. A menor eficiência do regime de mistura completa é compensada pelo valor de k superestimado, enquanto os reatores modelados, segundo o fluxo em pistão, têm os valores de k reduzidos para produzir a eficiência observada.

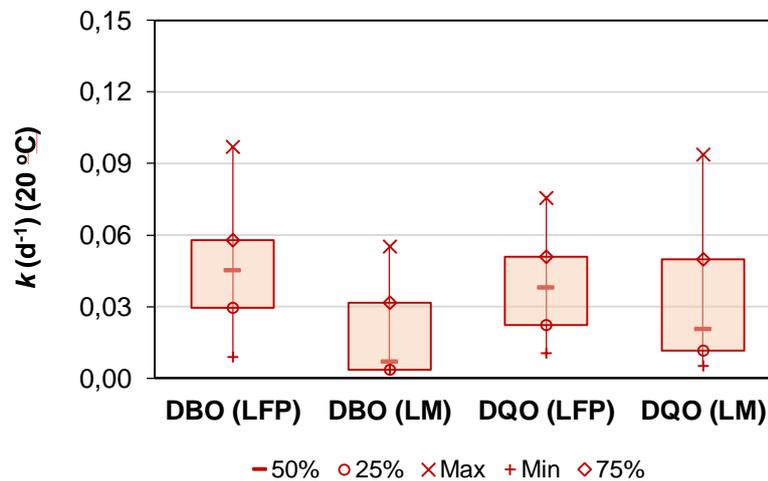
Assim, os coeficientes de remoção de DBO e DQO mostraram-se mais elevados nas lagoas facultativas em relação as lagoas de maturação. Von Sperling (2007a) atribui esta observação a mudança na natureza da matéria orgânica ao longo do tratamento, uma vez que a matéria orgânica de degradação mais fácil é removida nas lagoas facultativas. Contudo, nenhuma correlação foi encontrada entre os coeficientes de remoção e as relações DBO/DQO.

Figura 45 - Coeficientes cinéticos de remoção de DBO e DQO nas lagoas facultativas primárias (LFP) e de maturação (LM) para o regime de mistura completa



Fonte: Autor (2020).

Figura 46 - Coeficientes cinéticos de remoção de DBO e DQO nas lagoas facultativas primárias (LFP) e de maturação (LM) para o regime de fluxo em pistão



Fonte: Autor (2020).

Por conseguinte, como se observa na Tabela 4, verificou-se uma correlação de Pearson positiva entre a relação comprimento/largura (L/B) das lagoas de maturação e os coeficientes de remoção. As mesmas correlações fortes não foram observadas nas lagoas facultativas. Quanto maior é a relação L/B mais próximo o regime hidráulico das lagoas se aproxima do fluxo em pistão. A carga orgânica aplicada e removida nas lagoas, também, se

correlacionou positivamente com os valores de k . De fato, a associação entre a carga orgânica aplicada e removida é responsável pela diferença no valor de k entre as tipologias de lagoas. O coeficiente cinético é maior nas lagoas facultativas precisamente porque a remoção de DBO e DQO por unidade de área é maior nas primeiras lagoas da série.

Nesse sentido, foram observadas correlações de Pearson negativas entre o TDH e o valor de k de DBO e DQO. Para os modelos de primeira ordem, a eficiência de remoção depende do produto $k \times \text{TDH}$. Assim, para eficiências semelhantes no mesmo tipo de lagoa, o menor TDH é compensado por um valor mais elevado de k . Segundo Butler *et al.* (2017), o TDH não determina apenas o tempo de permanência da água residuária na lagoa, mas também a eficiência do tratamento.

Tabela 4 - Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre as taxas de remoção (k) e as características físicas / operacionais das lagoas (IC = 95%)

Modelo hidráulico	Parâmetro	LFP					
		TDH	H	TDH/H	L/B	L_s	L_s removido
MC	DBO	-0,590	0,208	-0,659	0,080	0,875	0,908
	DQO	-0,642	0,200	-0,712	-0,009	0,922	0,936
FP	DBO	-0,773	0,120	-0,825	0,133	0,917	0,911
	DQO	-0,765	0,121	-0,817	0,083	0,931	0,909
		LM					
MC	DBO	-0,586	0,053	-0,609	0,738	0,975	0,991
	DQO	-0,679	0,037	-0,692	0,776	0,777	0,861
FP	DBO	-0,599	-0,029	-0,622	0,767	0,975	0,985
	DQO	-0,694	-0,046	-0,705	0,778	0,786	0,872

Fonte: Autor (2020).

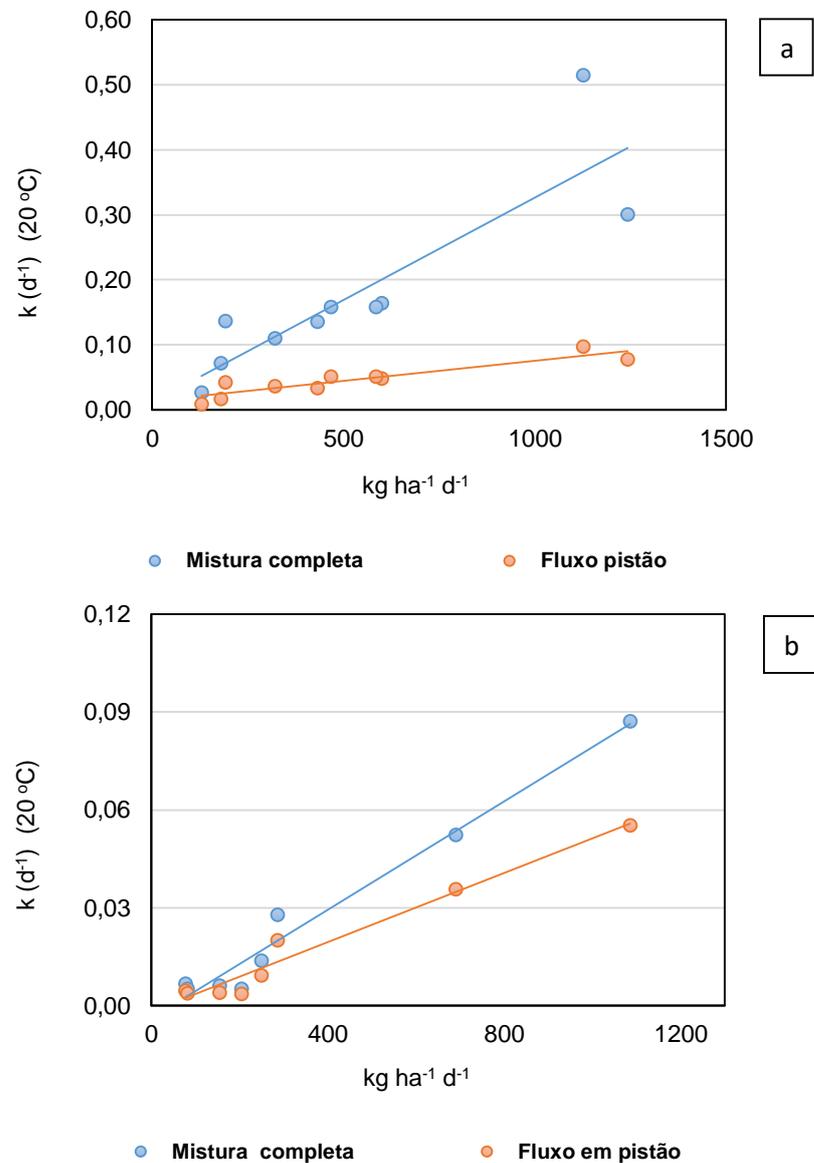
Motivada pelos resultados da correlação, a análise de regressão foi realizada considerando a carga orgânica aplicada (L_s) e a razão TDH/H das lagoas como variáveis explicativas únicas. Conforme apresentado graficamente (Figuras 47 e 48), o valor de k aumenta com a carga orgânica tanto nas lagoas facultativas primárias como nas lagoas de maturação. No entanto, é de salientar que um aumento excessivo da carga orgânica pode levar à ausência de condições facultativas nas lagoas de estabilização e, portanto, produzir um mau desempenho.

Por sua vez, o aumento da razão TDH/H levou a uma redução dos coeficientes cinéticos de remoção (Figuras 49 e 50). A razão TDH/H tem as mesmas dimensões que o inverso da taxa de aplicação hidráulica ($\text{d m}^{-2} \text{m}^{-3}$) e, desta forma, reflete a sedimentabilidade das lagoas. Como referido por Dias, Passos e Von Sperling (2017), a sedimentação tem sido

considerada uma das principais vias de remoção de matéria orgânica em lagoas de estabilização, tornando-se mais significativa em lagoas primárias e mais profundas.

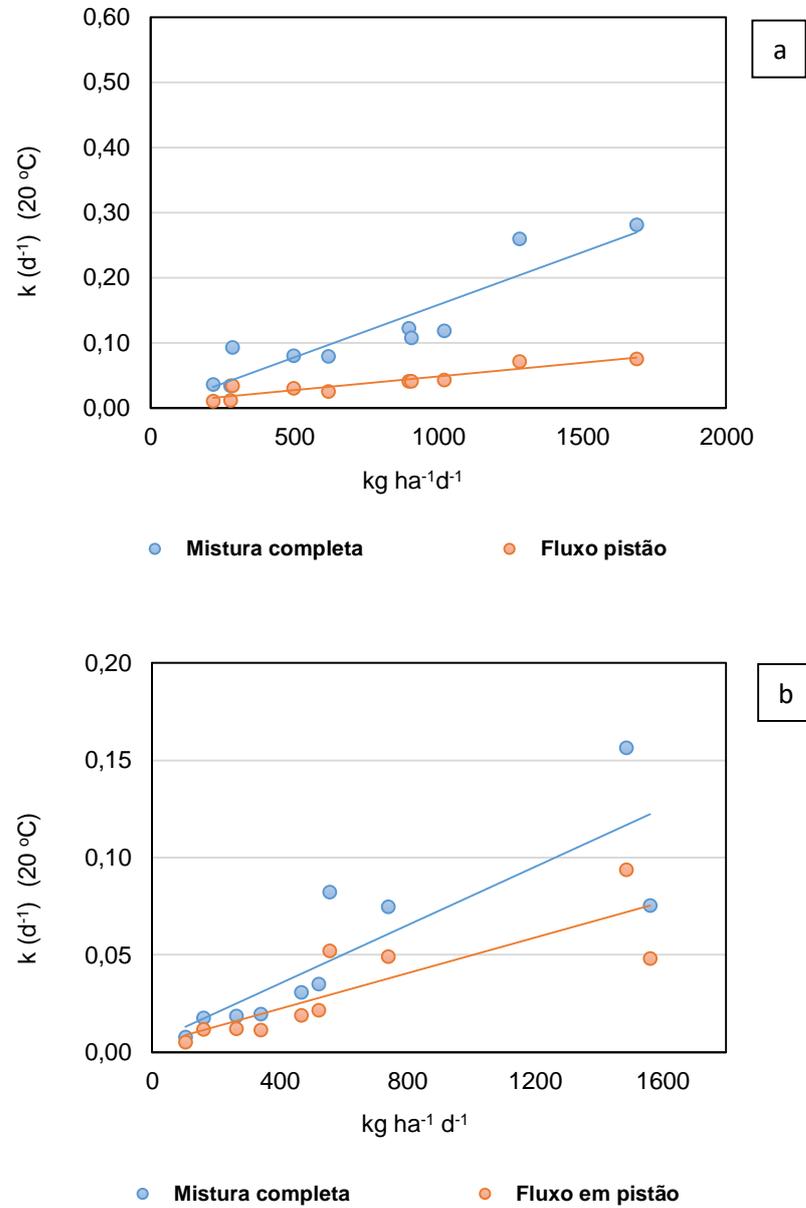
Nessa perspectiva, pode-se verificar graficamente em ambos os modelos de regressão que a menor eficiência encontrada nas lagoas de maturação para remoção de DBO e DQO resultou numa menor disparidade entre as curvas de regressão dos regimes hidráulicos ideais. As equações apresentadas nas Tabelas 5 e 6 forneceram valores satisfatórios para R^2 e d_w , indicando um bom ajustamento aos dados de k observados.

Figura 47 - Coeficientes cinéticos de remoção de DBO vs. carga superficial aplicada em lagoas facultativas (a) e de maturação (b)



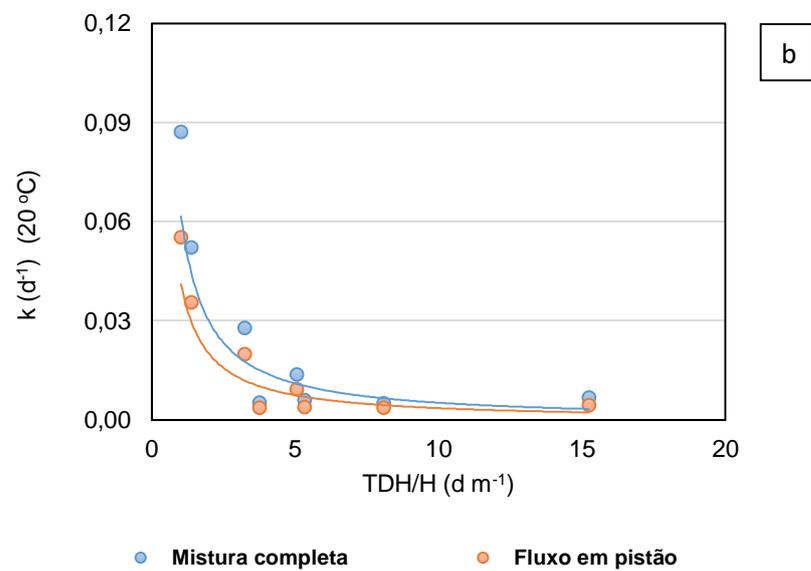
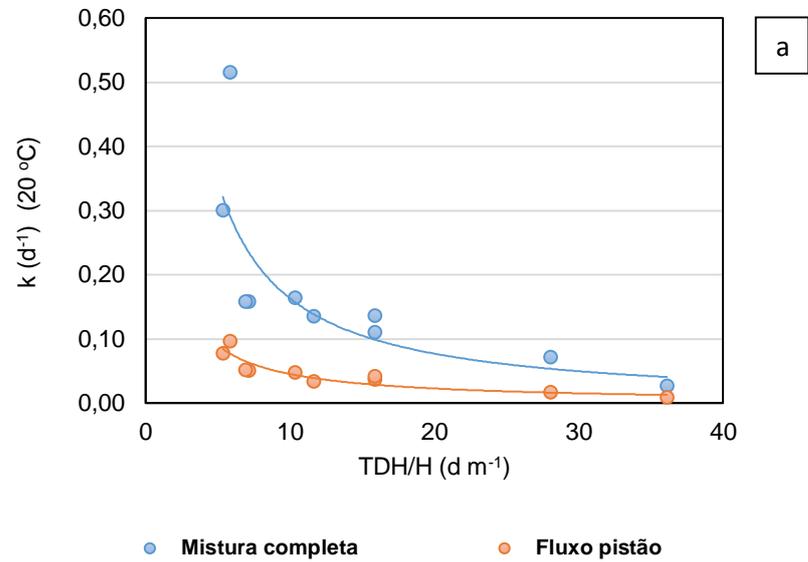
Fonte: Autor (2020).

Figura 48 - Coeficientes cinéticos de remoção de DQO vs. carga superficial aplicada em lagoas facultativas (a) e de maturação (b)



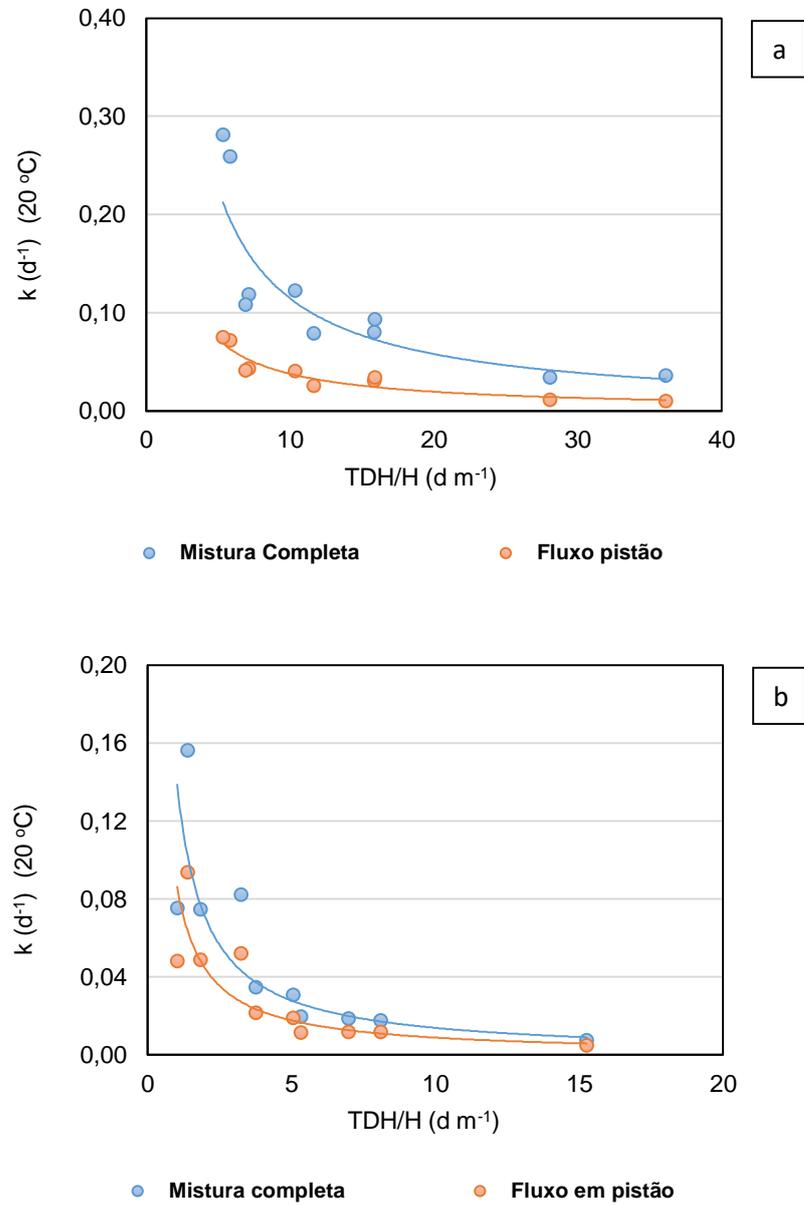
Fonte: Autor (2020).

Figura 49 - Coeficiente cinético de remoção de DBO vs. razão TDH / H em lagoas facultativas (a) e de maturação (b)



Fonte: Autor (2020).

Figura 50 - Coeficiente cinético de remoção de DQO vs. razão TDH/H em lagoas facultativas (a) e de maturação (b)



Fonte: Autor (2020).

Tabela 5 - Equações de regressão do coeficiente cinético de remoção de DBO e DQO para 20 °C em função da carga superficial aplicada (L_s) de acordo com o regime hidráulico ideal

Lagoa	Regime hidráulico	Parâmetro	Equação	R ²	d_w
	MC	DBO	$k_{20^{\circ}C} = 0,0003 \times L_s + 0,0113$	0,766	0,853
		DQO	$k_{20^{\circ}C} = 0,0002 \times L_s + 0,0025$	0,850	0,701
LFP	FP	DBO	$k_{20^{\circ}C} = 6 \times 10^{-5} \times L_s + 0,0135$	0,840	0,606
		DQO	$k_{20^{\circ}C} = 4 \times 10^{-5} \times L_s + 0,0064$	0,868	0,615
LM	MC	DBO	$k_{20^{\circ}C} = 8 \times 10^{-5} \times L_s + 0,0040$	0,973	0,913
		DQO	$k_{20^{\circ}C} = 7 \times 10^{-5} \times L_s + 0,0053$	0,705	0,694
	FP	DBO	$k_{20^{\circ}C} = 5 \times 10^{-5} \times L_s + 0,0019$	0,965	0,822
		DQO	$k_{20^{\circ}C} = 5 \times 10^{-5} \times L_s + 0,0040$	0,711	0,843

Fonte: Autor (2020).

Tabela 6 - Equações de regressão do coeficiente cinético de remoção de DBO e DQO para 20 °C em função da razão TDH/ H de acordo com o regime hidráulico ideal

Lagoa	Regime hidráulico	Parâmetro	Equação	R ²	d_w
LFP	MC	DBO	$k_{20^{\circ}C} = 1,9736 \times (TDH/H)^{-1,083}$	0,812	0,819
		DQO	$k_{20^{\circ}C} = 1,1016 \times (TDH/H)^{-0,983}$	0,860	0,853
	FP	DBO	$k_{20^{\circ}C} = 0,4465 \times (TDH/H)^{-0,995}$	0,880	0,587
		DQO	$k_{20^{\circ}C} = 0,3358 \times (TDH/H)^{-0,948}$	0,896	0,604
LM	MC	DBO	$k_{20^{\circ}C} = 0,0635 \times (TDH/H)^{-1,089}$	0,723	0,969
		DQO	$k_{20^{\circ}C} = 0,1425 \times (TDH/H)^{-1,014}$	0,857	0,765
	FP	DBO	$k_{20^{\circ}C} = 0,0422 \times (TDH/H)^{-1,077}$	0,723	0,857
		DQO	$k_{20^{\circ}C} = 0,0886 \times (TDH/H)^{-1,002}$	0,855	0,610

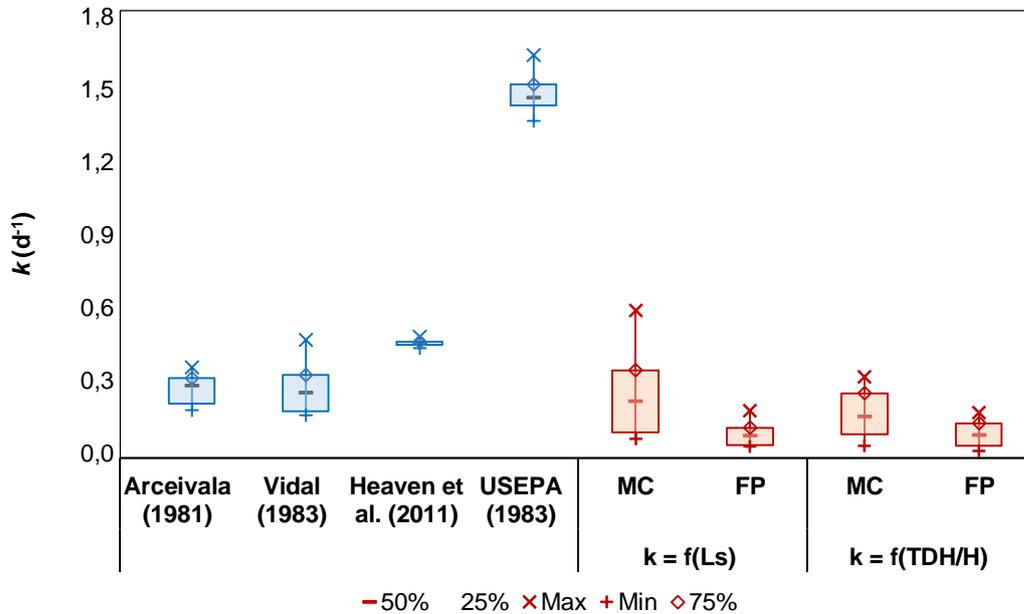
Fonte: Autor (2020).

A partir dos dados apresentados, os valores k estimados pelo presente estudo mostraram diferenças significativas (Kruskal-Wallis $p < 0,05$) em relação aos calculados utilizando equações empíricas (Figura 50). Para 20 °C a equação da USEPA (1983) adota um k de 0,71 e um aumento de 9% em k para o aumento de 1 °C na temperatura. Já para a faixa de 27 a 30° C a supracitada equação conduziu a valores de k muito elevados e eficiências de remoção de DBO superestimadas. Conforme ressalta Macedo, Araújo e Pearson (2011), o uso de valores de k superestimados na fase de projeto leva produção de efluentes com qualidades bem inferiores às esperadas.

As equações de Arceivala (1981) e Vidal (1983 *apud* VON SPERLING, 2007b), baseadas na carga da DBO, forneceram valores de k mais conservadores. No entanto, estas equações são direcionadas ao modelo de fluxo disperso, cuja aplicabilidade depende da estimativa do número de dispersão (d) nas lagoas. O valor de d também pode ser calculado utilizando equações empíricas (POLPRASERT; BHATTARAI, 1985; AGUNWAMBA; EGBUNIWE; ADEMILUYI, 1992; VON SPERLING, 1999).

Embora as equações empíricas sejam consideradas mais simples e apresentem vantagens económicas em relação aos estudos com traçadores, existem sérias limitações na utilização destas equações para diferentes cenários reais. De acordo com Abbassi, Khan e Hawboldt (2010), as flutuações nos parâmetros hidráulicos das lagoas e o seu efeito sobre o número de dispersão podem não ser completamente avaliados utilizando as equações empíricas. Assim, apesar de Arceivala (1981) e Vidal (1983 *apud* VON SPERLING, 2007b) tenham fornecido melhores resultados para k , as limitações associadas à estimação de d também podem levar a previsões menos confiáveis.

Figura 51 - Valores de k previstos pelas equações empíricas (ARCEIVALA, 1981; VIDAL, 1983 *apud* VON SPERLING, 2007b; HEAVEN, SALTER e CLARKE, 2011; USEPA, 1983) e os obtidos através das equações de regressão para as lagoas facultativas



Fonte: Autor (2020).

4.3 Conclusões

As lagoas de estabilização avaliadas demonstraram uma grande capacidade de suportar elevadas cargas orgânicas ($> 400 \text{ kg DBO ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) e, ainda, promover a remoção satisfatória de DBO e DQO. Ademais, o elevado carregamento orgânico não teve efeito direto nas concentrações de clorofila-a.

O aumento do carregamento orgânico levou ao aumento dos coeficientes de remoção (k) de DBO e DQO. Por sua vez, o aumento da relação entre o tempo de detenção hidráulica e a profundidade levou a redução nos valores de k . Os valores de k fornecidos por equações empíricas disponíveis na literatura mostraram-se estatisticamente diferentes daqueles fornecidas pelas equações de regressão obtidos neste estudo.

Nesse sentido, as equações de regressão derivadas neste estudo têm a vantagem de depender apenas de variáveis conhecidas na fase de projeto e possibilitar o computo de coeficientes de degradação mais razoáveis. Assim, sugere-se a adoção destes modelos em projeto de lagoas facultativas e de maturação na mesma região e com características físicas semelhantes às estudadas aqui.

REFERÊNCIAS

- ABBASSI, R.; KHAN, F.; HAWBOLDT, K. A methodology of finding dispersion coefficient using computational fluid dynamics (CFDs). **Journal of Water Resources and Environmental Engineering**, Australia, v. 2, n. 5, p. 114-120, 2010. Disponível em: encurtador.com.br/suzHU. Acesso em: 17 abr. 2019.
- AGUNWAMBA, J. C.; EGBUNIWE, N.; ADEMILUYI, J.O. Prediction of the dispersion number in waste stabilization ponds. **Elsevier BV - Water Research**, Netherlands, v. 26, n. 1, p. 85-89, jan. 1992. Disponível em: encurtador.com.br/hpvx9. Acesso em: 2 set. 2019.
- AKAIKE, H. Information measures and model selection. **International Statistical Institute**, Netherlands, v. 44, p. 277-291, 1983.
- ALDERSON, M. P.; SANTOS, A. B.; MOTA FILHO, C. R. Reliability analysis of low-cost, full-scale domestic wastewater treatment plants for reuse in aquaculture and agriculture. **Elsevier BV - Ecological Engineering**, Netherlands, v. 82, p. 6-14, set. 2015. Disponível em: encurtador.com.br/denY7. Acesso em: 25 jun. 2019.
- ANDRAKA, D. Reliability Evaluation of Wastewater Treatment Plant Impact on the Receiving Waters. **Journal of Ecological Engineering**, Poland, v. 20, n. 8, p. 226-231, 1 set. 2019. Disponível em: encurtador.com.br/nvBUY. Acesso em: 12 fev. 2020.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation. 22. ed. USA: Washington DC, 2009. 1496 p.
- ARAÚJO, A. L. C. Avaliação operacional e da eficiência de lagoas de estabilização no estado do Rio Grande do Norte. *In*: Fundação Nacional de Saúde. (org.). **VIII Caderno de pesquisa em engenharia de saúde pública**. 1. ed. Brasília: Ed. FUNASA, 2017, p. 39 - 71.
- ARCEIVALA, S. J. **Wastewater treatment and disposal**. New York: Marcel Dekker, 1981.
- ASSUNÇÃO, F. A. L.; VON SPERLING, M. Importance of the ammonia volatilization rates in shallow maturation ponds treating UASB reactor effluent. **IWA Publishing - Water Science and Technology**, Austria, v. 66, n. 6, p. 1239-1246, 1 set. 2012. Disponível em: encurtador.com.br/ahJMZ. Acesso em: 1 out. 2019.
- _____. Influence of temperature and pH on nitrogen removal in a series of maturation ponds treating anaerobic effluent. **IWA Publishing - Water Science and Technology**, Austria, v. 67, n. 10, p. 2241-2248, 1 mai. 2013. Disponível em: encurtador.com.br/sBDI3. Acesso em: 15 out. 2019.
- BANDA, C. G.; SLEIGH, P. A.; MARA, D. D. Escherichia coli removal in waste stabilization ponds: a comparison of modern and classical designs: a comparison of modern and classical designs. **IWA Publishing - Water Science and Technology**, Austria, v. 51, n. 12, p. 75-81, 1 jun. 2005. Disponível em: encurtador.com.br/ekBKR. Acesso em: 21 jan. 2020.

BATES, B. C.; TOWNLEY, L. R. Nonlinear, discrete flood event models, 3: analysis of prediction uncertainty. **Elsevier BV - Journal of Hydrology**, Netherlands, v. 99, n. 1-2, p. 91-101, mai. 1988. Disponível em: encurtador.com.br/aqDZ9. Acesso em: 6 mar. 2020.

BASTOS, R. K. X. *et al.* Post-treatment of UASB reactor effluent in waste stabilization ponds and in horizontal flow constructed wetlands: a comparative study in pilot scale in Southeast Brazil. **IWA Publishing - Water Science and Technology**, Austria, v. 61, n. 4, p. 995-1002, 1 fev. 2010. Disponível em: encurtador.com.br/mnG26. Acesso em: 5 abr. 2020.

BASTOS, R. K. X. *et al.* Further contributions to nitrogen removal modelling in waste stabilization ponds. **IWA Publishing - Water Science and Technology**, Austria, v. 70, n. 12, p. 1897-1906, 23 ago. 2014. Disponível em: encurtador.com.br/aoPV0. Acesso em: 22 nov. 2019.

BASTOS, R. K. X.; RIOS, E. N.; SÁNCHEZ, I. A. Further contributions to the understanding of nitrogen removal in waste stabilization ponds. **IWA Publishing - Water Science and Technology**, Austria, v. 77, n. 11, p. 2635-2641, 15 mai. 2018. Disponível em: encurtador.com.br/fqQR0. Acesso em: 11 fev. 2020.

BENEDETTI, L. *et al.* Probabilistic modelling and evaluation of wastewater treatment plant upgrades in a water quality based evaluation context. **IWA Publishing - Journal of Hydroinformatics**, Austria, v. 12, n. 4, p. 380-395, 25 mar. 2010. Disponível em: encurtador.com.br/epHNO. Acesso em: 28 jul. 2019.

BRASIL. Resolução n° 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, completa e altera a Resolução n° 357, de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 13 mai. 2011.

_____. Resolução n° 02, de 02 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre os padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. Conselho Estadual do Meio Ambiente (COEMA). **Diário Oficial do Estado do Ceará**, CE, 2 fev. 2017.

BRYANT, C. W.; BAUER, E. C. A Simulation of Benthic Stabilization. **IWA Publishing - Water Science and Technology**, Austria, v. 19, n. 12, p. 161-167, 1 dez. 1987. Disponível em: encurtador.com.br/hnyQY. Acesso em: 15 abr. 2019.

BUTLER, E. *et al.* Oxidation pond for municipal wastewater treatment. **Springer Science and Business Media LLC - Applied Water Science**, South Korea, v. 7, n. 1, p. 31-51, 2017. Disponível em: encurtador.com.br/wzFJS. Acesso em: 12 out. 2019.

CHABIR, D. *et al.* Some influences of sediments in aerated lagoons and waste stabilization ponds. **IWA Publishing - Water Science and Technology**, Austria, v. 42, n. 10-11, p. 237-246, 1 nov. 2000. Disponível em: encurtador.com.br/ivyJ6. Acesso em: 23 fev. 2020.

D'ALESSANDRO, E. B. *et al.* Influência da sazonalidade em lagoas de estabilização. **Ingeniería del agua**, Universitat Politecnica de Valencia, v. 19, n. 4, p. 193-193, 30 out. 2015. Disponível em: encurtador.com.br/bhLRZ. Acesso em: 14 set. 2019.

DEAN, R. B.; FORSYTHE, S. L. Estimating the reliability of advanced waste treatment - Part 1, **Water e Sewage Works**, v. 123, n. 6, p. 87–89, 1976.

DIAS, D. F. C. *et al.* Overall performance evaluation of shallow maturation ponds in series treating UASB reactor effluent: ten years of intensive monitoring of a system in Brazil: Ten years of intensive monitoring of a system in Brazil. **Elsevier BV- Ecological Engineering**, Netherlands, v. 71, p. 206-214, out. 2014. Disponível em: encurtador.com.br/uDLP5. Acesso em: 29 jun. 2019.

DIAS, D. F. C.; PASSOS, R. G.; VON SPERLING, M. A review of bacterial indicator disinfection mechanisms in waste stabilisation ponds. **Reviews In Environmental Science And Bio/Technology**, Netherlands, v. 16, n. 3, p. 517-539, 9 mai. 2017. Disponível em: encurtador.com.br/bovB5. Acesso em: 10 jan. 2020.

DIAS, D. F. C.; VON SPERLING, M. Vertical profiling and modelling of Escherichia colidecay in a shallow maturation pond operating in a tropical climate. **Journal Environmental Technology**, United Kingdom, v. 39, n. 6, p. 759-769, 13 abr. 2017. Disponível em: encurtador.com.br/ely58. Acesso em: 6 dez. 2020.

ESEN, I. I.; AL-SHAYJI, Y. Estimation of Dispersion Number in Waste Stabilization Ponds. **IWA Publishing - Water Science and Technology**, Austria, v. 40, n. 7, p. 41-46, 1 out. 1999. Disponível em: encurtador.com.br/fiAU2. Acesso em: 5 ago. 2019.

FALESCHINI, M.; ESTEVES, J. L.; VALERO, M. A. Camargo. The Effects of Hydraulic and Organic Loadings on the Performance of a Full-Scale Facultative Pond in a Temperate Climate Region (Argentine Patagonia). **Springer Science and Business Media LLC - Water, Air & Soil Pollution**, Germany, v. 223, n. 5, p. 2483-2493, 27 dez. 2011. Disponível em: encurtador.com.br/juwW6. Acesso em: 7 jul. 2019.

FALESCHINI, M.; ESTEVES, J. L. Benthic nutrient fluxes and sediment oxygen consumption in a full-scale facultative pond in Patagonia, Argentina. **IWA Publishing - Water Science and Technology**, Austria, v. 68, n. 8, p. 1770-1777, 1 out. 2013. Disponível em: encurtador.com.br/txBGT. Acesso em: 20 jan. 2020.

FERRARA, R. A.; HARLEMAN, D. R. F. Hydraulic modeling for waste stabilization ponds. **J. Environmental Engineering**, v. 107, n. 4, p. 817–830, 1981.

GUPTA, A. K.; SHRIVASTAVA, R. K. Uncertainty Analysis of Conventional Water Treatment Plant Design for Suspended Solids Removal. **American Society of Civil Engineers - Journal of Environmental Engineering**, EUA, v. 132, n. 11, p. 1413-1421, nov. 2006. Disponível em: encurtador.com.br/emwNP. Acesso em: 9 set. 2019.

HEAVEN, S.; SALTER, A. M.; CLARKE, D. Calibration of a simple model for waste stabilization pond performance in seasonal climates. **IWA Publishing - Water Science and Technology**, Austria, v. 64, n. 7, p. 1488-1496, 1 out. 2011. Disponível em: encurtador.com.br/ghxJM. Acesso em: 19 out. 2020.

HO, L. T.; VAN ECHELPOEL, W.; GOETHALS, P. L. M. Design of waste stabilization pond systems: a review. **Elsevier BV - Water Research**, Netherlands, v. 123, p. 236-248, out. 2017. Disponível em: encurtador.com.br/xQRT1. Acesso em: 14 abr. 2019.

- HO, L.; GOETHALS, P. L. M. Municipal wastewater treatment with pond technology: historical review and future outlook. **Elsevier BV - Ecological Engineering**, Netherlands, v. 148, p. 105791, abr. 2020. Disponível em: encurtador.com.br/ouX56. Acesso em: 5 abr. 2020.
- LIMPERT, E.; STAHEL, W. A.; ABBT, M. Log-normal Distributions across the Sciences: keys and clues. : Keys and Clues. **Oxford University Press - Bioscience**, United Kingdom, v. 51, n. 5, p. 341-341, 2001. Disponível em: encurtador.com.br/cGKNU. Acesso em: 27 jun. 2019.
- MACEDO, S. L.; ARAÚJO, A. L. C.; PEARSON, H. W. Thermo-tolerant coliform bacteria decay rates in a full-scale waste stabilization pond system in Northeast Brazil. **IWA Publishing - Water Science and Technology**, Austria, v. 63, n. 6, p. 1321-1326, 1 mar. 2011. Disponível em: encurtador.com.br/dALNX. Acesso em: 21 out. 20219.
- MAIGA, Y. *et al.* Sunlight inactivation of Escherichia coli in waste stabilization microcosms in a sahelian region (Ouagadougou, Burkina Faso). **Elsevier BV - Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology**, Netherlands, v. 94, n. 2, p. 113-119, fev. 2009. Disponível em: encurtador.com.br/FLP05. Acesso em: 7 fev. 2020.
- MARA, D. **Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries**. Earthscan, London, 2003.
- MARA, D. D.; HORAN N. J. **Handbook of Water and Wastewater Microbiology**. London: Academic Press, 2003.
- MARTÍNEZ, F. C. *et al.* Mathematical Analysis for the Optimization of a Design in a Facultative Pond: Indicator Organism and Organic Matter. **Hindawi Limited - Mathematical Problems in Engineering**, London, v. 2014, p. 1-12, 2014. Disponível em: encurtador.com.br/ipstu. Acesso em: 15 dez. 2019.
- MAYO, A. W.; ABBAS, M.. Removal mechanisms of nitrogen in waste stabilization ponds. **Elsevier BV - Physics and Chemistry of The Earth, Parts A/B/C**, Netherlands, v. 72-75, p. 77-82, 2014. Disponível em: encurtador.com.br/gjQS4. Acesso em: 16 ago. 2019.
- MELCHING, C. S.; ANMANGANDLA, S. Improved First-Order Uncertainty Method for Water - Quality Modeling. **American Society of Civil Engineers - Journal of Environmental Engineering**, EUA, v. 118, n. 5, p. 791-805, set. 1992. Disponível em: encurtador.com.br/OU459. Acesso em: 13 jul. 2019.
- METCALF; EDDY. **Wastewater engineering: treatment, and reuse**. 5. ed. New York: Ed. McGraw-Hill Education, 2015.
- MORAIS, N. W. S.; SANTOS, A. B. Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil. **Revista DAE**, São Paulo, v. 67, n. 215, p. 40-55, 2019. Disponível em: encurtador.com.br/anI46. Acesso em: 10 abr. 2020.

NGUYEN, M. T. *et al.* Sunlight inactivation of fecal indicator bacteria in open-water unit process treatment wetlands: modeling endogenous and exogenous inactivation rates: Modeling endogenous and exogenous inactivation rates. **Elsevier BV - Water Research**, Netherlands, v. 83, n. 15, p. 282-292, out. 2015. Disponível em: encurtador.com.br/ewLQ6. Acesso em: 19 set. 2019.

NIKU, S.; SCHROEDER, E. D.; SAMANIEGO, F. J. Performance of activated sludge process and reliability-based design. **Journal Water Pollution Control Association**, v. 51, n. 12, p. 2841–2857, 1979.

NIKU, S.; SCHROEDER, E. D. Factors affecting effluent variability from activated sludge processes. **Journal Water Pollution Control Association**, v. 53, n. 5, p. 546–559, 1981.

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Reliability analysis of wastewater treatment plants. **J. Elsevier BV - Water Research**, Netherlands, v. 42, p. 1182-1194, 2008. Disponível em: encurtador.com.br/cfMS2. Acesso em: 11 out. 2019.

OWUSU-ANSAH, E. J. et al. Performance, Compliance and Reliability of Waste Stabilization Pond: Effluent Discharge Quality and Environmental Protection Agency Standards in Ghana. **Maxwell Scientific Publication Corp. - Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology**, v. 10, n. 11, p. 1293-1302, 15 ago. 2015. Disponível em: encurtador.com.br/iBCDX. Acesso em: 22 nov. 2019.

PASSOS, R. G.; FERREIRA, V. V. M.; VON SPERLING, M. A dynamic and unified model of hydrodynamics in waste stabilization ponds. **Elsevier BV - Chemical Engineering Research and Design**, Netherlands, v. 144, p. 434-443, abr. 2019. Disponível em: encurtador.com.br/uyAJ8. Acesso em: 21 mar. 2020.

PEARSON, H. W. Expanding the horizons of technology and application in an environmentally conscious world. **IWA Publishing - Water Science and Technology**, Austria, v. 33, n. 7, p. 1–9, 1996. Disponível em: encurtador.com.br/bcJ8. Acesso em: 3 set. 2019.

POLPRASERT, C.; BHATTARAI, K. K. Dispersion model for waste stabilization ponds. **J. Environmental Engineering**, v. 111, n. 1, p. 45-59, 1985.

RODRIGUES, V. A. J. *et al.* Performance comparison between two equal stabilization ponds operating with and without sludge layer. **IWA Publishing - Water Science and Technology**, Austria, v. 71, n. 6, p. 929-937, 6 fev. 2015. Disponível em: encurtador.com.br/joTY9. Acesso em: 21 jun. 2019.

SILVA, F. J. A.; SOUZA, R. O.; ARAÚJO, A. L. C. Revisiting the influence of loading on organic material removal in primary facultative ponds. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, UNIFESP, v. 27, n. 1, p. 63-69, mar. 2010. Disponível em: encurtador.com.br/k1B35. Acesso em: 12 out. 2019.

SILVA, F. J. A. *et al.* Prospectus of waste stabilization ponds in Ceará, Northeast Brazil. **IWA Publishing - Water Science and Technology**, Austria, v. 63, n. 6, p. 1265-1270, 1 mar. 2011. Disponível em: encurtador.com.br/dj1z0. Acesso em: 14 fev. 2020.

SILVERMAN, A. I. *et al.* Sunlight Inactivation of Viruses in Open-Water Unit Process Treatment Wetlands: Modeling Endogenous and Exogenous Inactivation Rates. **American Chemical Society - Environmental Science & Technology**, USA, v. 49, n. 5, p. 2757-2766, 9 fev. 2015. Disponível em: encurtador.com.br/jsESW. Acesso em: 25 fev. 2020.

SOUZA, D. N. *et al.* Estudo dos erros tipos I e II para testes de aderência utilizando séries sintéticas. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS*, 19., 2011, Maceió. **Anais [...]**. Maceió: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2011. p. 1-18.

SUN, G.; SAEED, T. Kinetic modelling of organic matter removal in 80 horizontal flow reed beds for domestic sewage treatment. **Elsevier BV - Process Biochemistry**, Netherlands, v. 44, n. 7, p. 717-722, jul. 2009. Disponível em: encurtador.com.br/bfxyR. Acesso em: 11 ago. 2019.

TAHERIYOUN, M.; MORADINEJAD, S.. Reliability analysis of a wastewater treatment plant using fault tree analysis and Monte Carlo simulation. **Springer Science and Business Media LLC - Environmental Monitoring and Assessment**, South Korea, v. 187, n. 1, p. 327-345, 10 dez. 2015. Disponível em: encurtador.com.br/yzBEX. Acesso em: 16 nov. 2019.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater engineering. Treatment and reuse**. 4. ed. McGraw-Hill Education, New York. 2003.

VALERO, M. A. C.; MARA, D. D. Ammonia volatilisation in waste stabilisation ponds: a cascade of misinterpretations?. **IWA Publishing - Water Science and Technology**, Austria, v. 61, n. 3, p. 555-561, 1 fev. 2010. Disponível em: encurtador.com.br/asMN1. Acesso em: 15 jun. 2019.

VALERO, M. A. C. *et al.* Nitrification–denitrification in waste stabilization ponds: a mechanism for permanent nitrogen removal in maturation ponds. **IWA Publishing - Water Science and Technology**, Austria, v. 61, n. 5, p. 1137-1146, 1 mar. 2010. Disponível em: encurtador.com.br/iANV6. Acesso em: 28 nov. 2019.

VERA, I. *et al.* Performance evaluation of eight years' experience of constructed wetland systems in Catalonia as alternative treatment for small communities. **Elsevier BV - Ecological Engineering**, Netherlands, v. 37, n. 2, p. 364-371, fev. 2011. Disponível em: encurtador.com.br/fgqzH. Acesso em: 6 ago. 2019.

VERBYLA, M. E.; MIHELICIC, J. R. A review of virus removal in wastewater treatment pond systems. **Elsevier BV - Water Research**, Netherlands, v. 71, p. 107-124, mar. 2015. Disponível em: encurtador.com.br/bkuMR. Acesso em: 29 jan. 2020.

VON SPERLING, M. Performance evaluation and mathematical modelling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilization ponds. **Elsevier BV - Water Research**, Netherlands, v. 33, n. 6, p. 1435-1448, abr. 1999. Disponível em: encurtador.com.br/hxUVZ. Acesso em: 17 mar. 2020.

_____. **Wastewater Characteristics: Treatment and Disposal**. v. 1. IWA, London: UK, 2007a.

_____. **Waste Stabilization Ponds: Biological Wastewater Treatment**. v. 3. IWA, London: UK, 2007b.

VON SPERLING, M.; MASCARENHAS, L. C. A. M. Performance of very shallow ponds treating effluents from UASB reactors. **IWA Publishing - Water Science and Technology**, Austria, v. 51, n. 12, p. 83-90, 1 jun. 2005. Disponível em: encurtador.com.br/yHIT5. Acesso em: 27 nov. 2019.

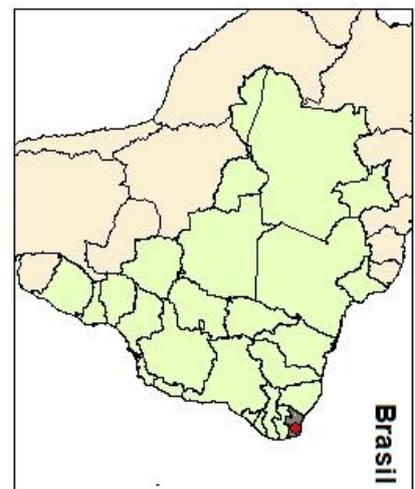
VON SPERLING, M.; VERBYLA, M. E.; OLIVEIRA, S. M. A. C. Assessment of Treatment Plant Performance and Water Quality Data: A Guide for Students, Researchers and Practitioners. **Iwa Publishing**, Austria, p. 1-668, 2020. Disponível em: encurtador.com.br/bhz68. Acesso em: 13 mar. 2020.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Design Manual: municipal wastewater stabilization ponds**. Center for Environmental Research Information, Washington: USEPA, 1983.

WALLACE, J.; CHAMPAGNE, P.; HALL, G. Multivariate statistical analysis of water chemistry conditions in three wastewater stabilization ponds with algae blooms and pH fluctuations. **Elsevier BV - Water Research**, Netherlands, v. 96, p. 155-165, jun. 2016. Disponível em: encurtador.com.br/ayzQ1. Acesso em: 5 mar. 2020.

WEIRICH, S. R.; SILVERSTEIN, J.; RAJAGOPALAN, B. Effect of average flow and capacity utilization on effluent water quality from US municipal wastewater treatment facilities. **Elsevier BV - Water Research**, Netherlands, v. 45, n. 14, p. 4279-4286, ago. 2011. Disponível em: encurtador.com.br/wACGK. Acesso em: 13 dez. 2019.

APÊNDICE A – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ETE CAIÇARA NO RIO GRANDE DO NORTE

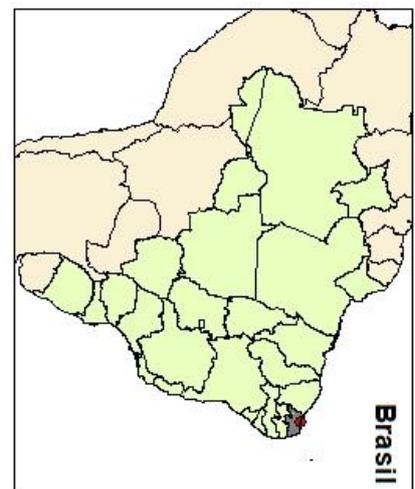
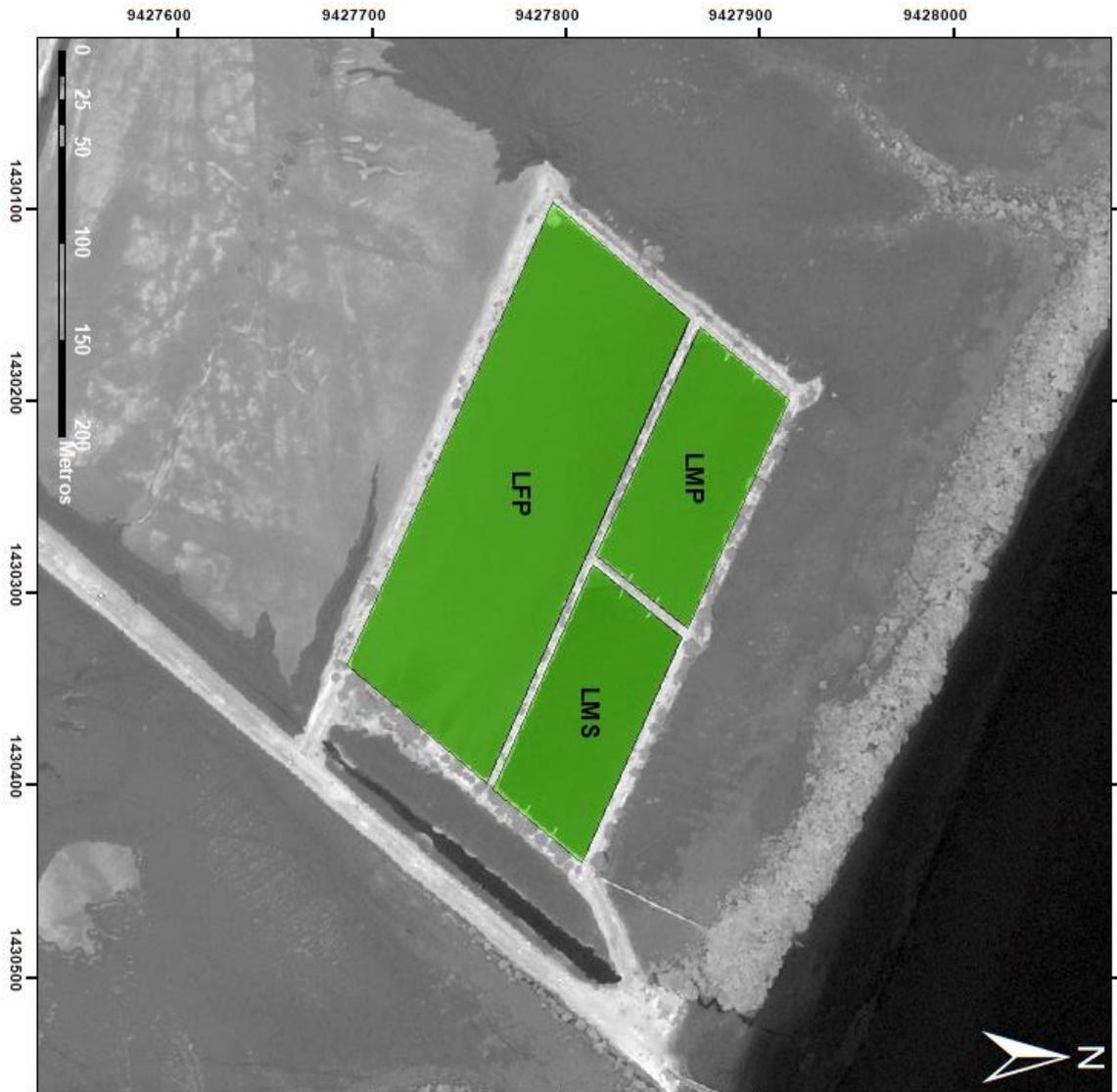


**CROQUI DE LOCALIZAÇÃO
ETE CAIÇARA - S1**

ENDEREÇO:
RN-023, Caiçara do Rio do Vento - RN
Próximo a Ponte sobre o Rio do Vento
CEP: 59540-000

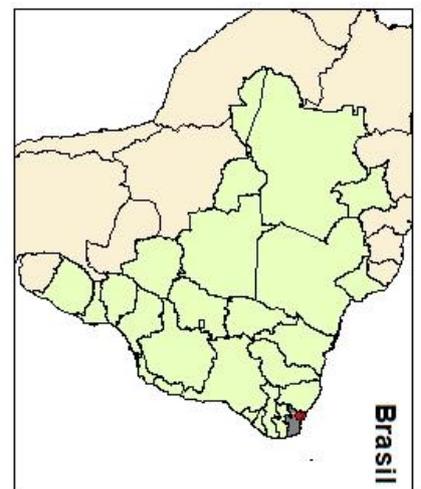
PROJEÇÃO UNIVERSAL TRANSVERSA DE MERCATOR
DATUM WGS84
ZONA 25 S

APÊNDICE B – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ETE ILHA DE SANTANA NO RIO GRANDE DO NORTE



<p>CROQUI DE LOCALIZAÇÃO ETE ILHA DE SANTANA - S2</p>
<p>ENDEREÇO: Ponte entre Macaú e Ilha de Santana, Rio Piranhas Macaú - RN CEP: 59950-000</p>
<p>PROJEÇÃO UNIVERSAL TRANSVERSA DE MERCATOR DATUM WGS84 ZONA 24 S</p>

APÊNDICE C – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ETE PASSAGEM DE PEDRAS NO RIO GRANDE DO NORTE

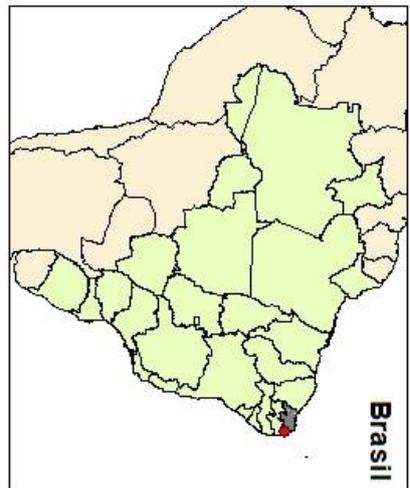


**CROQUI DE LOCALIZAÇÃO
ETE PASSAGEM DE PEDRAS - S3**

ENDEREÇO:
R. José Mendes da Silva, Vingt Rosado, Mossoró - RN,
CEP: 59625-644

PROJEÇÃO UNIVERSAL TRANSVERSA DE MERCATOR
DATUM WGS84
ZONA 24 S

APÊNDICE D – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ETE CIDADE NO RIO GRANDE DO NORTE

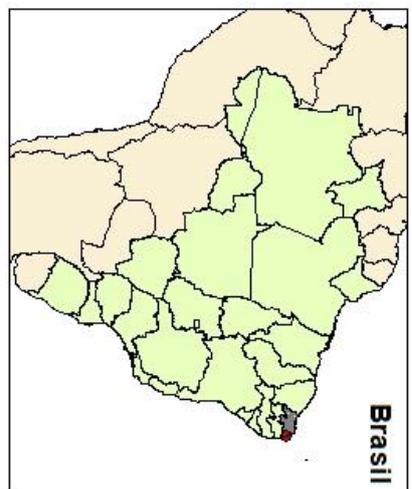


**CROQUI DE LOCALIZAÇÃO
ETE CIDADE - S4**

ENDEREÇO:
R. Jos e Augusto de Lima, 408, Pedro Velho - RN,
CEP: 591196-000

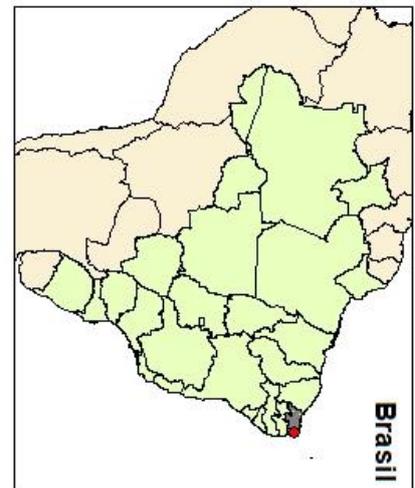
PROJEÇÃO UNIVERSAL TRANSVERSA DE MERCATOR
DATUM WGS84
ZONA 25 S

APÊNDICE E – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ETE PIPA NO RIO GRANDE DO NORTE



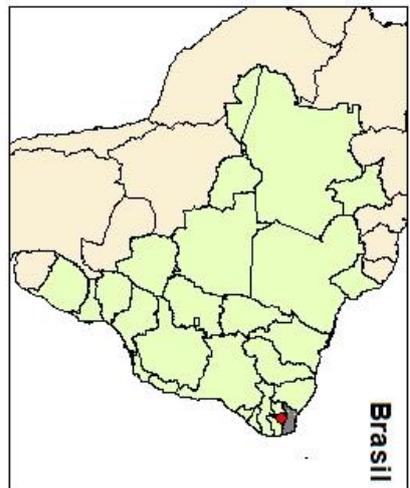
CROQUI DE LOCALIZAÇÃO ETE PIPA - S5
ENDEREÇO: R. José Augusto de Lima, Pedro Velho - RN CEP 59196-000
PROJEÇÃO UNIVERSAL TRANSVERSA DE MERCATOR DATUM WGS84 ZONA 25 S

APÊNDICE F – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ETE PONTA NEGRA NO RIO GRANDE DO NORTE



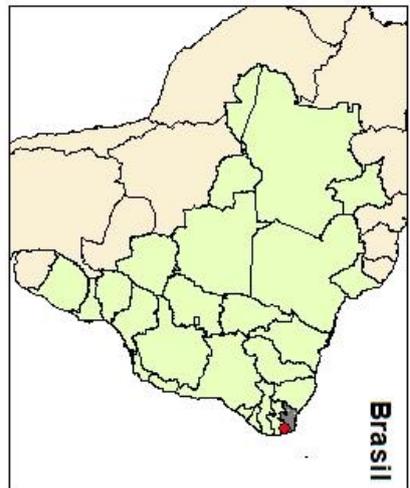
CROQUI DE LOCALIZAÇÃO ETE PONTA NEGRA - S6
ENDEREÇO: R. Alfredo Dias de Figueiredo, Vila de Ponta Negra Natal - RN
PROJEÇÃO UNIVERSAL TRANSVERSA DE MERCATOR DATUM WGS84 ZONA 25 S

APÊNDICE G – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ETE SÍTIO DE SANTANA NO RIO GRANDE DO NORTE



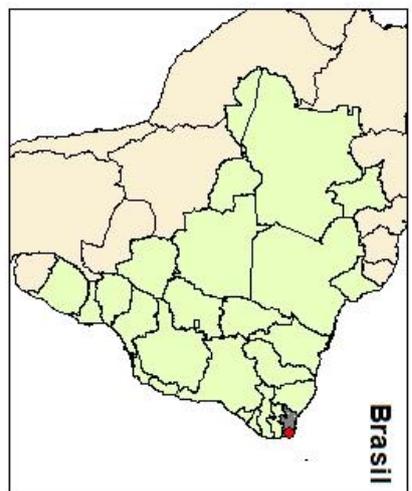
CROQUI DE LOCALIZAÇÃO ETE SÍTIO SANTANA - S7
ENDEREÇO: Santana do Seridó, Rio Grande do Norte CEP: 59350-000
PROJEÇÃO UNIVERSAL TRANSVERSA DE MERCATOR DATUM WGS84 ZONA 24 S

APÊNDICE H – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ETE SANTO ANTÔNIO NO RIO GRANDE DO NORTE



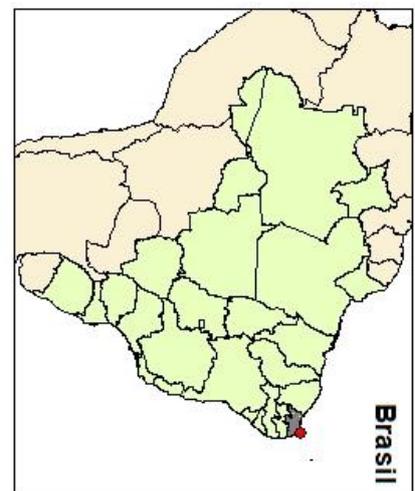
CROQUI DE LOCALIZAÇÃO ETE SANTO ANTÔNIO - S8
ENDEREÇO: R. Bom Jesus, Santo Antônio - RN CEP: 59255-000
PROJEÇÃO UNIVERSAL TRANSVERSA DE MERCATOR DATUM WGS84 ZONA 24 S

APÊNDICE I – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ETE COQUEIROS NO RIO GRANDE DO NORTE



CROQUI DE LOCALIZAÇÃO ETE COQUEIROS - S9
ENDEREÇO: Ladeira do Sul, São Gonçalo do Amarante - RN CEP: 59290-000
PROJEÇÃO UNIVERSAL TRANSVERSA DE MERCATOR DATUM WGS84 ZONA 25 S

APÊNDICE J – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ETE TOUROS NO RIO GRANDE DO NORTE



**CROQUI DE LOCALIZAÇÃO
ETE TOUROS - S10**

ENDEREÇO:
R. do Maceió, Touros - RN
CEP - 59684-000

PROJEÇÃO UNIVERSAL TRANSVERSA DE MERCATOR
DATUM WGS84
ZONA 25 S

**APÊNDICE K – ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS CONCENTRAÇÕES DOS
PARÂMETROS ANALISADOS NO ESGOTO BRUTO**

Parâmetro	Estatística	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10
DBO	Média Aritmética	622	656	466	664	416	322	509	505	502	305
	Média Geométrica	612	647	430	662	383	316	483	490	480	300
	Desvio Padrão	113	113	170	46	167	63	170	125	143	54
	CV	0.18	0.17	0.37	0.07	0.40	0.20	0.33	0.25	0.29	0.18
	N° de dados	20	15	10	12	21	16	12	15	19	10
DBOf	Média Aritmética	384	189	209	280	235	144	249	274	261	172
	Média Geométrica	377	182	188	255	216	139	241	263	256	160
	Desvio Padrão	74	48	93	123	92	40	65	81	56	62
	CV	0.19	0.25	0.45	0.44	0.39	0.28	0.26	0.29	0.22	0.36
	N° de dados	18	15	11	17	19	21	12	14	19	10
DQO	Média Aritmética	929	747	787	903	726	624	787	777	718	451
	Média Geométrica	888	685	739	901	690	605	764	763	676	449
	Desvio Padrão	269	307	274	66	227	157	190	148	244	39
	CV	0.29	0.41	0.35	0.07	0.31	0.25	0.24	0.19	0.34	0.09
	N° de dados	21	13	11	12	19	20	12	16	21	8
DQOf	Média Aritmética	313	327	472	403	417	302	334	388	336	253
	Média Geométrica	302	242	417	382	395	300	329	375	318	244
	Desvio Padrão	86	236	207	130	134	37	61	100	107	57
	CV	0.27	0.72	0.44	0.32	0.32	0.12	0.18	0.26	0.32	0.23
	N° de dados	19	16	11	17	20	18	10	16	19	10
AMT	Média Aritmética	48	21	26	35	42	31	43	51	40	34
	Média Geométrica	47	16	15	33	40	27	34	40	36	31
	Desvio Padrão	9	12	25	11	11	12	27	36	20	14
	CV	0.19	0.60	0.95	0.32	0.26	0.40	0.64	0.70	0.51	0.42
	N° de dados	17	16	10	16	19	20	12	16	21	10
STT	Média Aritmética	308	339	80	318	126	181	221	269	315	105
	Média Geométrica	306	333	75	298	123	175	208	243	291	103
	Desvio Padrão	38	65	31	103	30	44	80	117	123	21
	CV	0.12	0.19	0.39	0.32	0.24	0.24	0.36	0.44	0.39	0.20
	N° de dados	19	14	10	17	19	18	11	16	21	8
CTT	Média Aritmética	1.5E+08	7.7E+07	2.1E+06	1.2E+08	2.8E+07	4.3E+07	4.5E+07	1.5E+07	7.4E+07	2.5E+07
	Média Geométrica	2.3E+07	4.6E+07	9.3E+05	3.2E+07	1.4E+07	1.4E+07	1.4E+07	1.0E+07	5.2E+07	1.6E+07
	Desvio Padrão	3.8E+08	8.1E+07	2.7E+06	2.4E+08	2.5E+07	1.1E+08	5.7E+07	1.0E+07	6.4E+07	2.7E+07
	CV	2.61	1.04	1.30	1.93	0.90	2.46	1.27	0.68	0.87	1.07
	N° de dados	21	16	11	17	21	21	12	16	21	10
OD	Média Aritmética										
	Média Geométrica										
	Desvio Padrão										
	CV										
	N° de dados										
Cl-a	Média Aritmética										
	Média Geométrica										
	Desvio Padrão										
	CV										
	N° de dados										
pH	Média Aritmética	7.1	7.3	7.2	7.0	6.9	7.4	7.1	7.4	7.0	7.1
	Média Geométrica	7.1	7.3	7.2	7.0	6.9	7.4	7.1	7.4	7.0	7.1
	Desvio Padrão	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3	0.3	0.1	0.3	0.2	0.3
	CV	0.02	0.03	0.03	0.03	0.04	0.05	0.02	0.04	0.03	0.04
	N° de dados	21	16	11	17	21	21	12	16	21	10

**APÊNDICE L – ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS CONCENTRAÇÕES DOS
PARÂMETROS ANALISADOS NO EFLUENTE DA LAGOA FACULTATIVA
PRIMÁRIA**

Parâmetro	Estatística	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10
DBO	Média Aritmética	239	171	182	222	179	134	243	151	165	156
	Média Geométrica	224	158	174	221	144	110	242	139	162	143
	Desvio Padrão	84	69	52	20	98	82	20	62	31	64
	CV	0.35	0.41	0.29	0.09	0.55	0.61	0.08	0.41	0.19	0.41
	N° de dados	20	13	10	12	20	20	7	14	15	9
DBOf	Média Aritmética	126	66	118	112	96	75	118	72	83	66
	Média Geométrica	122	58	111	95	71	62	98	58	73	55
	Desvio Padrão	34	33	43	55	58	47	62	47	37	36
	CV	0.27	0.51	0.37	0.49	0.61	0.62	0.53	0.65	0.45	0.55
	N° de dados	17	15	11	16	20	20	10	14	19	9
DQO	Média Aritmética	452	334	256	303	373	329	405	296	335	199
	Média Geométrica	432	333	250	298	361	317	396	294	325	195
	Desvio Padrão	133	27	60	57	100	87	92	40	79	43
	CV	0.29	0.08	0.24	0.19	0.27	0.26	0.23	0.14	0.24	0.22
	N° de dados	20	11	10	15	19	20	11	13	18	8
DQOf	Média Aritmética	236	135	158	160	206	192	230	201	181	130
	Média Geométrica	224	131	154	153	200	184	229	192	176	126
	Desvio Padrão	76	37	39	49	53	56	24	66	44	35
	CV	0.32	0.27	0.24	0.30	0.26	0.29	0.10	0.33	0.24	0.27
	N° de dados	20	14	11	16	19	19	9	15	16	9
AMT	Média Aritmética	29	7	9	28	22	18	16	27	26	12
	Média Geométrica	29	5	7	28	22	17	15	26	25	9
	Desvio Padrão	5	7	6	6	4	3	3	7	3	6
	CV	0.17	0.93	0.69	0.22	0.17	0.18	0.19	0.27	0.11	0.53
	N° de dados	20	14	10	14	18	18	11	15	17	9
STT	Média Aritmética	362	198	126	117	218	165	181	139	204	98
	Média Geométrica	354	192	122	104	208	164	178	135	180	91
	Desvio Padrão	71	51	30	59	68	17	33	33	91	38
	CV	0.20	0.26	0.24	0.50	0.31	0.10	0.18	0.24	0.45	0.39
	N° de dados	20	14	11	16	20	17	11	15	19	9
CTT	Média Aritmética	2.1E+06	3.4E+06	7.2E+04	1.6E+06	1.5E+06	1.3E+06	7.2E+05	1.4E+06	9.1E+05	2.7E+05
	Média Geométrica	1.1E+06	1.9E+06	2.3E+04	8.6E+05	7.1E+05	5.6E+05	3.2E+05	8.0E+05	5.0E+05	1.6E+05
	Desvio Padrão	2.6E+06	3.8E+06	1.4E+05	2.2E+06	1.6E+06	2.1E+06	9.3E+05	1.3E+06	9.9E+05	2.8E+05
	CV	1.25	1.13	2.00	1.36	1.06	1.63	1.30	0.99	1.08	1.03
	N° de dados	20	15	11	16	20	21	11	15	20	9
OD	Média Aritmética	2.26	2.06	3.65	1.62	3.28	3.59	1.45	3.69	2.72	3.09
	Média Geométrica	1.44	0.71	3.19	0.53	1.70	3.29	0.56	2.47	1.43	2.90
	Desvio Padrão	1.4	2.7	2.1	3.1	2.7	1.4	1.5	1.9	3.0	1.2
	CV	0.64	1.29	0.58	1.90	0.83	0.39	1.05	0.51	1.11	0.38
	N° de dados	20	15	11	16	20	21	11	15	20	9
Cl-a	Média Aritmética	1497	653	799	986	1054	1071	896	795	800	690
	Média Geométrica	1321	442	760	928	859	1000	710	774	589	667
	Desvio Padrão	649	590	236	357	606	307	524	174	590	201
	CV	0.43	0.90	0.30	0.36	0.58	0.29	0.58	0.22	0.74	0.29
	N° de dados	20	15	11	16	20	21	11	15	20	9
pH	Média Aritmética	7.8	7.9	8.3	7.1	7.7	7.7	7.5	7.8	7.5	8.4
	Média Geométrica	7.8	7.9	8.2	7.1	7.6	7.7	7.5	7.8	7.5	8.4
	Desvio Padrão	0.3	0.2	0.4	0.2	0.4	0.4	0.5	0.2	0.2	0.4
	CV	0.04	0.02	0.05	0.03	0.05	0.05	0.06	0.03	0.03	0.04
	N° de dados	20	15	11	16	20	21	11	15	20	9

**APÊNDICE M – ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS CONCENTRAÇÕES DOS
PARÂMETROS ANALISADOS NO
EFLUENTE DA LAGOA DE MATURAÇÃO PRIMÁRIA**

Parâmetro	Estatística	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10
DBO	Média Aritmética	221	230	155	165	164	130	174	133	195	129
	Média Geométrica	181	199	154	161	156	110	157	120	174	114
	Desvio Padrão	116	127	19	40	49	72	71	57	90	62
	CV	0.53	0.55	0.13	0.24	0.30	0.56	0.41	0.43	0.46	0.49
	Nº de dados	20	15	9	13	18	20	10	15	19	9
DBOf	Média Aritmética	221	63	80	76	73	62	91	58	108	56
	Média Geométrica	181	48	77	75	67	51	76	56	89	43
	Desvio Padrão	116	35	23	14	28	32	53	15	58	41
	CV	0.53	0.55	0.28	0.18	0.39	0.52	0.58	0.26	0.54	0.74
	Nº de dados	20	14	10	11	18	19	10	11	20	9
DQO	Média Aritmética	359	331	286	282	293	312	251	248	274	215
	Média Geométrica	321	320	281	275	268	300	248	241	267	187
	Desvio Padrão	157	89	57	67	119	85	37	60	66	124
	CV	0.44	0.27	0.20	0.24	0.41	0.27	0.15	0.24	0.24	0.57
	Nº de dados	20	15	11	16	20	20	9	15	17	9
DQOf	Média Aritmética	177	101	132	127	135	146	138	145	134	85
	Média Geométrica	159	101	130	118	126	143	130	140	123	82
	Desvio Padrão	80	13	24	48	50	30	51	42	52	25
	CV	0.45	0.13	0.18	0.38	0.37	0.21	0.37	0.29	0.39	0.30
	Nº de dados	20	12	11	15	19	20	11	15	20	8
AMT	Média Aritmética	29	6	5	25	20	17	14	14	25	8
	Média Geométrica	29	5	5	25	19	17	14	10	25	6
	Desvio Padrão	4	4	2	2	6	4	2	8	2	5
	CV	0.15	0.70	0.33	0.08	0.29	0.23	0.16	0.59	0.09	0.61
	Nº de dados	19	14	10	10	18	20	10	15	17	9
STT	Média Aritmética	370	208	165	140	206	154	151	111	186	69
	Média Geométrica	366	205	164	122	206	153	147	109	173	65
	Desvio Padrão	56	39	18	68	15	17	33	18	66	26
	CV	0.15	0.19	0.11	0.48	0.07	0.11	0.22	0.17	0.35	0.37
	Nº de dados	20	13	9	16	15	18	11	11	20	9
CTT	Média Aritmética	3.0E+05	7.6E+05	1.6E+04	7.7E+05	8.5E+05	9.2E+05	4.2E+05	1.9E+05	3.0E+05	5.9E+03
	Média Geométrica	1.7E+05	5.5E+05	7.3E+02	5.1E+05	3.0E+05	1.5E+05	1.6E+05	8.7E+04	1.4E+05	3.4E+03
	Desvio Padrão	3.7E+05	6.5E+05	5.1E+04	6.6E+05	1.2E+06	3.5E+06	8.6E+05	1.9E+05	3.0E+05	5.1E+03
	CV	1.22	0.85	3.18	0.87	1.42	3.75	2.03	1.00	0.99	0.86
	Nº de dados	20	15	11	16	20	21	11	15	20	9
OD	Média Aritmética	1.71	3.37	4.80	2.71	3.17	3.80	1.43	3.44	3.44	5.59
	Média Geométrica	0.82	2.06	4.48	1.36	1.99	3.29	0.79	2.48	2.62	4.70
	Desvio Padrão	1.6	2.8	2.0	2.9	2.6	1.8	1.5	2.1	2.1	3.6
	CV	0.93	0.83	0.41	1.06	0.82	0.46	1.05	0.60	0.61	0.65
	Nº de dados	20	15	11	16	20	21	11	15	20	9
Cl-a	Média Aritmética	892	863	930	1093	1088	880	429	842	645	614
	Média Geométrica	719	763	872	994	878	833	406	811	556	530
	Desvio Padrão	510	482	295	457	590	263	147	243	360	253
	CV	0.57	0.56	0.32	0.42	0.54	0.30	0.34	0.29	0.56	0.41
	Nº de dados	20	15	11	16	20	21	11	15	20	9
pH	Média Aritmética	7.6	7.9	8.6	7.5	7.7	7.6	7.7	7.7	7.8	8.6
	Média Geométrica	7.6	7.9	8.6	7.5	7.7	7.6	7.7	7.7	7.7	8.6
	Desvio Padrão	0.3	0.1	0.5	0.5	0.5	0.4	0.4	0.2	0.3	0.3
	CV	0.04	0.02	0.06	0.07	0.06	0.06	0.06	0.03	0.04	0.04
	Nº de dados	20	15	11	16	20	21	11	15	20	9

**APÊNDICE N – ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS CONCENTRAÇÕES DOS
PARÂMETROS ANALISADOS NO EFLUENTE DA LAGOA DE MATURAÇÃO
SECUNDÁRIA**

Parâmetro	Estatística	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10
DBO	Média Aritmética	171	160	141	156	151	118	182	140	154	120
	Média Geométrica	143	148	136	154	144	101	176	136	147	118
	Desvio Padrão	91	59	40	28	46	59	48	30	43	20
	CV	0.53	0.37	0.28	0.18	0.30	0.50	0.26	0.22	0.28	0.17
	N° de dados	20	14	11	12	17	20	11	14	17	8
DBOf	Média Aritmética	95	73	79	77	71	69	89	75	68	59
	Média Geométrica	80	63	76	69	65	57	88	66	57	43
	Desvio Padrão	52	34	23	36	28	35	14	34	34	46
	CV	0.55	0.47	0.29	0.47	0.39	0.50	0.15	0.45	0.50	0.78
	N° de dados	20	15	11	15	18	20	9	14	19	9
DQO	Média Aritmética	278	240	195	243	198	222	240	208	215	214
	Média Geométrica	250	235	184	233	190	216	234	204	207	201
	Desvio Padrão	120	51	66	70	57	55	55	43	61	85
	CV	0.43	0.21	0.34	0.29	0.29	0.25	0.23	0.21	0.28	0.40
	N° de dados	20	14	11	14	18	17	11	14	18	8
DQOf	Média Aritmética	132	80	99	114	93	113	109	120	102	88
	Média Geométrica	122	78	95	105	87	111	106	112	92	81
	Desvio Padrão	50	20	29	47	35	19	26	46	41	37
	CV	0.38	0.25	0.30	0.41	0.37	0.17	0.24	0.38	0.40	0.42
	N° de dados	20	13	11	16	18	17	10	15	20	8
AMT	Média Aritmética	27	9	5	25	17	15	11	7	22	2
	Média Geométrica	27	7	3	24	17	15	11	5	22	1
	Desvio Padrão	4	8	4	6	5	3	3	6	3	2
	CV	0.16	0.80	0.86	0.26	0.27	0.22	0.28	0.86	0.13	0.82
	N° de dados	20	15	11	16	18	18	11	15	17	8
STT	Média Aritmética	190	188	159	96	204	124	134	159	135	59
	Média Geométrica	185	185	151	89	204	122	134	157	128	47
	Desvio Padrão	47	35	49	34	8	22	4	30	43	36
	CV	0.25	0.19	0.31	0.36	0.04	0.18	0.03	0.19	0.32	0.61
	N° de dados	19	14	11	15	18	19	7	12	20	9
CTT	Média Aritmética	6.8E+04	1.8E+05	9.3E+02	8.7E+05	2.3E+05	1.2E+05	1.5E+05	4.1E+04	9.2E+04	2.5E+03
	Média Geométrica	3.8E+04	1.2E+05	2.1E+02	4.4E+05	8.8E+04	3.0E+04	4.2E+04	2.1E+04	4.1E+04	1.2E+03
	Desvio Padrão	1.1E+05	2.3E+05	2.4E+03	8.3E+05	2.9E+05	2.8E+05	2.7E+05	3.2E+04	1.2E+05	2.4E+03
	CV	1.61	1.29	2.52	0.96	1.25	2.32	1.78	0.79	1.34	0.96
	N° de dados	20	15	11	16	20	21	11	15	20	9
OD	Média Aritmética	2.85	3.60	4.30	3.48	3.82	3.75	2.88	5.16	3.67	5.81
	Média Geométrica	2.05	2.35	3.66	1.93	2.61	3.29	1.54	3.61	2.40	5.29
	Desvio Padrão	1.8	3.0	2.5	3.4	3.0	1.6	2.8	2.6	2.7	2.6
	CV	0.63	0.84	0.58	0.97	0.78	0.42	0.96	0.51	0.74	0.45
	N° de dados	20	15	11	16	20	21	11	15	20	9
Cl-a	Média Aritmética	700	906	932	1219	1010	641	515	865	347	687
	Média Geométrica	445	741	906	1133	834	600	467	783	290	659
	Desvio Padrão	604	573	232	440	620	253	239	428	174	224
	CV	0.86	0.63	0.25	0.36	0.61	0.40	0.46	0.49	0.50	0.33
	N° de dados	20	15	11	16	20	21	11	15	20	9
pH	Média Aritmética	7.8	7.9	9.0	7.6	7.9	7.8	8.0	8.4	7.7	8.8
	Média Geométrica	7.8	7.9	9.0	7.6	7.9	7.8	8.0	8.4	7.7	8.8
	Desvio Padrão	0.3	0.1	0.4	0.5	0.6	0.3	0.7	0.9	0.3	0.2
	CV	0.04	0.01	0.04	0.07	0.07	0.04	0.09	0.11	0.04	0.02
	N° de dados	20	15	11	16	20	21	11	15	20	9