

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
**Programa de Pós-Graduação em Saneamento,
Meio Ambiente e Recursos Hídricos**

Avaliação do desempenho e da influência das
condições ambientais e operacionais de
lagoas de estabilização, com base em um
banco de dados internacionais

Maria Fernanda Espinosa Cordero

Belo Horizonte
Abril 2016

Avaliação do desempenho e da influência das condições ambientais e operacionais de lagoas de estabilização, com base em um banco de dados internacionais

Maria Fernanda Espinosa Cordero

Maria Fernanda Espinosa Cordero

Avaliação do desempenho e da influência das condições ambientais e operacionais de lagoas de estabilização, com base em um banco de dados internacionais

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de águas residuárias

Orientador: Prof. Dr. Marcos von Sperling

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG
Abril 2016

C794a

Cordero, Maria Fernanda Espinosa.

Avaliação do desempenho e da influência das condições ambientais e operacionais de lagoas de estabilização, com base em um banco de dados internacionais [manuscrito] / Maria Fernanda Espinosa Cordero. – 2016. xv, 151 f., enc.: il.

Orientador: Marcos von Sperling.

Dissertação (mestrado) Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Bibliografia: f. 144-151.

1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Saneamento - Teses. 3. Lagoas de estabilização - Teses. 4. Desempenho - Teses. I. Sperling, Marcos von. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 628(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Escola de Engenharia

Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Avenida Antônio Carlos, 6627 - 4º andar - 31270-901 - Belo Horizonte - BRASIL

Telefax: 55 (31) 3409-1882 - posgrad@desa.ufmg.br

<http://www.smarh.eng.ufmg.br>

FOLHA DE APROVAÇÃO

Avaliação do desempenho e da influência das condições ambientais e operacionais de lagoas de estabilização, com base em um banco de dados internacionais.

MARIA FERNANDA ESPINOSA CORDERO

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Prof. MARCOS VON SPERLING - Orientador

Prof.ª SÍLVIA MARIA ALVES CORRÊA OLIVEIRA

Prof. CESAR ROSSAS MOTA FILHO

Prof. ANDRÉ LUIS CALADO ARAÚJO

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Versão Final aprovada por

Prof. Nilo de Oliveira Nascimento
Coordenador

Prof. Marcos von Sperling
Orientador

Belo Horizonte, 07 de abril de 2016.

“Es incongruente plantear el desarrollo y crecimiento sostenible de un país sin una adecuada atención al tratamiento de las aguas residuales”

NOYOLA et al. (2013)

AGRADECIMENTOS

A Deus pela benção e proteção da minha vida dia a dia.

A toda minha família, em especial a meus pais, irmãs e avós, pelo apoio incondicional; a meu esposo David pela paciência, confiança, amor e apoio sempre. A minhas amigas Paola e Isabel, que apesar da distância, o carinho e apoio sempre esteve comigo. A minha família política, em especial a meu sogro Fabián pelo enorme apoio sempre.

A meu querido orientador, o Prof. Marcos von Sperling, quem a mais de ser um excelente profissional é uma excelente pessoa. Agradeço por todo o ensino e amizade durante os dois anos, pela paciência e colaboração durante o desenvolvimento desta pesquisa.

A Matt, amigo e colega, quem além de colaborar com parte da base de dados para este estudo, me ajudou, ensinou e compartilhou muita informação relevante para meu crescimento na área de saneamento. Às Professoras Sílvia Oliveira e Sueli Mingoti, pela ajuda e conselhos para a análise estatística desta pesquisa.

A todos meus colegas do mestrado e amigos do doutorado, pessoas que me acolheram muito bem desde o meu primeiro dia no Brasil. A todos os orientandos do Professor Marcos, em especial Elias e Daniel, quem sempre me deram apoio e me passaram informação necessária para melhorar minha pesquisa. A minhas amigas, colegas e irmãs aqui no Brasil, Débora, Laurita, Fabrícia e Deborah, pela grande amizade, pelo apoio, paciência, conselhos e carinho a cada momento.

À UFMG, em especial ao Programa de Pós Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela oportunidade de estudar o mestrado; e todos os professores, pelo grande ensino transmitido durante os dois anos de estudo.

Ao CNPq e ao Programa de Estudantes Convênio de Pós Graduação (PEC-PG), pela oportunidade de estudar no Brasil e pelo apoio financeiro durante os dois anos de estudo. A COPASA, em especial ao Eng. Aníbal Freire; ao Professor André Calado; a ETAPA EP, Cuenca, Equador; e ao Eng. Galo Durazno, pelo fornecimento dos dados para esta pesquisa e pelo apoio no desenvolvimento desta pesquisa.

RESUMO

A pesquisa constitui uma avaliação do desempenho de lagoas de estabilização em escala real, quanto às concentrações efluentes e eficiências de remoção de DBO, sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio amoniacal (N-Amoniacal), coliformes termotolerantes (*C. Termo.*) e *E. coli*, incluindo o atendimento a metas de qualidade do efluente final e de eficiências de remoção propostas para os cinco parâmetros mencionados anteriormente. Foram avaliados mais de 55.000 dados de monitoramento de um total de 388 estações de tratamento de esgotos situadas em diferentes locais e regiões da América do Norte (Missouri e Geórgia) e da América do Sul (Brasil, Equador e Bolívia), compreendendo sete configurações, lagoas facultativas (LF), lagoas facultativas + lagoas de maturação (LF+LM), lagoas anaeróbias + lagoas facultativas (LAN+LF), lagoas aeradas + lagoas facultativas e/ou lagoas de maturação (LAE+LF/LM), reatores anaeróbios + lagoas facultativas (RA+LF), reatores anaeróbios + *outro tratamento* (lagoa facultativa ou filtro anaeróbio) + lagoa de maturação (RA+OT+LM), e por último lagoas + pós tratamento (L+PT). A falta de dados afluentes de N-Amoniacal e de *E. coli* foi uma restrição para a avaliação das eficiências de remoção destes parâmetros. Os resultados de DBO e SST afluente classificaram o esgoto como doméstico forte. O valor médio de DBO (415 mg/L) foi superior aos 300 mg/L utilizado normalmente para projetos. Concentrações efluentes de *C. Termo* estiveram de acordo com a literatura. As concentrações de *E. coli* e coliformes termotolerantes mostraram que o efluente pode ser utilizado para irrigação restrita Tipo H (irrigação subsuperficial), como definido nas diretrizes da OMS. Os resultados mostraram diferenças significativas entre as configurações nas eficiências de remoção de DBO, SST, *C. Termo* e *E. coli*. LAN+LF e RA+OT+LM foram as configurações com melhor desempenho na remoção de DBO, RA+LF na remoção de SST e de *C. Termo*, e LF+LM na remoção de *E. coli*. Não houve diferenças significativas entre as eficiências de remoção de N-Amoniacal. O atendimento com mais de 90% dos dados às metas de qualidade mais exigentes foi muito baixo. Não houve correlações significativas com os fatores operacionais (tempo de detenção hidráulica, taxa de aplicação mássica e índice de sobrecarga) e ambientais (temperatura e insolação) na maioria dos casos em estudo, evidenciando que a análise destes fatores de forma isolada, não consegue explicar o funcionamento das lagoas. Isto demonstrou que o desempenho destes sistemas é função de uma multiplicidade de fatores interagindo simultaneamente.

ABSTRACT

This research consists of an evaluation of the performance of full-scale waste stabilization ponds, using the effluent concentrations and removal efficiencies for BOD, total suspended solids (TSS), ammonia nitrogen (N-Ammonia), thermotolerant coliforms (TTC) and *E. coli*. Compliance with different water quality goals for the final effluent concentrations and overall removal efficiencies were also assessed for the five parameters mentioned above. More than 55,000 data were evaluated from 388 waste stabilization pond systems situated in different locations and regions of North America (Missouri and Georgia) and South America (Brazil, Ecuador and Bolivia). The systems comprised the following seven configurations: facultative ponds (FP); facultative and maturation ponds (FP + MP); anaerobic and facultative ponds (ANP+FP); aerated and facultative ponds and/or maturation ponds (AEP+FP/MP); anaerobic reactors and facultative ponds (AR+FP); anaerobic reactor and other treatment unit (facultative pond or anaerobic filter) and maturation pond (AR+OT+MP); and ponds with post treatment (P+PT). The lack of influent concentration data for N-Ammonia and *E. coli* was a limitation for the evaluation of the removal efficiencies for these parameters. The results for BOD and TSS influent concentrations classified the wastewater as strong domestic sewage. The average influent concentration of BOD (415 mg/L) was greater than 300 mg/L, a value normally used for design projects. The concentrations of *E. coli* and thermotolerant coliforms demonstrated that the effluent can be used for restricted Type H (subsurface irrigation), as defined by the WHO Guidelines. The results showed significant differences between the performance of configurations with respect to the BOD, TSS, TTC and *E. coli* removal efficiencies. The ANP+FP and AR+OT+MP configurations had the best performance for the removal of BOD; the AR+FP configuration performed best for the removal of TSS and TTC; the FP+MP and FP configurations provided the best removal of *E. coli*. There were no significant differences between removal efficiencies for N-Ammonia with the different configurations. More than 90% of the data had very low compliance with water quality goals. There were no significant correlations between the performance and the operational factors (hydraulic retention time, organic rate and overload index) and the environmental factors (temperature and insolation). In most cases of the study, showing that these the operational and environmental factors alone cannot explain the performance of the ponds. This demonstrated that the performance of these systems likely results from a multitude of interacting factors simultaneously.

SUMARIO

LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE TABELAS	xi
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	xiv
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	4
2.1. Objetivo Geral.....	4
2.2. Específicos	4
3. REVISÃO DA LITERATURA	5
3.1. Lagoas de estabilização	5
3.1.1. Tipos de lagoas de lagoas de estabilização.....	7
3.1.1.1. Lagoas Anaeróbias	8
3.1.1.2. Lagoas Facultativas	10
3.1.1.3. Lagoas de Maturação	12
3.1.1.4. Lagoas Aeradas	12
3.1.2. Desempenho de lagoas de estabilização.....	13
3.1.2.1. Fatores Operacionais de Influência	15
3.1.2.2. Fatores Ambientais de Influência.....	22
3.2. Atendimento aos Padrões de Lançamento	26
3.2.1. Introdução.....	26
3.2.2. Normativas nos diferentes locais de estudo.....	28
3.2.2.1. Bolívia	28
3.2.2.2. Brasil	29
3.2.2.3. Equador	30
3.2.2.4. Estados Unidos.....	31
4. METODOLOGIA.....	33

4.1. Seleção das Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) com sistemas de lagoas de estabilização.....	33
4.1.1. Dificuldades encontradas.....	38
4.2. Caracterização das concentrações afluentes e efluentes e eficiências de remoção....	39
4.3. Estabelecimento das metas de qualidade para o efluente final	41
4.4. Influência de fatores operacionais e ambientais	44
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
5.1. Número de dados utilizados.....	47
5.2. Concentrações afluentes e efluentes	48
5.3. Eficiências de Remoção dos parâmetros estudados.....	63
5.4. Obtenção das faixas das concentrações e eficiências de remoção a partir dos percentis 5% e 95%	72
5.5. Cumprimento às metas de qualidade do efluente final	84
5.6. Influência dos fatores operacionais e ambientais no desempenho das lagoas de estabilização.....	117
5.6.1. Influência dos fatores operacionais	117
5.6.2. Influência dos fatores ambientais	128
6. CONCLUSÕES	140
7. RECOMENDAÇÕES.....	143
8. REFERÊNCIAS	144

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 Tecnologias de tratamento de esgotos em América Latina e o Caribe. Fonte: Noyola <i>et al.</i> (2012).....	6
Figura 3.2 ETE Ucubamba, Cuenca, Equador. Fonte: ETAPA EP (2015).....	8
Figura 4.1 Mapa de localização das regiões das ETEs em estudo	33
Figura 4.2 Fluxograma para seleção das ETEs.....	35
Figura 4.3 Fluxograma da classificação das configurações de lagoas de estabilização em estudo, número de ETEs e local de proveniência.	37
Figura 4.4 Fluxograma das etapa para o cálculo das estatísticas descritivas dos dados de monitoramento (afluente e efluente) e eficiências de remoção das ETEs em estudo.....	41
Figura 4.5 Valores de Temperatura ambiente obtidos a partir da planilha da NASA. Fonte: NASA (2007).....	45
Figura 5.1 Concentrações afluentes e efluentes de DBO das diferentes configurações. Gráficos construídos com as medianas de concentração de cada ETE	54
Figura 5.2 Concentrações afluentes e efluentes de SST das diferentes configurações. Gráficos construídos com as medianas de concentração de cada ETE.	56
Figura 5.3 Concentrações afluentes e efluentes de N-Amoniacal das diferentes configurações. Gráficos construídos com as medianas de concentração de cada ETE.	58
Figura 5.4 Concentrações afluentes e efluentes de C. Termo das diferentes configurações. Gráficos construídos com as medianas de concentração de cada ETE.	60
Figura 5.5 Concentrações afluentes e efluentes de <i>E.coli</i> das diferentes configurações. Gráficos construídos com as medianas de concentração de cada ETE.	62
Figura 5.6 Box-Plot do percentual de atendimento às metas propostas de concentrações efluentes de DBO.	85
Figura 5.7 Box-Plot do percentual de atendimento às metas propostas de eficiências de remoção de DBO.	85
Figura 5.8a Percentual de atendimento das sete configurações à meta de concentração efluente de 20 mg/L e de 60 mg/L de DBO, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.	87
Figura 5.8b Percentual de atendimento das sete configurações à meta de concentração efluente de 100 mg/L e de 140 mg/L de DBO, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.....	88
.....	88
Figura 5.9a Percentual de atendimento das sete configurações à meta de eficiência de remoção de 60% e de 70% de DBO, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.	90

Figura 5.9b Percentual de atendimento das sete configurações à meta de eficiência de remoção de 80% e de 90% de DBO, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.....	91
Figura 5.10 Box-Plot do percentual de atendimento às metas propostas de concentrações efluentes de SST.....	93
Figura 5.11 Box-Plot do percentual de atendimento às metas propostas de eficiências de remoção de SST.	94
Figura 5.12a Percentual de atendimento das sete configurações à meta de concentração efluente de 20 mg/L e de 60 mg/L de SST, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.....	95
Figura 5.12b Percentual de atendimento das sete configurações à meta de concentração efluente de 100 mg/L e de 140 mg/L de SST, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.	96
Figura 5.13a Percentual de atendimento das sete configurações à meta de eficiência de remoção de 60% e de 70% de SST, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.....	98
Figura 5.13b Percentual de atendimento das sete configurações à meta de eficiência de remoção de 80% e de 90% de SST, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.....	99
Figura 5.14 Box-Plot do percentual de atendimento às metas propostas de concentrações efluentes de N-Amoniacal.	101
Figura 5.15a Percentual de atendimento das sete configurações à meta de concentração efluente de 5 mg/L e de 10 mg/L de N-Amoniacal, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.	102
Figura 5.15b Percentual de atendimento das sete configurações à meta de concentração efluente de 15 mg/L e de 20 mg/L de N-Amoniacal, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.	103
Figura 5.16 Box-Plot do percentual de atendimento às metas propostas de concentrações efluentes de C. Termo.....	105
Figura 5.17 Box-Plot do percentual de atendimento às metas propostas de 2 e 3 unidades log de remoção de C. Termo.....	105
Figura 5.18a Percentual de atendimento das sete configurações à meta de concentração efluente de 1,00E+03 NMP/100mL e de 1,00E+04 NMP/100mL de C. Termo, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.	107
Figura 5.18b Percentual de atendimento das sete configurações à meta de concentração efluente de 1,00E+05 NMP/100mL e de 1,00E+06 NMP/100mL de C. Termo, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.	108

Figura 5.19 Percentual de atendimento das sete configurações à meta de eficiência de remoção de 2 e 3 unidades log de remoção de C. Termo, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.....	110
Figura 5.20 Box-Plot do percentual de atendimento às metas propostas de concentrações efluentes de E. coli.....	112
Figura 5.21 Box-Plot do percentual de atendimento às metas de 2 e 3 unidade log de remoção de E. coli.	112
Figura 5.22a Percentual de atendimento das sete configurações à meta de concentração efluente de 1,00E+03 NMP/100mL e 1,00E+04 NMP/100mL de E. coli, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.	114
Figura 5.22b Percentual de atendimento das sete configurações à meta de concentração efluente de 1,00E+05 NMP/100mL e 1,00E+06 NMP/100mL de E. coli, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.	115
Figura 5.23 Concentração efluente de DBO vs TDH (esquerda) e o IS (direita) da configuração reator anaeróbio + lagoa facultativa (RA+LF)	119
Figura 5.24 Concentração efluente de DBO vs TAM da configuração lagoa facultativa + lagoa de maturação (LF+LM)	120
Figura 5.25 Eficiência de remoção de DBO vs IS da configuração reator anaeróbio + outro tratamento + lagoa de maturação (RA+OT+LM).....	120
Figura 5.26 Concentração efluente de SST vs TDH (esquerda) e o IS (direita) da configuração reator anaeróbio + lagoa facultativa (RA+LF)	122
Figura 5.27 Concentração efluente de N-Amoniacal vs TDH da configuração lagoa facultativa (LF).....	124
Figura 5.28 Concentração efluente de C. Termo vs IS da configuração lagoa facultativa (LF)	124
Figura 5.29 Eficiência de remoção de E. coli vs TDH da configuração lagoa facultativa (LF)	127
Figura 5.30 Concentração efluente de E. coli vs TDH (esquerda) e vs TAM (direita) da configuração lagoa facultativa (LF)	127
Figura 5.31 Eficiência de remoção de DBO vs temperatura (acima) e insolação (abaixo) referentes à configuração lagoa facultativa + lagoa de maturação (LF+LM)	130
Figura 5.32 Concentração efluente de SST vs temperatura (acima) e insolação (abaixo) referentes à configuração lagoa facultativa (LF).....	132

Figura 5.33 Concentração efluente de N-Amóniacal vs temperatura e insolação referentes às configurações lagoa facultativa (LF).....	134
Figura 5.34 Concentração efluente C. Termo vs temperatura (esquerda) e insolação (direita) referente à configuração lagoa facultativa (LF)	136
Figura 5.35 Concentração efluente de <i>E. coli</i> vs temperatura (esquerda) e insolação (direita) referente à configuração reator anaeróbio + outro tratamento + lagoa de maturação (RA+OT+LM).....	138
Figura 5.36 Eficiência de remoção de <i>E. coli</i> vs insolação (esquerda) e concentração efluente <i>E. coli</i> vs insolação (direita) referente à configuração lagoa facultativa (LF)	138
Figura 5.37 Concentração efluente <i>E. coli</i> vs insolação referente à configuração lagoa anaeróbia + lagoa facultativa (LAN+LF)	138

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 Eficiências de remoção de lagoas anaeróbias em função do TDH (para temperaturas ambiente acima de 20°C).....	17
Tabela 3.2 Valores (médios) de TDH, Carga orgânica aplicada (COA) e eficiência de remoção de DBO reportados na literatura para diferentes tipos de lagoas	18
Tabela 3.3 Diferentes configurações de lagoas de estabilização, com seus valores médios de temperatura (do líquido e do ambiente), concentração de DBO afluente e eficiência de remoção de DBO	25
Tabela 3.4 Limites máximos permitidos para descarga em corpos receptores segundo a Lei Nº 1333 da Bolívia (1992).....	29
Tabela 3.5 Limites máximos permitidos para descarga em corpos receptores segundo o TULAS (2003), Equador	31
Tabela 3.6 Limites máximos permitidos para descarga em corpos receptores no Estado de Missouri, EUA.....	32
Tabela 3.7 Limites máximos permitidos para descarga em corpos receptores no Estado de Geórgia, EUA.....	32
Tabela 3.8 Concentrações efluentes máximas permitidas nos distintos locais de estudo	32
Tabela 4.1 Configurações dos sistemas em estudo e número de ETEs com tal configuração.	36
Tabela 4.2 Frequência de monitoramento de DBO das ETEs em estudo	37
Tabela 4.3 Períodos de monitoramento das ETEs nos diferentes locais de estudo.....	38
Tabela 4.4 Metas de qualidade para as concentrações efluentes	42
Tabela 4.5 Metas de qualidade para as eficiências de remoção	42
Tabela 4.6 Critérios de avaliação ao atendimento às metas de qualidade do efluente	43
Tabela 4.7 Avaliação qualitativa do grau de correlação entre duas variáveis.....	45
Tabela 5.1 Estatística descritiva referente ao número de dados dos constituintes	47
Tabela 5.2 Estatística descritiva das concentrações afluentes e efluentes dos parâmetros estudados	48
Tabela 5.3 Comparação entre concentrações afluentes usuais e observadas dos constituintes	49
Tabela 5.4 Valores de esgoto doméstico bruto reportados na literatura.....	50
Tabela 5.5 Estatística Descritiva referentes ao percentil 50% das concentrações afluentes	51
Tabela 5.6 Estatística Descritiva referentes ao percentil 50% das concentrações efluentes	52
Tabela 5.7 Eficiências de remoção dos constituintes estudados para cada configuração	63

Tabela 5.8 Eficiências de remoção dos constituintes estudados para cada uma das configurações.....	64
Tabela 5.9 Resultado do teste de Comparações Múltiplas entre as eficiências de remoção de DBO ($\alpha= 0,05$).....	71
Tabela 5.10 Resultado do teste de Comparações Múltiplas entre as eficiências de remoção de SST ($\alpha= 0,05$)	71
Tabela 5.11 Estatística Descritiva referentes ao percentil 5% das concentrações afluentes	73
Tabela 5.12 Estatística Descritiva referentes ao percentil 5% das concentrações efluentes	74
Tabela 5.13 Estatística Descritiva referentes ao percentil 95% das concentrações afluentes ..	75
Tabela 5.14 Estatística Descritiva referentes ao percentil 95% das concentrações efluentes ..	76
Tabela 5.15 Faixas* obtidas para as concentrações afluentes e efluentes dos parâmetros em estudo.....	77
Tabela 5.16 Faixas* obtidas para as concentrações efluentes dos constituintes estudados para cada configuração	78
Tabela 5.17 Estatística Descritiva referentes ao percentil 5% das eficiências de remoção.....	80
Tabela 5.18 Estatística Descritiva referentes ao percentil 95% das eficiências de remoção....	81
Tabela 5.19 Faixas obtidas para as eficiências de remoção dos parâmetros em estudo.....	82
Tabela 5.20 Faixas* das eficiências de remoção dos parâmetros estudados para cada configuração	82
Tabela 5.21 Número e percentual de ETEs que tiveram 90% (ou mais) dos dados atendendo às metas propostas para DBO	92
Tabela 5.22 Número e percentual de ETEs que tiveram 90% (ou mais) dos dados atendendo às metas propostas para SST	100
Tabela 5.23 Número e percentual de ETEs que tiveram 90% (ou mais) dos dados atendendo às metas propostas para N-Amoniacal.....	104
Tabela 5.24 Número e percentual de ETEs que tiveram 90% (ou mais) dos dados atendendo às metas propostas para C. Termo	111
Tabela 5.25 Número e percentual de ETEs que tiveram 90% (ou mais) dos dados atendendo às metas propostas para <i>E. coli</i>	116
Tabela 5.26 Coeficientes de correlação de Spearman (p-valor) das eficiências de remoção e concentrações efluentes de DBO com respeito aos fatores operacionais.....	118
Tabela 5.27 Coeficientes de correlação de Spearman (p-valor) das eficiências de remoção e concentrações efluentes de SST com respeito aos fatores operacionais.	121

Tabela 5.28 Coeficientes de correlação de Spearman (p-valor) das eficiências de remoção e concentrações efluentes de N-Amoniacal com respeito aos fatores operacionais.....	123
Tabela 5.29 Coeficientes de correlação de Spearman (p-valor) das eficiências de remoção e concentrações efluentes de C. Termo com respeito aos fatores operacionais.	125
Tabela 5.30 Coeficientes de correlação de Spearman (p-valor) das eficiências de remoção e concentrações efluentes de E. coli com respeito aos fatores operacionais.....	126
Tabela 5.31 Coeficientes de correlação de Spearman (p-valor) das eficiências de remoção e concentrações efluentes de DBO com respeito aos fatores ambientais.....	129
Tabela 5.32 Coeficientes de correlação de Spearman (p-valor) das eficiências de remoção e concentrações efluentes de SST com respeito aos fatores ambientais.	131
Tabela 5.33 Coeficientes de correlação de Spearman (p-valor) das eficiências de remoção e concentrações efluentes de N-Amoniacal com respeito aos fatores ambientais.	133
Tabela 5.34 Coeficientes de correlação de Spearman (p-valor) das eficiências de remoção e concentrações efluentes de C. Termo com respeito aos fatores ambientais.....	135
Tabela 5.35 Coeficientes de correlação de Spearman (p-valor) das eficiências de remoção e concentrações efluentes de C. Termo com respeito aos fatores ambientais.....	137

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

BR	Brasil
BO	Bolívia
CE	Comunidade Europeia
C. Termo	Coliformes Termotolerantes
CV	Coefficiente de variação
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DP	Desvio Padrão
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
EQ	Equador
EUA	Estados Unidos de América
GA	Geórgia
INS	Insolação
IS	Índice de sobrecarga
L+PT	Lagoa + Pós-tratamento
LAE+LF/LM	Lagoa Aerada + Lagoa Facultativa e/ou Lagoa de Maturação
LAN+LF	Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa
LF	Lagoa Facultativa
LF+LM	Lagoa Facultativa + Lagoa de Maturação
Md	Mediana

Mg	Média geométrica
MG	Minas Gerais
MO	Missouri
N-Amoniacal	Nitrogênio Amoniacal
OMS	Organização Mundial da Saúde
RA+LF	Reator Anaeróbio + Lagoa Facultativa
RA+OT+LM	Reator Anaeróbio + Outro tratamento + Lagoa de Maturação
TAM	Taxa de aplicação mássica

1. INTRODUÇÃO

As águas residuárias são o resultado dos diversos usos da água potável, sendo assim necessário seu tratamento e disposição adequada, já que nelas estão microrganismos patogênicos e compostos tóxicos que, ao não ser tratados, podem causar doenças. Também incluem matéria orgânica, sólidos e nutrientes, que podem gerar vários problemas ambientais nos corpos receptores.

Na atualidade existem diversos métodos de tratamento para as águas residuárias. Utilizam-se operações e processos unitários que, cada vez logram melhores resultados. Mas sem dúvida as lagoas de estabilização e suas variantes são os sistemas mais utilizados em várias regiões do mundo. Estes sistemas são tratamentos naturais, ou seja, não precisam de energia, são de baixo custo e têm ótimo desempenho na remoção de matéria orgânica e de microrganismos indicadores de contaminação fecal e patógenos, sendo essas as principais justificativas para seu grande uso a nível mundial. A principal desvantagem destes sistemas é o grande requisito de área, por este motivo, a maioria de lagoas estão localizadas em zonas rurais, onde há maior disponibilidade de área e os preços da mesma são mais acessíveis.

Apesar da vasta quantidade de publicações que descrevem o comportamento das lagoas de estabilização, a maioria dos estudos se detêm nas eficiências de remoção de DBO, coliformes e outros parâmetros, usualmente em função da carga orgânica aplicada e dos tempos de retenção disponíveis (SÁENZ 2000; ABBAS *et al.* 2006) . Por outro lado, são ignorados fatores extremamente importantes, como a variabilidade dos sistemas e fatores ambientais, como a temperatura ambiente e o índice de insolação, os quais desempenham um papel importante no funcionamento destes reatores. Embora existam publicações sobre a influência dos fatores ambientais e operacionais (como o tempo de detenção hidráulica e a carga aplicada), a maioria destes trabalhos são realizados em escala piloto ou laboratorial, o que dificulta a confiabilidade dos resultados.

Segundo Silva Filho (2007), a operacionalização, acompanhada de monitoramento, é uma fase esquecida, não só nos sistemas de tratamento de esgoto por lagoas de estabilização, mas na maioria das tipologias de tratamento existentes. A pouca disponibilidade de pesquisas e estudos efetivos e consistentes enfocando sistemas em escala real tem gerado uma lacuna no que diz respeito à influência das condições operacionais na eficiência dos sistemas de

tratamento. Assim, é necessária a criação e manutenção de um banco de informações sobre os sistemas existentes, como foram projetados, como são operados, quais as suas eficiências e quais os parâmetros reais mais adequados para o dimensionamento de novos sistemas.

Outro aspecto importante dentro do tratamento de esgotos é a qualidade final do efluente e seu adequado lançamento nos corpos receptores. A qualidade do efluente pode também estar influenciada pelos fatores ambientais, devido a que as lagoas são tratamentos naturais, e pelos fatores operacionais. Atualmente, o desafio está em obter efluentes de ótima qualidade, ou seja, com baixas concentrações de matéria orgânica (DBO), nutrientes (nitrogênio e fosforo), mas sobretudo de coliformes e microrganismos patogênicos, para seu reuso na agricultura ou na aquicultura.

Esta pesquisa centra-se em avaliar o desempenho de vários sistemas de lagoas de estabilização em escala real quanto às eficiências de remoção e concentrações afluentes e efluentes de parâmetros como a DBO, sólidos suspensos totais, nitrogênio amoniacal, coliformes termotolerantes e *E. coli*. Entre os sistemas estudados estão: lagoas facultativas, lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas, lagoas facultativas seguidas de maturação, reatores anaeróbios seguido de lagoas, entre outros. Foram utilizados os dados de monitoramento de estações de tratamento localizadas em diferentes regiões da América do Norte e do Sul, tentando com isto obter o funcionamento real destes sistemas sob as diferentes condições climáticas e operacionais. Este trabalho também avalia o atendimento a metas de qualidade propostas para o efluente final e para a eficiência de remoção dos parâmetros antes citados. Uma base de dados foi criada com as informações mais relevantes de cada estação de tratamento.

Para conhecer os locais de proveniência das diferentes estações de tratamento, citam-se elas por maior número de estações de tratamento com dados obtidos para esta pesquisa: Missouri, Estados Unidos com mais de 160 sistemas de lagoas, onde 92% representam lagoas facultativas seguidas de maturação; São Paulo, Brasil, com 106 sistemas de lagoas, dos quais 36% são lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas; Minas Gerais, Brasil, com 27 sistemas de lagoas, dos quais 41% são reatores anaeróbios seguidos de lagoas; Rio Grande do Norte, Brasil; Geórgia, Estados Unidos; Cuenca, Equador; Região Yunga, Bolívia; e Distrito Federal do Brasil.

Desta forma, espera-se que esta pesquisa contribua com informações relevantes para futuros projetos destes sistemas e ajude a compreender melhor o seu desempenho em diferentes condições ambientais e operacionais.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Avaliar o desempenho e a influência das condições operacionais e ambientais de sistemas de lagoas de estabilização, com base em análise estatística de dados de monitoramento de sistemas em escala real.

2.2. Específicos

- Avaliar as concentrações afluentes e efluentes e as eficiências de remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), sólidos suspensos (SST), nitrogênio amoniacal (N-Amoniacal), coliformes termotolerantes (C. Termo) e *Escherichia coli* (*E. coli*) para várias configurações de sistemas de lagoas de estabilização.
- Avaliar o percentual de atendimento a distintas metas de qualidade para o efluente, em termos dos parâmetros DBO, SST, N-Amoniacal, C. Termo e *E. coli*.
- Analisar a influência de fatores operacionais, tais como taxa de aplicação mássica, tempo de detenção hidráulica e índice de sobrecarga no desempenho dos sistemas de lagoas de estabilização.
- Analisar a influência de fatores ambientais, tais como temperatura ambiente e insolação, no desempenho dos sistemas de lagoas de estabilização.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1. Lagoas de estabilização

Várias são as técnicas utilizadas para tratar esgotos domésticos, algumas têm altos requisitos de energia como lodos ativados, e outras dependem apenas de processos naturais como as lagoas de estabilização e *wetlands*. (AL-HASHIMI; HUSSAIN, 2013). Destas técnicas, a mais utilizada é o sistema de lagoas de estabilização e suas variantes, por constituírem-se da forma mais simples de tratamento (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005) e apresentarem características favoráveis, como alto desempenho, baixo custo, baixo consumo de energia e pouca necessidade de manutenção (MARA, 2008; JAIL *et al.*, 2010).

Estes sistemas de tratamento têm sido bastante utilizados em todo o mundo durante os últimos 50 anos para populações que vão desde centenas até mais de um milhão de habitantes e em diversos climas (ALEXIOU; MARA, 2003). A primeira construção de um sistema de lagoa foi registrada nos Estados Unidos, em San Antônio, Texas, em 1901 (US EPA, 2011). Outras lagoas em que os fenômenos de tratamento de esgotos também foram constatados foram aquelas localizadas na Califórnia (1924) e na Dakota do Norte (1928) nos Estados Unidos. Só em 1950 pesquisadores começaram a publicar trabalhos sobre lagoas, e a partir desta data o desenvolvimento destes sistemas começou a crescer nos Estados Unidos, Austrália, Nova Zelândia, Israel, África do Sul, Índia, Canadá e, na América Latina, no Brasil, México, Colômbia, Peru, Costa Rica, Cuba e Equador (JORDÃO e PESSÔA, 2014). Da Figura 3.1 pode-se observar as três tecnologias mais utilizadas para o tratamento de esgotos na América Latina e o Caribe, estando as lagoas de estabilização em primeiro lugar com 1106 de 2933 unidades (NOYOLA *et al.*, 2012). Na Europa, este tipo de sistemas de tratamento também são muito utilizados, na França, Portugal, Espanha, Grécia, Itália e Alemanha (MARA e SPEARMAN, 1998a). Na Nova Zelândia e Austrália estes sistemas também têm sido uma forma popular de tratamento de esgotos, tanto em grandes cidades quanto em pequenas comunidades. As primeiras construções começaram em 1960 (ARCHER e MARA, 2003).

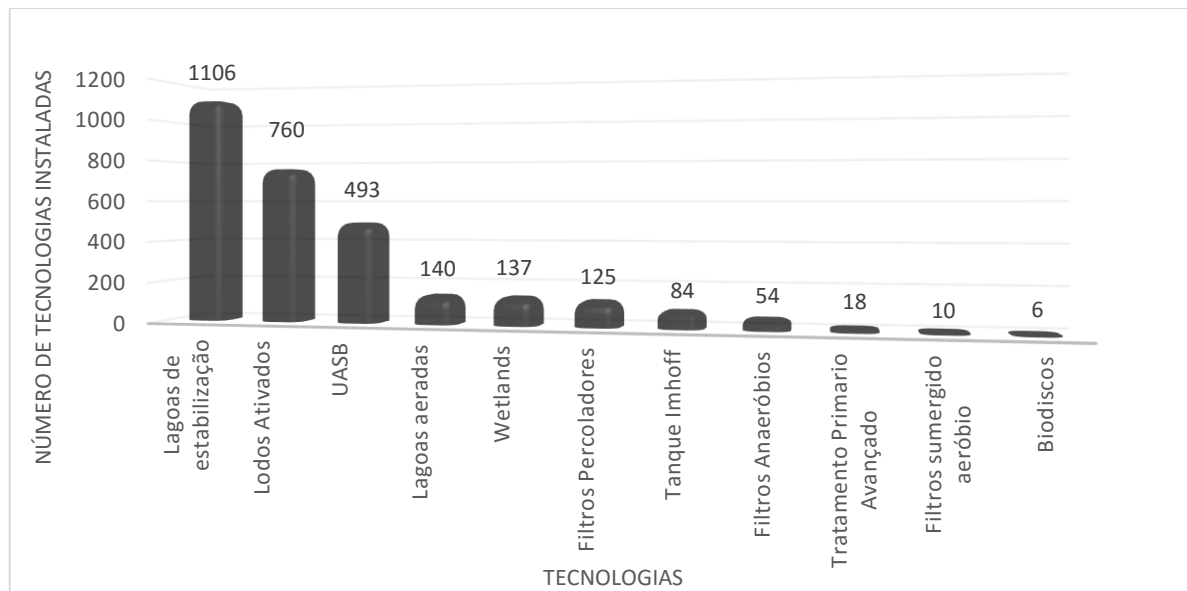


Figura 3.1 Tecnologias de tratamento de esgotos em América Latina e o Caribe. Fonte: Noyola *et al.* (2012)

As lagoas de estabilização são sistemas aquáticos naturais, onde as águas residuárias são armazenadas por longos períodos para permitir que uma ampla gama de microrganismos e plantas aquáticas interajam e atuem nos processos de conversão e decaimento da matéria orgânica, nutrientes, organismos patogênicos e outros constituintes, transformações que ocorrem a partir de baixos níveis de investimento no sistema de tratamento (HOSETTI; FROST, 1995; GRAY, 2004; MAHMOOD *et al.*, 2013). Para evitar a formação de espuma, sólidos em excesso e lixo nas lagoas, um pré-tratamento é essencial. Vegetação ou macrófitas que estão presentes nas lagoas devem ser removidas, pois pode fornecer um habitat fértil para mosquitos e evitar que a luz penetre na coluna de água (TILLEY *et al.*, 2014).

Vários são os benefícios das lagoas de estabilização, pois, além das suas boas eficiências de remoção de matéria orgânica (JORDÃO e PESSÔA, 2014), patógenos (AMAHMID *et al.*, 2002), nutrientes (HURSE e CONNOR, 1999), também podem lidar com metais pesados (MOSHE *et al.*, 1972) e com contaminantes orgânicos emergentes (GARCIA-RODRÍGUEZ *et al.*, 2014), podendo ser sistemas úteis para o tratamento de esgotos domésticos e para efluentes industriais. Estes sistemas também podem ser utilizados para o tratamento de esgoto hospitalar, porém um tratamento terciário é necessário para garantir a remoção de alguns poluentes, como mercúrio, cádmio, cobalto, nitrogênio amoniacal, etc. (BEYENE e REDAIE, 2011). Outra vantagem destes sistemas é que seu efluente pode ser reutilizado na agricultura e aquicultura (MENYA *et al.*, 2013).

Estes sistemas têm geralmente o menor custo de tratamento, pois, ao apresentar boas eficiências de remoção de patógenos não precisam de tratamentos terciários, como cloração, e além disso, estes sistemas são totalmente naturais e altamente sustentáveis, o que reduz os custos de construção, manutenção e operação (MARA e SPEARMAN, 1998b). A única energia que as lagoas utilizam é a energia solar, portanto não precisam de nenhum tipo de equipamento eletromecânico, economizando assim, despesas em energia elétrica e em trabalhadores de operação mais qualificada, (PEÑA e MARA, 2004).

As lagoas de estabilização também têm as suas desvantagens, sendo algumas delas: possibilidade de emissão de odores; reprodução de insetos (especialmente mosquitos); alta concentração de SST no efluente; requerem maiores áreas do que os processos de tratamento eletromecânicos convencionais; elevada perda de água devido à evaporação; e possibilidade de contaminação de águas subterrâneas caso a impermeabilização não seja adequada (MARA e SPEARMAN, 1998c).

Experiências com sistemas de lagoas de estabilização com emissões de odores estão reportadas em Mara e Spearman (1998c), que falam sobre sistemas de lagoas localizadas na Espanha, onde os odores são devidos às altas cargas orgânicas aplicadas (efluentes agroindustriais e a alta taxa de turismo) e às altas concentrações de sulfatos (intrusão de água salgada). Archer e Mara (2003) também reportam este problema, onde uma das ETEs em estudo, a maior em Nova Zelândia, foi fechada devido à emissão de odores e à presença de mosquitos.

A maior desvantagem destes sistemas é, sem dúvida, o requisito de área, sendo especialmente adequadas para comunidades rurais que têm amplas terras abertas e não utilizadas, longe de casas e espaços públicos. Pelo contrário, as lagoas não são apropriadas para áreas urbanas muito densas (TILLEY *et al.*, 2014).

3.1.1. Tipos de lagoas de lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização podem ser divididas em (1) lagoas anaeróbias, (2) lagoas facultativas (3) lagoas de maturação e (4) lagoas aeradas mecanizadas (MARAIS, 1966). Podem ser usadas separadamente ou ligadas em série (para melhorar as eficiências de remoção) (TILLEY *et al.*, 2014). O arranjo mais típico inclui duas ou três lagoas em série,

compreendendo uma lagoa anaeróbia seguida por uma lagoa facultativa e, dependendo da qualidade necessária para o efluente, por uma ou mais lagoas de maturação (MARA, 2008). Outra forma comum de arranjo é a utilização de uma lagoa facultativa seguida por uma ou mais lagoas de maturação. A US EPA (2011) também sugere a utilização destes sistemas em combinação com outros processos de tratamento. Na Figura 3.2 apresenta-se a foto da ETE Ucubamba, formada por duas lagoas aeradas, duas lagoas facultativas e duas lagoas de maturação, localizada na cidade de Cuenca, Equador.



Figura 3.2 ETE Ucubamba, Cuenca, Equador. Fonte: ETAPA EP (2015)

Existem outros tipos de lagoas de estabilização, por exemplo, lagoa de alta taxa e lagoas de macrófitas, porém são menos utilizadas (MARA e SPEARMAN, 1998c).

A seguir apresenta-se uma breve descrição dos quatro tipos mais comuns de lagoas de estabilização:

3.1.1.1. Lagoas Anaeróbias

As lagoas anaeróbias são tanques profundos que excluem o oxigênio, favorecendo o crescimento de microrganismos anaeróbios que degradam a matéria orgânica do afluente (RAMADAN e PONCE, 1999). Estas lagoas são as primeiras e as menores unidades da série. Geralmente estão situadas após o tratamento preliminar (NUNES, 2012). Os principais parâmetros que afetam a eficiência de remoção de carga orgânica em uma lagoa anaeróbia são a temperatura, o tempo de detenção, a carga volumétrica e o tipo de substrato (ALEXIOU e MARA, 2003). Estas lagoas são projetadas para remoção de DBO e SST e são dimensionadas de acordo com a carga orgânica volumétrica e a temperatura do local. Estas lagoas podem

receber cargas orgânicas volumétricas na faixa de 100 a 400 gDBO/m³.dia (sem exceder o valor superior para evitar a emissão de maus odores). A profundidade das lagoas anaeróbicas situa-se entre 3 a 5 m e os tempos de detenção variam entre 2 a 5 dias (MARA e SPEARMAN, 1998c; PEÑA e MARA, 2004; VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005; NOYOLA *et al.*, 2013; JORDÃO e PESSÔA, 2014).

Além da remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, as lagoas anaeróbicas também podem reduzir uma parte de nitrogênio, fósforo, potássio e microrganismos patogênicos graças à formação de lodo no fundo (devido à atividade dos microrganismos anaeróbios) (RAMADAN e PONCE, 1999). Em um estudo feito por Reinoso *et al.* (2011) foi encontrado que nas lagoas anaeróbicas houve maior remoção de cistos e oocistos de protozoários do que nas lagoas facultativas e de maturação, e também foi observada remoção de ovos de helmintos (>93%), porém em menor porcentagem do que nas lagoas facultativas. Estes autores concluíram que nas lagoas anaeróbicas a maior concentração de parasitos está no lodo.

Estas lagoas podem trabalhar em diferentes temperaturas, conseguindo atingir cerca de 40% de remoção de DBO a 10°C, 60% a 20°C e mais de 70% a 25°C. Em climas quentes é onde estas lagoas tem a melhor eficiência, porém sempre deve-se ter alguma forma de manutenção da lagoa para conseguir altas eficiências (PEÑA e MARA, 2004; MARA, 2008). Isto foi demonstrado por Owusu-Ansah *et al.* (2015), que obtiveram uma remoção de DBO até 83% em uma lagoa anaeróbia com algum tipo de manutenção (para aquicultura) e de 14% em uma lagoa anaeróbia sem qualquer tipo de manutenção, ambas sob temperaturas de 30°C.

Devido à DBO efluente das lagoas anaeróbicas ser ainda elevada, há a necessidade de uma unidade posterior de tratamento, sendo as unidades mais utilizadas as lagoas facultativas, compondo o sistema de lagoas anaeróbicas seguidas de lagoas facultativas ou também conhecido como Sistema Australiano (nome em homenagem ao local onde foi projetado pela primeira vez: Austrália). Este sistema tem a vantagem de diminuir os requisitos de área da lagoa facultativa desde que a carga que ingressa a esta lagoa seja menor, isto é, graças à remoção previamente obtida na lagoa anaeróbia (VON SPERLING, 2002; JORDÃO e PESSÔA, 2014). Em alguns casos e dependendo da qualidade requerida do efluente, este arranjo pode incluir uma ou mais lagoas de maturação (MARA, 2008).

A vantagem de utilizar digestão anaeróbia no processo de tratamento é que estas configurações podem lidar com altas cargas orgânicas e alcançar boas eficiências de remoção

em tempos de detenção curtos (AL-HASHIMI e HUSSAIN, 2013). Por esta razão, as lagoas anaeróbias são muito utilizadas também no tratamento de efluentes industriais devido a suas boas eficiências de remoção, tanto de matéria orgânica, quanto de sólidos em suspensão (RAJBHANDARI e ANNACHHATRE, 2004).

As maiores desvantagens das lagoas anaeróbias são a possível geração de maus odores e a necessidade de remoção mais frequente do lodo de fundo, quando comparadas com as lagoas facultativas. Caso o sistema esteja bem equilibrado e projetado com as cargas orgânicas adequadas, emissões de odores não devem ocorrer, mas é importante mencionar que eventuais problemas operacionais podem conduzir à liberação de gás sulfídrico (H₂S), responsável por odores fétidos; esgotos com valores baixos de pH também podem induzir a problemas de maus odores (VON SPERLING, 2002).

3.1.1.2. Lagoas Facultativas

As lagoas facultativas se caracterizam por possuir uma zona aeróbia superior e uma zona anaeróbia no fundo; a camada intermediária entre essas duas zonas é a facultativa, na qual predominam os processos de oxidação aeróbia e fotossintética. Estas lagoas são de dois tipos: lagoas facultativas primárias, que recebem esgoto bruto (após gradeamento e remoção de areia), e lagoas facultativas secundárias, que recebem os efluentes da fase primária (geralmente os efluentes das lagoas anaeróbias) (PEÑA e MARA, 2004; NUNES, 2012; JORDÃO e PESSÔA, 2014).

Estas lagoas são a variante mais simples dos sistemas de lagoas de estabilização. Basicamente, o seu processo consiste na retenção dos esgotos por um período de tempo longo o suficiente para que os processos naturais de estabilização da matéria orgânica se desenvolvam. Portanto, este tipo de lagoas depende muito dos fenômenos naturais (VON SPERLING, 2002). Este último aspecto foi demonstrado por Ellis e Rodrigues (1995), no seu estudo em que encontraram que a remoção de DBO estava principalmente influenciada, não só pela carga aplicada e o TDH, mas também pela radiação solar e horas de sol, chuva e profundidade da lagoa; e para a remoção de coliformes termotolerantes os fatores que mais influenciam foram a carga aplicada, o TDH, e também a profundidade da lagoa; outros fatores como a predação e a mortalidade natural foram também muito influentes na eficiência de remoção de organismos patogênicos (REINOSO *et al.*, 2011). Quanto à remoção de nitrogênio, pode estar associada à atividade das algas (ABIS e MARA, 2004) e ao mecanismo

de sedimentação (MAYO e ABBAS, 2014). No estudo de Reinoso *et al.* (2011) foi observado que nas lagoas facultativas há maior remoção de estreptococos fecais, de ovos de helmintos e de coliformes totais, quando comparado com as lagoas anaeróbias e de maturação.

Estas lagoas são projetadas com base na temperatura média (do líquido) no mês mais frio, sendo que a temperatura da lagoa é cerca de 2 a 3°C maior que a do ar (ARTHUR, 1983; JORDÃO e PESSÔA, 2014); e com base na carga orgânica superficial (normalmente na faixa de 80 a 400 kgDBO/ha.d), cujo valor adotado dependerá da temperatura local (atividade biológica), exposição solar (fotossíntese), entre outros. Quanto maior é a temperatura do local, a carga adotada poderá ser maior e o requisito de área da lagoa diminuirá (PEÑA e MARA, 2004).

Em uma avaliação de seis lagoas facultativas primárias realizada por Da Silva *et al.* (2010) foi apresentado que existe correlação positiva entre as taxas de remoção superficial de DBO e DQO (filtrada e não filtrada) e a carga orgânica aplicada nas lagoas. Por outro lado, foi demonstrado que a relação comprimento/largura não tem correlação significativa com a eficiência de remoção da matéria orgânica, concluindo-se que as taxas de remoção superficial diminuem à medida que as cargas aplicadas diminuem e o TDH aumenta. A profundidade das lagoas facultativas varia frequentemente entre 1,5 e 2,5 m e os TDH são usualmente superiores a 20 dias (VON SPERLING, 2002; PEÑA e MARA, 2004).

Nestas lagoas, as algas desempenham um papel fundamental devido ao processo de fotossíntese, no qual é liberado oxigênio que é utilizado pelas bactérias para degradar a matéria orgânica (VON SPERLING, 2002; NUNES, 2012). A perda de algas no efluente é uma preocupação constante, já que isto aumenta a concentração de sólidos e de DBO. Para diminuir esta possibilidade, pode-se antepor uma chicana à saída do efluente; possivelmente ocorrerá aumento no número de coliformes, porém estes podem ser removidos em lagoas posteriores (JORDÃO e PESSÔA, 2014). Em uma pesquisa feita por Pham *et al.* (2014), encontrou-se que a distribuição das algas nas lagoas está associada à concentração de DBO, e que a abundância destas, a diversidade das espécies, uniformidade e riqueza na lagoa de maturação foram maiores do que na lagoa facultativa.

3.1.1.3. Lagoas de Maturação

As lagoas de maturação possuem profundidades entre 0,8 e 1,5 m, cujo afluente pode ser recebido de uma lagoa facultativa ou de outro tratamento convencional. Seu tamanho e número de unidades depende principalmente da qualidade bacteriológica requerida do efluente final (MAYNARD *et al.*, 1999). O objetivo principal destas lagoas é a remoção de organismos patogênicos, particularmente coliformes termotolerantes (JORDÃO e PESSÔA, 2014). Estas lagoas também podem alcançar uma pequena remoção adicional de DBO, e têm uma remoção significativa de nitrogênio e fósforo (PEÑA e MARA, 2004).

A remoção de coliformes termotolerantes é influenciada pelos mesmos parâmetros que as das lagoas facultativas, ou seja pela carga orgânica aplicada, TDH e profundidade da lagoa, segundo o estudo feito por Ellis e Rodrigues (1995). Na pesquisa feita por Reinoso *et al.* (2011), encontrou-se que nestas lagoas há maior remoção de colifagos quando comparado com as lagoas anaeróbias e facultativas. As lagoas de maturação constituem-se numa alternativa bastante econômica à desinfecção do efluente por métodos mais convencionais, como a cloração (VON SPERLING, 2002).

A necessidade de elevadas eficiências faz com que o regime hidráulico a ser adotado para as lagoas de maturação seja tal que favoreça esta maior eficiência. Assim, estas lagoas devem ser projetadas segundo uma das seguintes configurações: com chicanas (defletores que fornecem um percurso em zig-zag); ou células em série (preferencialmente três ou mais). Os principais parâmetros de projeto são: o TDH (3 a 20 dias, o qual dependerá da presença ou não de chicanas e do número de unidades em série); a profundidade da lagoas (recomenda-se baixas profundidades de forma a maximizar a fotossíntese e os efeitos bactericidas da radiação UV); número de lagoas (dependendo da qualidade requerida do efluente) e a relação comprimento/largura (para obter adequados números de dispersão necessários para aumentar a eficiência de remoção) (VON SPERLING, 2002).

3.1.1.4. Lagoas Aeradas

As lagoas aeradas são reatores aeróbios de grande tamanho (comparado com os tanques de aeração de lodos ativados), onde aeradores mecânicos são instalados para fornecer oxigênio (O₂) para substituir ou complementar o produzido pelas algas (GLOYNA, 1971) e para sustentar os microrganismos aeróbios misturados e em suspensão na massa líquida para obter uma alta taxa de remoção de nutrientes e degradação biológica (ABBAS *et al.*, 2006). Esta

tecnologia pode reduzir significativamente os nutrientes, amônia, DBO e odor. No entanto, o custo dos aeradores, incluindo instalação, operação e manutenção deve-se ter em conta, a fim de avaliar a viabilidade da utilização de tais equipamentos (isso varia, basicamente, de um projeto para outro) (RAMADAN e PONCE, 1999).

O processo das lagoas aeradas é utilizado para o tratamento de esgotos domésticos e de despejos industriais com elevado teor de substâncias biodegradáveis (JORDÃO e PESSÔA, 2014). Este tipo de lagoa também é recomendado em climas frios, onde a penetração da luz solar pode ser reduzida devido ao gelo ou a neve (US EPA, 2011).

Estas lagoas assemelham-se às lagoas facultativas, com a diferença na parte construtiva, escoamento hidráulico e modalidade do processo. As lagoas aeradas por sua vez, devido ao contínuo fornecimento de oxigênio, e devido à capacidade de mistura dos equipamentos de aeração, permitem adotar maiores profundidades, menor TDH, resultando conseqüentemente em menor área ocupada (até cinco vezes menor do que as lagoas facultativas) (JORDÃO e PESSÔA, 2014). Assim, as lagoas aeradas são dimensionadas de forma similar às lagoas facultativas no que diz respeito à cinética de remoção de DBO; os tempos de detenção podem variar entre 5 a 10 dias; outros autores como Locas *et al.* (2010) sugerem tempos entre 10 a 30 dias, dependendo dos parâmetros a ser removidos; as profundidades adotadas estão usualmente entre 2,5 a 4,0 metros. Não há requisito de área superficial pelo fato do processo ser independente da fotossíntese (VON SPERLING, 2002).

Os aeradores mecânicos mais comumente utilizados são unidades de eixo vertical que, ao rodarem em alta velocidade causam um grande turbilhonamento na água. Este turbilhonamento propicia a penetração de oxigênio atmosférico na massa líquida, onde ele se dissolve. Com isto, consegue-se uma maior introdução de oxigênio, comparada à lagoa facultativa convencional, permitindo que a decomposição da matéria orgânica se dê mais rapidamente (VON SPERLING, 2002). Nestas lagoas, para reduzir a interferência com os aeradores, o aflúente deve ser submetido ao tratamento preliminar para remover sólidos grosseiros (JAIL *et al.*, 2010).

3.1.2. Desempenho de lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização têm sido muito utilizadas devido à sua facilidade de operação, baixo custo e boas eficiências de remoção, porém, muitas delas têm sido mal projetadas em

termos de desempenho hidrológico e hidráulico, o que afeta fortemente a sua capacidade de tratamento (PERSSON e WITTGREN, 2003).

Tradicionalmente, o desempenho das estações de tratamento de esgotos (ETEs) em escala real é medido com base nas concentrações efluentes e nas eficiências de remoção. ETEs em escala real geralmente têm muita variabilidade nos seus dados que muitas vezes contém (grandes) erros de medição. Portanto, uma boa avaliação do desempenho das estações é difícil. Isto também faz com que seja normalmente difícil de avaliar as alterações nos processos das ETEs ou de fazer comparações entre elas (PUIG *et al.*, 2010).

Porque o desempenho dos sistemas de lagoas de estabilização depende de muitos fatores, torna-se muito difícil obter um modelo que considere todos os parâmetros envolvidos para cada tipo de lagoa. Por este motivo, os modelos devem ser usados apenas para orientação, sendo a experiência local extremamente importante (ALEXIOU e MARA, 2003).

Lagoas de estabilização diferem muito de corpos d'água naturais, como lagos e oceanos, no que se refere à carga de nutrientes, demanda de oxigênio, profundidade, tamanho, tempo de residência hidráulica, tempo de residência do material e controle do fluxo (GU e STEFAN, 1995). Sendo assim, a eficiência de tratamento em lagoas de estabilização é função do transporte hidráulico, assim como dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem em seu interior (KELLNER *et al.*, 2009).

Segundo Abbas *et al.* (2006) e Silva *et al.* (2009), as lagoas de estabilização são sistemas naturais cuja bioquímica e processos hidrodinâmicos são influenciados por fatores ambientais, tais como luz solar, vento, temperatura, precipitação e evaporação. Estes constituem os principais parâmetros ambientais dos referidos sistemas, uma vez que influenciam na velocidade da fotossíntese, taxa de decomposição bacteriana, solubilidade, transferência de gases e condições de mistura. Além disso, a qualidade e a variabilidade do efluente dependem de fatores operacionais como as variações na carga afluente, natureza do esgoto a ser tratado, presença de substâncias tóxicas, variabilidade inerente aos processos de tratamento biológico, bem como falhas mecânicas e humanas no sistema (OLIVEIRA, 2006). Todos os fatores citados podem levar a problemas e instabilidade nos processos, o que ocasionará efeitos adversos no desempenho dos sistemas e, por consequência, deterioração da qualidade do efluente.

Na literatura há vários estudos acerca do desempenho de lagoas de estabilização. Como ilustração de trabalhos típicos, tem-se que Mtethiwa *et al.* (2008) realizaram um estudo na ETE Kauma (Malawi, África), formada por lagoas em série (anaeróbias seguidas por facultativas e de maturação). Os autores encontraram que, apesar da ETE se encontrar em um local com excelentes condições ambientais, as concentrações efluentes dos parâmetros estudados estiveram todas acima das diretrizes recomendadas, isto devido à insuficiência da equipe de manutenção. Demonstrando que não só os fatores ambientais influenciam no processo de lagoas, devendo-se incluir um acompanhamento mais de perto dos processos de tratamento, considerando os fatores operacionais. Estes mesmos autores recomendaram para este caso considerar intervenções nas estações, incluindo recirculação ou instalando sistemas terciários como *wetlands*, de forma a garantir ainda mais o tratamento. A mesma recomendação foi feita por Hayati *et al.* (2013) no seu estudo de uma ETE em Birjand, Irã, com sistema de lagoas de estabilização, que teve um fraco desempenho. Concluindo que se deve sempre ter um seguimento da influência dos fatores, tanto operacionais, como ambientais desde o começo, ou seja, desde que o sistema de lagoas está sendo projetado até quando estes estejam em funcionamento, a fim de aproveitar ao máximo estes sistemas e não ter necessidade de incluir outros processos que gerariam maiores custos.

3.1.2.1. Fatores Operacionais de Influência

Como comentado nos parágrafos anteriores, muitas vezes os problemas de desempenho dos sistemas de lagoas estão relacionados com os fatores operacionais e de projeto. Embora estes sistemas de tratamento precisem de pouca operação e manutenção, o pessoal deve ter um mínimo de formação para conseguir monitorar e avaliar o desempenho das lagoas (FARZADKIA *et al.*, 2014).

Os principais parâmetros operacionais que devem ser monitorados e considerados são (RAMADAN e PONCE, 1999; VON SPERLING, 2002; JORDÃO e PESSÔA, 2014):

- Tempos de detenção hidráulica;
- Cargas orgânicas aplicadas (superficial e volumétrica);
- Vazão;
- Mistura e estratificação térmica;
- Distribuição uniforme do esgoto;
- Acumulação de lodo.

Com estes fatores operacionais devem ser destacados alguns fatores de projeto que também devem ser acompanhados durante o monitoramento, estes são:

- Geometria (relação comprimento/largura);
- Dispositivos de entrada e saída;
- Profundidade.

Nesta pesquisa serão avaliados os três primeiros fatores operacionais listados acima. A continuação se descreve cada um dos três fatores:

Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)

Entende-se por tempo de detenção hidráulica (TDH) o tempo necessário para que os microrganismos procedam à estabilização da matéria orgânica no reator (lagoa). Deste último aspecto, observa-se que o TDH está relacionado com a atividade das bactérias. Este parâmetro varia com as condições locais, notadamente a temperatura (menores TDH quando as temperaturas são mais elevadas), a cinética de remoção da DBO e do regime hidráulico da lagoa (VON SPERLING, 2002). Da Equação 3.1 observa-se que o TDH está associado ao volume e à vazão de projeto da lagoa:

$$TDH = \frac{V}{Q} \qquad \text{Equação 3.1}$$

Onde:

V = volume da lagoa (m³)

Q = vazão média afluyente (m³/d)

O TDH deve ser o suficiente para a sedimentação dos sólidos, em lagoas anaeróbias; para a degradação da matéria orgânica, em lagoas anaeróbias e lagoas facultativas (JORDÃO e PESSÔA, 2014); e para o decaimento de organismos patogênicos em lagoas de maturação (VON SPERLING, 2002).

No caso de lagoas anaeróbias tratando esgotos domésticos, o TDH deve ser, no mínimo, igual ao necessário para a geração das bactérias formadoras do metano que requerem entre 2 a 5

dias, sendo esse o TDH que pode ser adotado para esgotos domésticos, buscando minimizar problemas de odor. Já nas lagoas facultativas, o TDH deve ser muito maior para dar tempo suficiente ao crescimento de algas e bactérias; para lagoas facultativas primárias, os valores variam entre 15 a 45 dias; o valor dependerá de acordo como a carga orgânica superficial adotada (JORDÃO e PESSÔA, 2014). Quanto às lagoas aeradas mecanizadas, devido à introdução de oxigênio, os TDH podem variar entre 5 e 10 dias (VON SPERLING, 2002). Por último, nas lagoas de maturação, o tempo de detenção, bem como o número de unidades, será determinado pelo grau de purificação bacteriano requerido (GLOYNA, 1971). Nesta última lagoa, quando a qualidade do efluente não é a esperada, é recomendado colocar chicanas de forma a otimizar o TDH real e se aproximar da condição de fluxo de pistão, e assim melhorar as eficiências de remoção (FARZADKIA *et al.*, 2014).

As lagoas de estabilização podem trabalhar na maioria dos climas, sendo que em climas quentes e ensolarados têm melhor eficiência. No caso de climas frios, para ter um tratamento eficaz, os tempos de retenção e as cargas aplicadas devem ser ajustadas (ABBAS *et al.*, 2006). Sendo que a eficiência de remoção nas lagoas anaeróbias é em função da temperatura (aumenta com o incremento da temperatura acima de 15°C), Gloyna (1971), depois de avaliar dados operacionais de lagoas anaeróbias em Israel, África e Austrália, fez uma recomendação (Tabela 3.1) para obter eficiências de remoção de DBO em função do TDH, considerando temperaturas acima de 20°C:

Tabela 3.1 Eficiências de remoção de lagoas anaeróbias em função do TDH (para temperaturas ambiente acima de 20°C)

TDH (d)	1,0	2,5	5,0
Remoção de DBO (%)	50	60	70

Fonte: Gloyna (1971)

Na Tabela 3.2 apresentam-se valores de TDH, cargas orgânicas aplicadas (descritas no subitem seguinte) e remoções de DBO que foram observados em avaliações de sistemas de lagoas em países diferentes. Aqui é possível observar, sem considerar os valores da US EPA (2011), que o TDH para lagoas anaeróbias é de 5 dias; quanto às lagoas facultativas primárias a faixa está entre 15 a 31 dias e para as lagoas facultativas secundárias a faixa é muito similar, com valores entre 13 e 28 dias. Para as lagoas de maturação os valores resultam entre 2 a 8 dias. Todos estes valores observados concordam com os encontrados na literatura, conforme comentado nos parágrafos acima.

Tabela 3.2 Valores (médios) de TDH, Carga orgânica aplicada (COA) e eficiência de remoção de DBO reportados na literatura para diferentes tipos de lagoas

Referência	País	Lagoa	TDH (d)	COA ¹	Remoção DBO (%)
Hayati <i>et al.</i> (2013)	Irã	Anaeróbia	5	96	57
		Facultativa	13	304	33
		Maturação	2 ²	-	20
Gratziou <i>et al.</i> (2007)	Grécia	Facultativa	15-30	-	-
		Maturação	8	-	-
Faleschini <i>et al.</i> (2012)	Argentina	Facultativa	31/24	55/68	67/55
Sánchez e Matsumoto (2012)	Brasil	Facultativa	15	107	78
Oliveira e von Sperling (2010)	Brasil	Facultativa ³	31	224	78
		Facultativa ⁴	15	157	55
Dias <i>et al.</i> (2014)	Brasil	Maturação ⁵	2-6	-	33-46
Kayombo <i>et al.</i> (2002)	Tanzânia	Facultativa	-	46	-
Marecos do Monte e Mara (1987)	Portugal	Facultativa ⁴	20-28	-	-
		Facultativa ³	17-18	-	-
Toprak (1995)	Portugal	Anaeróbia	5	40-70	-
		Facultativa	14	-	-
		Maturação	5	-	-
US EPA (2011)	EUA	Anaeróbia	5 ⁶ /50 ⁷	300 ⁶ /40 ⁷	≤60
		Facultativa	(5-180) ⁸	(11-90) ⁸	≤75
		Maturação	10-20	-	-
		Aerada	2	-	≤95

¹ A unidade depende do tipo de lagoas. Para lagoa anaeróbia será: Carga orgânica volumétrica (gDBO/m³.d); para lagoa facultativa será: Carga orgânica superficial (kg/ha.d). ² Calculado a partir dos dados de vazão e volume. ³ Lagoa facultativa primária. ⁴ Lagoa facultativa secundária. ⁵ Faixa obtida entre três lagoas de maturação em série. ⁶ Valor recomendado para climas com temperaturas superiores a 22°C; ⁷ Valor recomendado para climas frios. ⁸ Valores a adotar dependerão do clima (quente ou frio)

Os TDH de lagoas aeradas podem ser muito variados. Isto foi demonstrado por Balasha e Sperber (1975), que avaliaram uma ETE em Netânia (Israel), formada por uma lagoa aerada e outra de maturação, variando o TDH entre 2 e 11 dias para a lagoa aerada (TDH de projeto da lagoa aerada é 7 dias), e concluíram que, quanto maior é o período de retenção na lagoa aerada, menor é a concentração de DBO e SST no efluente. Por outro lado, Middlebrooks e Pano (1983), concluíram que para obter uma alta remoção de nitrogênio amoniacal em uma lagoa aerada é necessário um TDH mínimo de 45 dias.

Os TDH requeridos em lagoas de estabilização variam segundo a temperatura também, e é por isso que a US EPA (2011) recomenda valores segundo o clima de projeto do sistema de lagoas. Na Tabela 3.2 observam-se estas recomendações. Para lagoas anaeróbias, por exemplo, em climas que excedem os 22°C recomenda-se utilizar um TDH de aproximadamente 5 dias e cargas orgânicas volumétricas (seguinte item a ser discutido) de 300 gDBO/m³.d; por outro lado, em climas frios (T≤15°C) recomendam-se valores de TDH iguais a 50 dias com cargas de 40 gDBO/m³.d. Bitton (2005) explica como o TDH e a temperatura influenciam na remoção de DBO e vírus; por exemplo, em climas com temperaturas acima de 20°C e com TDH de 5 dias é possível obter uma remoção de DBO de 85% e remover 2 unidades log de vírus, por outro lado, em climas frios (inverno), para obter a mesma remoção deste último parâmetro é necessário um TDH de 25 dias.

Cargas orgânicas aplicadas

De forma geral, entende-se como carga afluyente a uma ETE, a quantidade de poluente (massa) por unidade de tempo que está ingressando a esta (VON SPERLING, 2014a). A partir deste conceito tem-se dois tipos de cargas dependendo do tipo da lagoa: carga orgânica superficial (lagoas facultativas) e carga orgânica volumétrica (lagoas anaeróbias).

A *carga orgânica superficial* é o principal parâmetro de projeto para as lagoas facultativas, uma vez que nestas lagoas é necessário ter uma determinada área de exposição à luz solar para que o processo de fotossíntese ocorra. Portanto, a carga orgânica superficial relaciona-se à atividade das algas e ao balanço entre produção e consumo de oxigênio (VON SPERLING, 2002). Os valores geralmente adotados variam entre 80 a 400 kgDBO/ha.d, dependendo da temperatura (MARA e SPEARMAN, 1998d; PEÑA e MARA, 2004). Por exemplo, no nordeste do Brasil, onde o clima e insolação são extremamente favoráveis, as cargas adotadas têm sido superiores a 300 kgDBO/ha.d (VON SPERLING, 2002). Numa ETE localizada em Birjand (Irã), onde a temperatura média anual é de 16,4°C, a carga aplicada na lagoa facultativa resultou em média de 304,4 kgDBO/ha.d (HAYATI *et al.*, 2013). Na Europa Mediterrânea tem-se adotado valores de 100 kgDBO/ha.d para temperaturas iguais ou menores que 10°C (MARA e SPEARMAN, 1987). Já no caso da Patagônia Argentina (temperaturas de 7,7°C no inverno, 14,4°C no outono e primavera e 19,9°C no verão), Faleschini *et al.* (2012) recomendaram usar cargas no máximo de 60 kgDBO/ha.d para manter as condições facultativas. Porém, em outro estudo realizado por Ragush *et al.* (2015), que

avaliaram uma ETE no Ártico Canadense (temperatura em torno de 5°C), encontraram que mesmo que os sistemas atendessem a carga orgânica recomendada, não foi alcançado um ambiente facultativo, o que sugere que as taxas máximas recomendadas de 22 kg/ha.dia (US EPA, 2011) são demasiado elevadas.

Desta forma, as cargas aplicadas nas lagoas facultativas devem ser monitoradas para controlar que não passe a ser anaeróbia. Outro exemplo deste caso aconteceu em uma lagoa (escala piloto), localizada em Bradford, Inglaterra, onde primeiro foi aplicada uma carga entre 50 a 60 kgDBO/ha.d e depois, na época de inverno, foi aplicada uma carga de 170 kgDBO/ha.d e, como consequência, a lagoa tornou-se anaeróbia (ABIS e MARA, 2004).

Quanto à *carga orgânica volumétrica*, é o fator mais importante no projeto das lagoas anaeróbias, variando entre 100 a 400 gDBO/m³.d, sabendo que valores maiores que 400 gDBO/m³.d podem causar problemas de mau cheiro e, por outro lado, cargas menores que 100 gDBO/m³.d não são suficientes para manter as condições anaeróbias necessárias (MARA e SPEARMAN, 1998d; JORDÃO e PESSÔA, 2014). A adoção do valor para este parâmetro também depende da temperatura, sendo que, quanto maior a temperatura, maior poderá ser a carga aplicada.

Por outro lado, a US EPA (2011) recomenda valores muito mais baixos, como 40 gDBO/m³.d, quando o clima é frio e valores de 300 gDBO/m³.d quando as temperaturas estão acima de 22°C (ver Tabela 3.2). No Brasil, apesar das condições climáticas serem favoráveis, grande número de lagoas operam com cargas relativamente baixas, como 50 gDBO/m³.d (JORDÃO e PESSÔA, 2014). Isto foi confirmado numa pesquisa feita por Oliveira e von Sperling (2005) na região sudeste do Brasil, onde foi possível observar que 32% das ETEs estudadas tinham cargas orgânicas volumétricas iguais ou inferiores a 50 gDBO/m³.d e 100% delas tinham cargas inferiores ao limite estabelecido na literatura (400 gDBO/m³.d). Neste estudo os autores concluíram que, embora as cargas sejam baixas e as eficiências de remoção sejam boas, os resultados consideraram os parâmetros de projeto e não os dados de monitoramento da vazão das lagoas. Portanto, cargas superiores poderiam existir devido à acumulação do lodo nas lagoas e a sua eficiência poderia estar afetada.

Outros valores de cargas orgânicas aplicadas em lagoas anaeróbias e facultativas em diferentes ETEs reportadas na literatura são apresentados na Tabela 3.2. Aqui observa-se que para as cargas nas lagoas anaeróbias os valores estão entre 40 e 96 gDBO/m³.d, resultando em

valores menores que os citados na literatura. Por outro lado, as cargas das lagoas facultativas primárias apresentam uma faixa mais ampla do que a descrita nos parágrafos anteriores, com valores entre 46 e 224 kgDBO/ha.d; observa-se também que a maioria dos valores citados na tabela são menores a 80 kgDBO/ha.d (valor mais baixo reportado na literatura). Quanto às lagoas facultativas secundárias, as cargas resultaram entre 157 e 304 kgDBO/ha.d, dentro da faixa da literatura.

Vazão

O comportamento hidráulico de um reator (lagoa) é também um fator de muita importância, uma vez que controla o tempo de residência real e a dispersão dos resíduos no reator (NAMECHE e VASEL, 1998). Para manter o equilíbrio das lagoas, um aspecto importante é que a vazão afluente deverá ser, pelo menos, maior do que a evaporação e a infiltração em todos os momentos (RAMADAN e PONCE, 1999).

Em um estudo feito por Persson e Wittgren (2003), concluiu-se que as condições hidráulicas nas lagoas de estabilização podem ser analisadas por meio dos conceitos de volume efetivo e dispersão. O primeiro refere-se à quantidade total de volume utilizado e é determinado pela relação comprimento/largura; e o segundo refere-se ao grau de mistura, o qual é determinado pela relação comprimento/largura, a profundidade e a vazão.

A vazão (Q) ou descarga de esgotos está expressa como o volume de esgotos (L ou m³) transportado em um período de tempo (s, min, h, d). A característica da vazão e sua variação são de extrema importância, já que condicionam o número e as dimensões das unidades de tratamento (METCALF & EDDY, 2003; JORDÃO e PESSÔA, 2014; VON SPERLING, 2014). A vazão de esgotos afluente a uma ETE é afetada pelos seguintes fatores (JORDÃO e PESSÔA, 2014):

- Tipo de esgoto coletado (doméstico ou misto);
- Sistema de coleta (unitário ou separador);
- Condições climáticas (temperatura e condições do ano);
- Regime de escoamento (por gravidade ou sob pressão);
- Tipo e material das canalizações;
- Qualidade de execução das obras;
- Quantidade de poços de visita;

- Concepção e quantidade de elevatórias;
- Concepção e quantidade de extravasores;
- Qualidade dos serviços de conservação, manutenção e reparos da rede coletora;

Quando há um aumento na vazão afluente pode-se provocar uma série de problemas operacionais, tais como curtos-circuitos e zonas mortas, os quais reduzem os tempos de retenção reais, favorecendo zonas anaeróbias e reduzindo a capacidade de tratamento (JORDÃO e PESSÔA, 2014). Rios e córregos (e águas de chuva, no caso do sistema de esgotamento ser do tipo separador) não devem contribuir para os sistemas de lagoas, uma vez que nas cheias a vazão desses cursos de água aumenta consideravelmente, alterando o equilíbrio hidráulico no corpo da lagoa, diminuindo o TDH e podendo ainda carrear a biomassa existente.

Othman *et al.* (1996) concluíram no seu estudo que as mudanças inesperadas no fluxo devem ser observadas estrita e cuidadosamente para evitar erros de interpretação. Eles também concluíram que o TDH é influenciado pela variabilidade da vazão, provocada principalmente por chuvas fortes.

Dentro dos sistemas de lagoas de estabilização, bem como em outros sistemas de tratamento, a vazão de projeto (calculada mediante fórmulas na fase de projeto) e a vazão atual (valor real medido na ETE) são dois parâmetros operacionais muito importantes, já que é possível obter o índice de sobrecarga, o qual ajuda a saber se a ETE estudada está operando com uma vazão afluente maior ou menor que a vazão de projeto. Este índice será melhor discutido no item 4.4.

3.1.2.2. Fatores Ambientais de Influência

Diversos são os fatores ambientais que influenciam o desempenho das lagoas de estabilização, sendo que a temperatura é um dos mais importantes fatores. Deste modo, critérios de projeto para um clima em particular não podem ser aplicáveis a outros climas (MILLAMENA, 1994) e portanto estudos deverão ser feitos em cada local. Os principais fatores ambientais que influenciam no desempenho das lagoas de estabilização são (RAMADAN e PONCE, 1999; VON SPERLING, 2002; JORDÃO e PESSÔA, 2014):

- Temperatura ambiente;

- Radiação solar (ou insolação);
- Vento;
- Evaporação;
- Precipitação;
- Presença de substâncias tóxicas.

A seguir se detalham os dois primeiros fatores listados, uma vez que os mesmos serão estudados nesta pesquisa:

Temperatura Ambiente

A temperatura tem um papel muito importante no projeto das lagoas de estabilização (KEHL *et al.*, 2009), devido aos processos (anaeróbios e aeróbios) responsáveis pela remoção de DBO e coliformes dependerem da temperatura (ARTHUR, 1983). Desta forma, a temperatura tem um efeito pronunciado nos processos bioquímicos: velocidade de fotossíntese (aumenta com a temperatura), velocidade do metabolismo dos organismos e a decomposição pelas bactérias (JORDÃO e PESSÔA, 2014); e hidrodinâmicos (estratificação térmica) de sistemas lagoas.

As faixas de temperatura recomendadas por Gloyna (1979) *apud* Jordão e Pessoa (2014) para o bom desenvolvimento dos microrganismos segundo as diferentes camadas da lagoa são: na camada anaeróbia do fundo o limite inferior é 15°C, isto é, a temperaturas abaixo deste valor as bactérias anaeróbias têm pouca atividade; nas zonas aeróbias e facultativas a faixa aplicável é de 5°C a 35°C. A atividade das bactérias aeróbias e das algas é diminuída abaixo do valor inferior.

Segundo Lettinga *et al.* (2001), as atividades biológicas são muito reduzidas abaixo de 10°C, o que foi confirmado por Ragush *et al.* (2015), que estudaram o desempenho de lagoas de estabilização no Ártico Canadense (temperaturas ambientes menores a 10°C) e concluíram que as taxas de reação, tanto químicas quanto biológicas, estão fortemente influenciadas pela temperatura.

D'Alessandro *et al.* (2015) avaliaram a influência da sazonalidade (períodos de estiagem e chuvoso) na eficiência das lagoas de estabilização da ETE de Trindade (Goiás, Brasil). Eles observaram que não houve remoção de DBO e SST no período de chuva e que no período

seco foi quando houve maior remoção dos parâmetros, devido ao efluente mais concentrado. Os autores concluíram que a sazonalidade fez com que algumas concentrações aumentassem e outras diminuíssem, influenciando assim na eficiência das lagoas.

Sem dúvida a temperatura influencia a atividade biológica, mas esta influência é também dependente de outros parâmetros, como a dispersão, tempo de detenção, luz, espécies de organismos (MIDDLEBROOKS e PANO, 1983), das cargas aplicadas, entre outros. Isto pode ser observado claramente na Tabela 3.3, a qual apresenta valores da eficiência de remoção de DBO (para a primeira lagoa do sistema e para todo o sistema) para diferentes configurações de lagoas de estabilização, as quais estão trabalhando sob diferentes temperaturas (ambientais ou do líquido).

Desta tabela observa-se que nem sempre com temperaturas (ambiente ou do líquido) altas (superiores a 20°C) a remoção de DBO é maior, demonstrando que outros fatores também influenciam. Como exemplos estão as configurações 1 e 2, as quais apresentam a mesma remoção de DBO (73%), apesar de cada configuração estar trabalhando sob diferentes temperaturas. Quanto às outras configurações 3 e 4, observa-se que a temperatura tampouco foi o fator mais interveniente para obter boas eficiências de remoção, onde a maior remoção foi obtida quando a lagoa do sistema (4) trabalhou a 8°C. Faleschini *et al.* (2012) comentam que a baixa remoção no sistema que está trabalhando a 20°C pode ter sido porque no verão a concentração de DBO afluente é maior, fazendo com que a concentração de *clorofila-a* (algas) e sólidos suspensos aumentassem, parâmetros que ao estar em maiores concentrações podem sair mais facilmente no efluente, diminuindo a eficiência da lagoa.

Das configurações 6 e 7 também se observa que a temperatura não foi um fator importante na remoção de DBO, neste caso o parâmetro mais influente foi a carga orgânica aplicada na lagoa anaeróbia. Na configuração 6 a carga aplicada foi de 96 gDBO/m³.d, já na configuração 7 a carga aplicada foi quase 4 vezes menor (26 gDBO/m³.d), o que influenciou para que esta última configuração apresentasse menor remoção (46%). Por último, nas configurações 8, 9 e 10, observa-se que aquela que trabalhou sob menor temperatura (18°C) resultou na maior remoção; isto foi porque a lagoa (10) teve um TDH de 11 dias, superior em 5 dias, aproximadamente, às outras configurações (8 e 9).

Tabela 3.3 Diferentes configurações de lagoas de estabilização, com seus valores médios de temperatura (do líquido e do ambiente), concentração de DBO afluente e eficiência de remoção de DBO

Nº	Configuração	T líquido (°C)	T ambiente (°C)	DBO Afluente (mg/L)	Remoção DBO da primeira lagoa (%)	Remoção total DBO (%)	Referência
1	LF	-	0 - 5	500	73	73	Ragush <i>et al.</i> (2015)
2	LF	20-25	-	516	73	73	Oliveira e von Sperling (2010)
3	LF+LM	-	8 (inverno)	115	73	-	Faleschini <i>et al.</i> (2012)
4	LF+LM	-	20 (verão)	115	58	-	
5	LF+LM	10-12 (mín. no inverno)	-	400	-	86	Gratziou <i>et al.</i> (2007)
6	LAN+LF+LM	-	16	464	57	76	Hayati <i>et al.</i> (2013)
7	LAN+LF+LM	25		128	46	88	Silva <i>et al.</i> (1987)
8	LAE+LM	28		300	64		
9	LAE+LM	13		423	68	90-92	Balasha e Sperber (1975)
10	LAE+LM	18		400	82		

LF = lagoa facultativa; LF+LM = lagoa facultativa + lagoa de maturação; LAN+LF+LM = lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação; LAE+LM = lagoa aerada + lagoa de maturação.

Radiação solar (Insolação)

O sol é a força motriz no processo de purificação de sistemas de lagoas, como é em qualquer corpo de água natural (GU e STEFAN, 1995). Compreender os mecanismos da radiação solar em detalhes, incluindo os fatores que controlam os mecanismos (por exemplo, o impacto do comprimento de onda, a qualidade da água, profundidade da água, etc.), é importante para o projeto de sistemas de lagoas que usam a luz solar para desinfecção (KADIR e NELSON, 2014).

A inativação por luz solar é um dos principais fatores abióticos que afetam a persistência e a sobrevivência de microrganismos em ambientes aquáticos (BAE e WUERTZ, 2009). Portanto, a inativação dos organismos indicadores fecais nas lagoas de estabilização depende fortemente da luz solar, tal como demonstrado por Maïga *et al.* (2009). Em outro estudo (GUTIÉRREZ-CACCIABUE *et al.*, 2016), encontrou que microrganismos indicadores fecais,

como a *E. coli*, na ausência de partículas sólidas e expostas à luz solar, sofrem inativação imediata (remoção de 3 unidades log) em menos de quatro horas.

A fotossíntese das algas também depende de insolação, a qual é em função da latitude e cobertura de nuvens (interferem na passagem da radiação solar e diminuem a intensidade luminosa) (ARTHUR, 1983; JORDÃO e PESSÔA, 2014). Períodos de nuvem nas regiões tropicais e subtropicais são raramente um problema, porque a insolação solar durante o dia geralmente excede a intensidade da luz de saturação das algas nas lagoas (ARTHUR, 1983).

Um efeito adverso acontece durante o dia quando a radiação solar aquece a camada de água superior, ajudando a fotossíntese, mas também causando estratificação térmica. Esta estratificação reduz o desempenho dos sistemas de lagoas, aumentando os curtos-circuitos e interrompendo os mecanismos de transferência de massa internos (MAHMOOD *et al.*, 2013). O vento tem um papel importante no rompimento dessa estratificação.

3.2. Atendimento aos Padrões de Lançamento

3.2.1. Introdução

A proteção dos recursos hídricos contra a poluição é fundamental para o desenvolvimento de uma economia sólida. Tanto para manutenção da saúde pública como para a conservação dos recursos hídricos, é essencial que a poluição seja controlada (GLOYNA, 1971). Assim, sistemas de águas subterrâneas e superficiais devem ser protegidos da matéria orgânica, patógenos e nutrientes, provenientes de recursos naturais e antrópicos (MAHMOOD *et al.*, 2013). Uma das razões de contaminação destas águas e da destruição dos ecossistemas aquáticos é o lançamento de águas residuárias não tratadas ou mal tratadas (BECKY *et al.*, 2015). Por este motivo, deve-se analisar sempre se a única destinação dos esgotos tratados é o corpo receptor. Cada vez mais a prática do reuso controlado da água (esgotos tratados) tem crescido, seja para uso na agricultura, na indústria ou uso urbano. O reuso deve ser a opção mais considerada, desde que resulte em uma reutilização produtiva e reduza o impacto do lançamento em corpos de águas (VON SPERLING, 2014b). Existem parâmetros que, mesmo quando presentes em quantidades mínimas, são extremamente prejudiciais às comunidades aquáticas, à saúde humana e animal (NASCIMENTO e VON SPERLING, 1999b); por outro lado, existem outros parâmetros que, em concentrações elevadas, como a DBO, podem causar

perda dos recursos naturais de oxigênio, o que pode levar ao desenvolvimento de condições sépticas no corpo de água receptor (HODGSON, 2008).

Desde o ponto de vista operacional, após o início de funcionamento, as lagoas têm muito pouca ou nenhuma forma de controlar a qualidade do efluente. Conseqüentemente, a fase de projeto e construção é da maior importância na definição da qualidade provável do efluente final (VON SPERLING, 2005).

Portanto a qualidade do efluente é um parâmetro importante a considerar, uma vez que as características deste devem estar de acordo com a capacidade de autodepuração (assimilação) dos corpos d'água. O controle do lançamento de despejos, respeitando o que é tolerável pelo corpo de água, faz-se pelo atendimento ao limite máximo permissível ou aos padrões de lançamento (VON SPERLING, 2014a). Nascimento e von Sperling (1999a) definem os padrões de lançamento como aqueles constituídos por um conjunto de parâmetros e seus respectivos limites, que devem ser atendidos pelos efluentes lançados por qualquer fonte poluidora, direta ou indiretamente nos corpos d'água, de forma a não prejudicar o seu uso.

Os padrões são estabelecidos com base em critérios científicos que avaliam o risco para uma dada vítima e o dano causado pela exposição a uma dose conhecida de um determinado poluente. Um critério científico significa uma quantidade limite fixada para um determinado parâmetro que, estando dentro dos limites máximos (ou mínimos, conforme a natureza do constituinte), protegerá os usos desejados para um determinado corpo de água, dentro de um grau de segurança (NASCIMENTO e VON SPERLING, 1998). De maneira geral, o atendimento aos padrões de lançamento é monitorado por meio das concentrações de DBO, DQO, sólidos suspensos, nitrogênio total e fósforo total (OLIVEIRA, 2006). Cabe aos órgãos ambientais exercerem o conhecimento e o bom senso de interpretar os valores das concentrações destes parâmetros à luz das limitações analíticas prevalecentes na época e no local (NASCIMENTO e VON SPERLING, 1998).

Oliveira e von Sperling (2010) explicaram que, devido à variação no desempenho, as estações de tratamento devem ser projetadas para produzir um efluente com qualidade abaixo dos padrões de lançamento. Isto sugere um valor médio que deve ser utilizado para garantir uma concentração efluente consistente e o qual deve ser menor do que o padrão com um certo nível de confiança. Para atender a padrões elevados, especialmente com lagoas de

estabilização que têm pouco ou nenhum controle operacional, o ônus é colocado na fase de projeto e na manutenção regular destes sistemas (OWUSU-ANSAH *et al.*, 2015).

3.2.2. Normativas nos diferentes locais de estudo

Os diferentes países, seus estados e municípios, têm elaboradas legislações ambientais que diferem com relação aos padrões para descarga de efluentes nos corpos de água. Tal fato decorre das características intrínsecas de cada realidade, como posição socioeconômica, necessidade de reuso da água, etc., o que resulta em legislações mais restritas que outras.

A seguir se descrevem brevemente as leis ou normas sobre descarga de efluentes em corpos receptores, estabelecidas nos quatro países de estudo.

3.2.2.1. Bolívia

Na Bolívia os limites máximos permissíveis para descarga de efluentes em corpos de água estão especificados na Lei do Meio Ambiente N° 1333 (BOLIVIA, 1992). Esta lei classifica os corpos de água em quatro classes:

Classe A: águas naturais de máxima qualidade, permitida como água potável para consumo humano sem nenhum tratamento prévio, ou com simples desinfecção em casos necessários antes verificados pelo laboratório.

Classe B: águas de uso geral, que para o consumo humano requerem tratamento físico e desinfecção bacteriológica.

Classe C: águas de uso geral, que para o consumo humano requerem tratamento físico-químico completo e desinfecção bacteriológica.

Classe D: águas de qualidade mínima, que para consumo humano requerem um processo inicial de pré-sedimentação, já que podem ter alta turbidez por elevado conteúdo de sólidos suspensos, e logo depois um tratamento físico-químico completo junto com desinfecção bacteriológica especial contra ovos e parasitos intestinais.

O Item 5 desta lei, estabelece que os limites máximos dos parâmetros permitidos em corpos de água que podem ser utilizados como corpos receptores são os seguintes (resumindo aos parâmetros de importância nesta pesquisa):

Tabela 3.4 Limites máximos permitidos para descarga em corpos receptores segundo a Lei Nº 1333 da Bolívia (1992)

Parâmetro	Unidade	Valor máximo permitido
DBO	mg/L	80
SST	mg/L	60
N-amoniacoal	mg/L	2
C. Termo	NMP/100mL	1000

Na Bolívia, devido à escassez de água limpa, o setor agrícola está sendo forçado (em alguns regiões do país) a encontrar outras fontes de água, sendo a primeira alternativa o uso das águas residuárias tratadas ou não (ZABALAGA *et al.*, 2007), embora, a Lei Nº 1333 não tenha nenhuma classificação para o reuso das águas residuárias na irrigação. Os padrões para reuso são os mesmos para a descarga de águas residuárias tratadas em um corpo de água (Tabela 3.4)

3.2.2.2. Brasil

No Brasil, os padrões de lançamento estão estabelecidos na Resolução Nº 430 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2011). Esta resolução foi criada com o objetivo de assegurar os usos preponderantes previstos dos corpos de água e nortear o controle dos efluentes líquidos. A resolução dividiu as águas do território brasileiro em águas doces (salinidade < 0,05%), salobras (salinidade entre 0,05% e 3%) e salinas (salinidade > 3%). Em função dos usos previstos, foram criadas nove classes de qualidade. As Classes Especiais, 1, 2, 3 e 4 referem-se às águas doces, as Classes 5 e 6 são relativas às águas salinas e as Classes 7 e 8 às águas salobras (NASCIMENTO e VON SPERLING, 1999b).

Na Sessão III do Capítulo II desta resolução, estabelece-se que para o lançamento direto de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários deverão ser obedecidas as seguintes condições e padrões específicos (resumindo aos parâmetros específicos nesta pesquisa):

- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅): máximo de 120 mg/L, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

- Não é exigido o padrão de nitrogênio amoniacal total.

Esta mesma resolução estabelece que as condições e padrões de lançamento poderão ser aplicáveis aos sistemas de tratamento de esgotos sanitários, a critério do órgão ambiental competente, em função das características locais. Deste modo, em alguns estados do Brasil existem diferentes normativas, como é caso do Estado de Minas Gerais, cujos padrões de lançamento estão estabelecidos pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1 (COPAM-MG, 2008), onde os limites máximos permitidos são muito mais restritos do que os estabelecidos na Resolução CONAMA. Dos parâmetros estudados nesta pesquisa, os valores estabelecidos por esta normativa do Estado de Minas Gerais são os seguintes:

- DBO: até 60 mg/L ou:
 - a) Tratamento com eficiência de redução de DBO em no mínimo 60% e média anual igual ou superior a 70% para sistemas de esgotos sanitários e de percolados de aterros sanitários municipais;
 - b) Tratamento com eficiência de redução de DBO em no mínimo 75% e média anual igual ou superior a 85% para os demais sistemas.
- DQO: até 180 mg/L ou:
 - a) Tratamento com eficiência de redução de DQO em no mínimo 55% e média anual igual ou superior a 65% para sistemas de esgotos sanitários e de percolados de aterros sanitários municipais igual ou superior a 75% para os demais sistemas
- SST: até 100 mg/L, sendo 150 mg/L nos casos de lagoas de estabilização.
- N-Amoniacal total: não é aplicável a sistemas de tratamento de esgotos sanitários

3.2.2.3. Equador

Os limites máximos permitidos no Equador estão estabelecidos no Texto Unificado da Legislação Secundária do Ministério do Ambiente (TULAS, 2003), o qual constitui um texto regulamentário bastante amplo da normativa equatoriana vigente na Lei de Gestão Ambiental N°37.

No Livro VI Anexo 1 do TULAS, encontra-se especificada a norma de qualidade ambiental e de descarga de efluentes e no Item 4.3.2 estão as normas de descarga de efluentes a um corpo de água receptor, o qual estabelece os seguintes limites:

Tabela 3.5 Limites máximos permitidos para descarga em corpos receptores segundo o TULAS (2003), Equador

Parâmetro	Unidade	Valor máximo permitido
DBO	mg/L	100
SST	mg/L	100
N-Amon.	mg/L	-
C. Totais*	NMP/100mL	1000

*Para águas de uso agrícola

3.2.2.4. Estados Unidos

Nos Estados Unidos os limites máximos permitidos para descargas em corpos de água são dados pelo Decreto de Água Limpa (Clean Water Act em inglês, (33 U.S.C. 1251 et seq., 1992)) através do Sistema Nacional de Descarga e Eliminação de Poluentes (NPDES em inglês, <http://www.epa.gov/npdes>). Este programa autoriza aos governos estaduais e municipais, os quais são os órgãos que emitem, administram, e fazem cumprir as permissões para descargas de água aos corpos receptores.

Na presente dissertação investigou-se lagoas de estabilização nos estados de Missouri e Geórgia. No estado de Missouri, o Departamento de Recursos Naturais de Missouri é o encarregado de controlar o cumprimento das leis estabelecidas no NPDES. As estações de tratamento deste estado devem atender aos padrões de lançamento conforme o documento de Autorização de Operação (*Missouri State Operation Permit*, <http://dnr.mo.gov/env/wpp/permits/issued/wpcpermits-issued.htm>), no qual estão especificados os limites máximos permitidos que devem ser cumpridos. Em Geórgia, o órgão ambiental encarregado de controlar o atendimento aos padrões é o Departamento de Recursos Naturais de Geórgia.

Nas Tabelas 3.6 e 3.7 mostram-se os valores dos limites estabelecidos para Missouri e Geórgia respectivamente, dos parâmetros em estudo. Nestas tabelas são apresentadas faixas para os parâmetros, já que de uma estação de tratamento para outra estes limites variam. O valor típico refere-se ao valor mais usado entre todas as ETEs estudadas de Missouri e Geórgia (nos dois casos os valores típicos resultaram em limites mensais e não semanais). É importante mencionar que em Geórgia, além dos valores máximos estabelecidos para as concentrações, também há valores mínimos de eficiências de remoção, mas unicamente para a DBO e SST, cujo valor é de 85% para os dois parâmetros.

Tabela 3.6 Limites máximos permitidos para descarga em corpos receptores no Estado de Missouri, EUA

Parâmetro	Unidade	Faixa	Valor típico
DBO	mg/L	10-45	45
SST	mg/L	15-80	70
N-Amon.	mg/L	0,4-6	0,2
C. Termo	NMP/100mL	400	400
<i>E. coli</i>	NMP/100mL	206	206

Tabela 3.7 Limites máximos permitidos para descarga em corpos receptores no Estado de Geórgia, EUA

Parâmetro	Unidade	Faixa	Valor típico
DBO	mg/L	25-50	30
SST	mg/L	30-90	90
N-Amon.	mg/L	15-17,4	10
C. Termo	NMP/100mL	200	200
<i>E. coli</i>	NMP/100mL	-	-

Na Tabela 3.8 apresenta-se uma comparação entre as leis e normativas para descarga de efluentes em corpos de água nos países estudados. A título de complementação, apresentam-se também as normas estabelecidas pela Comunidade Europeia e as diretrizes para irrigação restrita e irrestrita da OMS (WHO, 2006).

Tabela 3.8 Concentrações efluentes máximas permitidas nos distintos locais de estudo

Parâmetro	Unidade	BO	EQ	BR	MG	MO	GA	CE	OMS
DBO	mg/L	80	100	120	60	45	30	25	-
SST	mg/L	60	100	-	150	70	90	150	-
N-Amon.	mg/L	2	-	-	-	3,2	10	-	-
C. Termo	NMP/100mL	1000	1000*	-	-	400	200	-	-
<i>E. coli</i>	NMP/100mL	-	-	-	-	206	-	-	(10 ⁴ -10 ⁵)**

BO: Bolívia, Lei Nº 1333 (1992); EQ: Equador, Tulas (2003); BR: Brasil, CONAMA Nº 430 (2011); MG: Minas Gerais, COPAM Nº 1 (2008); MO: Missouri, Programa NPDES; GA: Geórgia, Programa NPDES; CE: Comunidade Europeia (1991); OMS: Organização Mundial da Saúde (2006). *Valor específico para coliformes totais. **Valores adotados dependerão do tipo de irrigação (restrita ou irrestrita) e das medidas de proteção complementares (WHO, 2006)

4. METODOLOGIA

4.1. Seleção das Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) com sistemas de lagoas de estabilização

Para o desenvolvimento desta pesquisa foi utilizada informação de lagoas de estabilização em diferentes países e localidades (Figura 4.1): Brasil (Distrito Federal, Minas Gerais, São Paulo e Rio Grande do Norte); Bolívia (Região Yungas); Equador (Cuenca); Estados Unidos (Missouri e Geórgia). Estas ETEs foram selecionadas devido à facilidade de obtenção dos dados de monitoramento, com a ajuda do orientador, pesquisas da UFMG e de colegas que fazem pesquisas nessas estações. Assim, os dados foram obtidos junto às companhias prestadoras de serviços de saneamento, de órgãos ambientais e de bancos de dados de pesquisas.

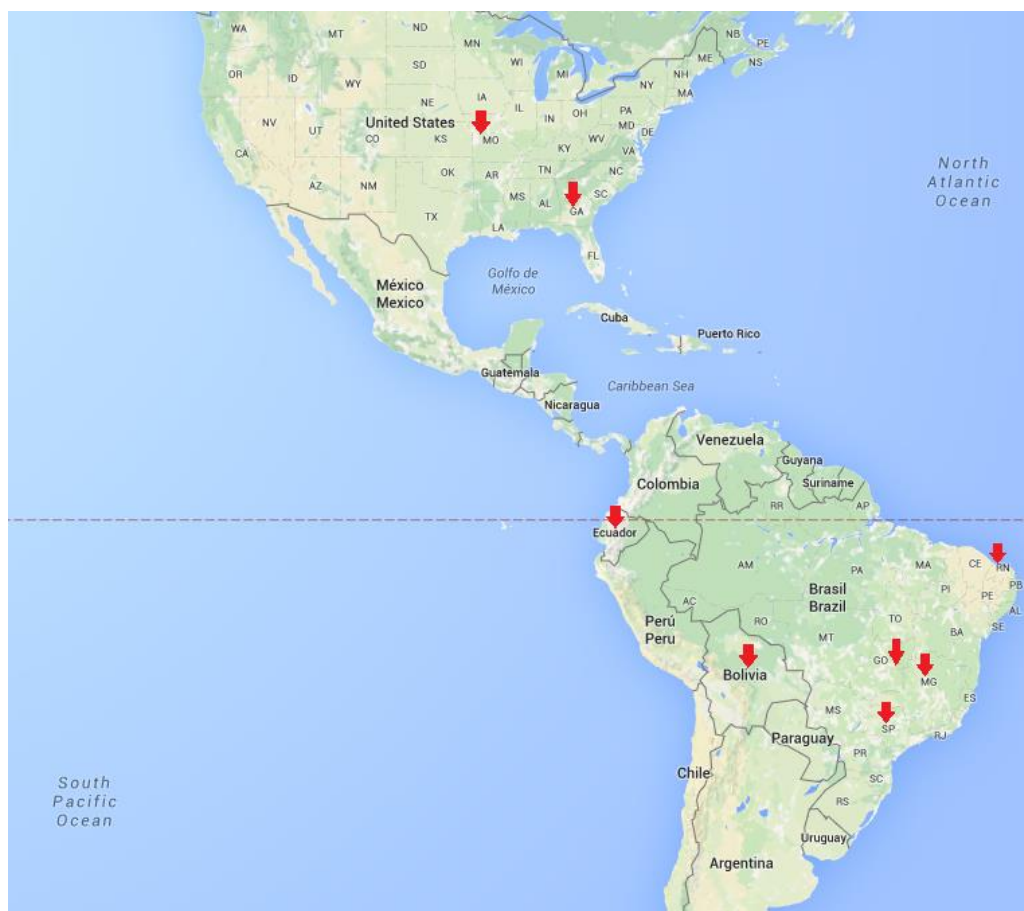


Figura 4.1 Mapa de localização das regiões das ETEs em estudo

Foi recebida informação de mais de 400 ETEs com diferentes configurações. Toda a informação foi organizada em planilhas Excel (planilha padrão elaborada dentro do grupo de pesquisa em Tratamento de Águas Residuárias do Programa de Pós Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG), a qual contém a informação principal de cada lagoa, como vazão, largura, comprimento, profundidade, volume, ano em que a lagoa começou a trabalhar, série histórica das concentrações dos parâmetros (DBO, DQO, sólidos suspensos, nitrogênio e frações, fósforo, coliformes, etc.), temperatura, entre outros. Foi utilizada uma planilha para cada ETE. Uma vez organizada esta informação, foram revisadas as planilhas, de modo a conhecer quais eram os parâmetros monitorados nas ETEs e estabelecer os parâmetros que seriam avaliados nesta pesquisa. Entre todas as ETEs apresentaram informação de parâmetros como DBO, DQO, SST, NT, NTK, N-Amoniacal, *E.coli*, Coliformes Totais, Coliformes Termotolerantes, oxigênio dissolvido, pH e Temperatura (do líquido). Nem todas as estações tinham os mesmo parâmetros monitorados, consequentemente foram escolhidos aqueles parâmetros que foram medidos na maioria das estações, resultando em: DBO, SST, N-Amoniacal, *E.coli* e Coliformes termotolerantes.

Uma vez selecionados os parâmetros, foram selecionadas as ETEs. Para esta seleção as ETEs deviam cumprir com um único requisito de ter pelo menos 5 dados de monitoramento para o parâmetro de DBO; assim, se uma ETE apresentava 4 dados para DBO, mas tinha mais de 5 dados para outro parâmetro (SST, N-Amoniacal, C. Termo e *E. coli*), a ETE era desconsiderada; caso contrário, se a ETE tinha 5 ou mais dados para DBO, a ETE era selecionada. Neste último caso, quando os “outros parâmetros” tinham menos de 5 dados, estes não eram considerados. Deste modo, as ETEs selecionadas sempre teriam pelo menos 5 dados de monitoramento para cada parâmetro. Isto foi feito para ter um maior número de ETEs, já que as ETEs tinham muita variabilidade na quantidade dos dados de monitoramento, no entanto a maioria delas tinha informação de DBO. Na Figura 4.2 mostra-se o fluxograma de seleção das ETEs para ter melhor compreensão.

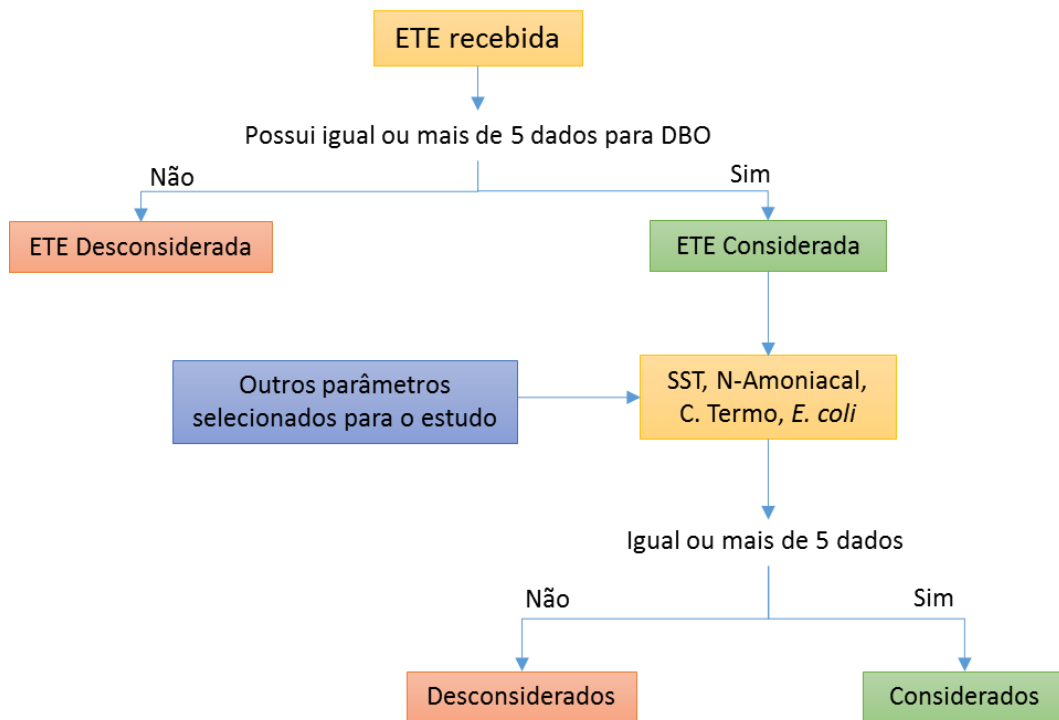


Figura 4.2 Fluxograma para seleção das ETEs

Devido à variabilidade nas configurações das ETEs selecionadas e ao interesse em se analisar o comportamento dos processos de tratamento de esgotos, foi feita uma padronização, reclassificando as configurações em sete categorias, como mostra a Tabela 4.1.

Tabela 4.1 Configurações dos sistemas em estudo e número de ETEs com tal configuração.

Nº	Sistemas	BO	EQ	GA	MO	MG	RN	SP	BR	Total
1	Lagoa facultativa			2	22	1		64		89
2	Lagoa anaeróbia + lagoa(s) facultativa(s)*			1	1	5		38		45
3	Lagoa facultativa + lagoa(s) de maturação	1		2	156	1	9	1		170
4	Lagoa(s) aerada + lagoa(s) facultativa e/ou lagoa(s) de maturação		2	2	13					17
5	Reator anaeróbio + lagoa facultativa				2	9				11
6	Reator anaeróbio + outro tratamento** + lagoa de maturação				1	11		4	1	17
7	Lagoa*** + pós-tratamento				39					39
Total		1	2	7	234	27	9	106	1	388

BO=Bolívia; EQ= Equador; GA= Geórgia; MO= Missouri; MG= Minas Gerais; RN= Rio Grande do Norte; SP= São Paulo. *Os sistemas em Missouri e em Geórgia nesta categoria têm lagoas anaeróbias ou com aeração (alternando entre condições aeróbias e anaeróbias para melhorar a remoção do nitrogênio), seguidas por lagoas facultativas e seguidos por lagoas de maturação. **Outro tratamento refere-se a lagoas facultativas ou filtros anaeróbios; ***Refere-se a lagoa facultativa ou lagoa anaeróbia seguido por algum pós-tratamento (desinfecção, wetlands, fluxo superficial, etc.). Os reatores anaeróbios são predominantemente reatores UASB (reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente).

De forma a ser mais ilustrativo, mostra-se na Figura 4.3 o fluxograma das configurações em estudo com o respectivo número de ETEs e o local de proveniência.

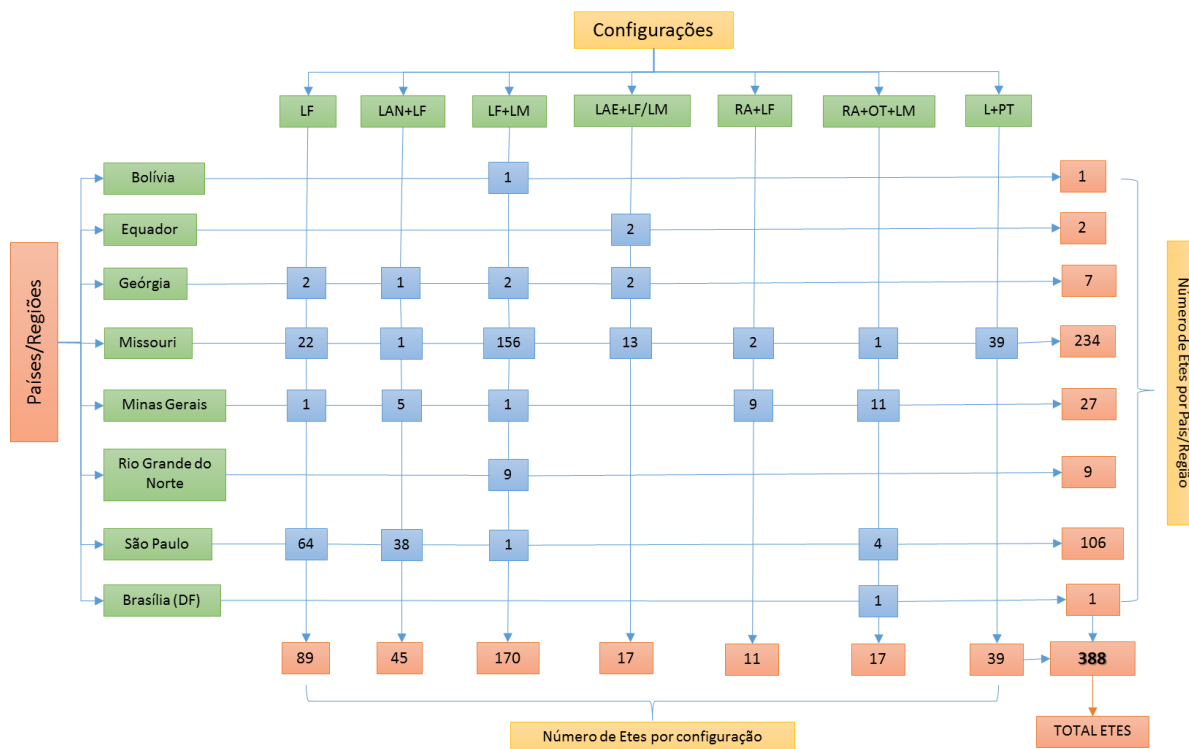


Figura 4.3 Fluxograma da classificação das configurações de lagoas de estabilização em estudo, número de ETEs e local de proveniência.

As ETEs em estudo mostraram uma grande variação na frequência de amostragem; na Tabela 4.2, apresenta-se a periodicidade de amostragem do parâmetro DBO nestas estações. Aqui, observa-se a heterogeneidade na frequência, sendo que mais da metade das estações tem monitoramento indefinido. As ETEs de Missouri, Estados Unidos, não apresentaram esta informação, é por isso que o número total de ETEs está 154 e não as 388 em estudo.

Tabela 4.2 Frequência de monitoramento de DBO das ETEs em estudo

Frequência de monitoramento	No. de ETEs	% de ETEs
2 x semana	2	1%
Semanal	4	3%
Quinzenal	9	6%
Mensal	11	7%
Bimestral	19	12%
Trimestral	20	13%
Anual	5	3%
Indefinido	84	55%
TOTAL	154	100%

Os períodos de monitoramento também foram muito diversos, variando desde o ano 1995 até o ano 2014. Na Tabela 4.3 observa-se as faixas dos períodos de monitoramento das ETEs nos locais de estudo.

Tabela 4.3 Períodos de monitoramento das ETEs nos diferentes locais de estudo

Períodos de monitoramento	
Bolívia	2007-2011
Equador	1999-2012
Geórgia	2003-2014
Minas Gerais	1995-2014
Missouri	-
São Paulo	1996-2013
Rio Grande do Norte	2009-2010
Distrito Federal	2000-2011

4.1.1. Dificuldades encontradas

Foram algumas as dificuldades encontradas durante a coleta e organização dos dados, as quais limitaram alguns dos objetivos iniciais desta pesquisa. Nos seguintes parágrafos explica-se quais foram as dificuldades encontradas e as suas consequências nesta pesquisa.

- Na maioria dos sistemas de tratamento não havia dados de monitoramento dos pontos intermediários, por exemplo, no caso do sistema de lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas e de lagoas de maturação, a informação apresentada na maioria dos casos era a respeito do afluente (esgoto bruto) e do efluente final, que neste caso seria o efluente da lagoa de maturação. Isto fez com que não fosse possível obter o desempenho de cada tipo de lagoa, deixando no final só a avaliação do desempenho do sistema em geral.
- Os parâmetros monitorados diferiam de um sistema para outro. Sendo que alguns só apresentavam informações dos parâmetros típicos como DBO, SST e C. Termo, e em outros casos a informação era completa, incluindo os parâmetros típicos, mais as frações todas de nitrogênio, e temperatura, OD e pH do líquido. Um dos parâmetros que chamou a atenção foi a DQO, a qual apresentou dados em muito poucos sistemas (nenhum dos sistemas dos EUA apresentou dados de DQO), por este motivo não foi considerado para o estudo.
- Nas ETEs dos EUA, especificamente aquelas de Missouri, e em alguns casos do Brasil (muito poucos) foram apresentados dados unicamente dos efluentes finais. Portanto, com estas ETEs foi possível avaliar unicamente as concentrações dos efluentes e o percentual de atendimento às metas de qualidade, não tendo sido possível o cálculo das eficiências de remoção.

- A variabilidade da quantidade de dados foi muito grande; em algumas ETEs tinha-se menos de 5 dados por parâmetro e em outros casos tinha-se mais de 1000 dados. Por este motivo, e como foi explicado anteriormente, colocou-se como único requisito para esta pesquisa, que as ETEs possuam pelo menos 5 dados para o parâmetro DBO, caso contrário a ETE seria desconsiderada.
- Nem todas as ETEs apresentaram dados de vazão, volume e área. Quanto à vazão, foram muito poucas as ETEs que não apresentaram este parâmetro; no entanto, a informação sobre o volume e área das lagoas foi mais escassa. No caso de Geórgia, nenhuma ETE apresentou esta última informação. Isto levou com que nem todas as ETEs entrassem na avaliação da influência dos fatores operacionais. Esta parte será mais detalhada no Capítulo de Resultados e Discussão (Item 5.6).
- Mais que uma dificuldade, vale a pena mencionar que as ETEs de Missouri e Geórgia têm um funcionamento diferente quando comparado com o funcionamento das outras ETEs em estudo. Especialmente em Missouri (local mais frio do que a Geórgia). As lagoas funcionam como reservatórios durante grande parte do ano, ou seja, os operadores não descarregam o esgoto por vários meses, fazendo com que os TDH sejam muito altos. Então estas lagoas são projetadas para ter uma capacidade extra durante as temporadas frias. Por exemplo, uma lagoa tem uma profundidade “X” no verão, mas no inverno esta profundidade aumenta consideravelmente para manter o esgoto na lagoa; já em primavera, quando as temperaturas começam a aumentar novamente, o esgoto é descarregado e as profundidades voltam aos normal. Este aspecto deverá ser considerado nos resultados e comparações com as outras lagoas, pois este tipo de funcionamento poderá ter influência no desempenho das lagoas.

4.2. Caracterização das concentrações afluentes e efluentes e eficiências de remoção

Para alcançar o primeiro objetivo desta pesquisa foi elaborada uma planilha Excel, a qual organizava os dados segundo o parâmetro a ser analisado e por sistemas de lagoas de estabilização com configurações similares. Por exemplo, para o estudo do parâmetro de DBO nos sistemas de lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas, na planilha constaria as concentrações afluentes (esgoto bruto) e efluentes finais de DBO (mg/L) dos 5 sistemas de MG, os 38 de SP, o 1 de MO e o 1 de GA (ver Tabela 4.1). Nesta planilha, além de se organizar os dados, calculou-se as estatísticas descritivas relativamente ao número de dados,

médias aritméticas e geométricas, medianas, valores máximos e mínimos, quartis inferiores e superiores, percentis 5% e 95%, coeficientes de variação e desvio padrão para as concentrações dos parâmetros estudados (DBO, SST, N-Amoniacal, C. Termo e *E. coli*), as eficiências de remoção dos mesmos parâmetros e as cargas hidráulicas e orgânicas aplicadas, tanto superficiais como volumétricas de cada uma das ETEs.

Uma vez obtida a estatística descritiva de cada ETE utilizando seus dados brutos, o procedimento seguinte para a avaliação de cada configuração de tratamento foi calcular três novas estatísticas descritivas para cada ETE (Figura 4.4). O primeiro estudo estatístico utilizou as medianas (dos parâmetros de DBO, SS e N-Amoniacal) e as médias geométricas (para C. Termo e *E. coli*) de cada ETE; e o segundo e terceiro estudo estatístico utilizaram os percentis 5% e 95% das concentrações e eficiências de remoção. Isto foi realizado com a finalidade de valorizar todas as estações da mesma forma, sabendo da variabilidade dos dados de cada ETE. Assim, independentemente do número de dados de cada ETE, todas entrariam com o mesmo peso nesta avaliação, uma vez que seriam representadas por três dados relacionados com as suas estatísticas principais (percentis 5%, 50% e 95%). Isto também foi realizado para reduzir a quantidade de dados e desta maneira poder apresentar os resultados em gráficos e em tabelas, pois ia ser muito difícil mostrar os resultados de 100 ETEs ou mais num só gráfico.

Para realizar o cálculo das três novas estatísticas, antes foi verificado que dentro de cada configuração tenha-se pelo menos cinco ETEs com informação das concentrações afluentes e efluentes e das eficiências de remoção de cada parâmetro em estudo. Como foi comentado anteriormente, muitas ETEs não apresentaram esta informação, portanto para ter maior confiabilidade nos resultados foi estabelecido este requisito de ter pelo menos 5 ETEs para realizar os cálculos estatísticos.

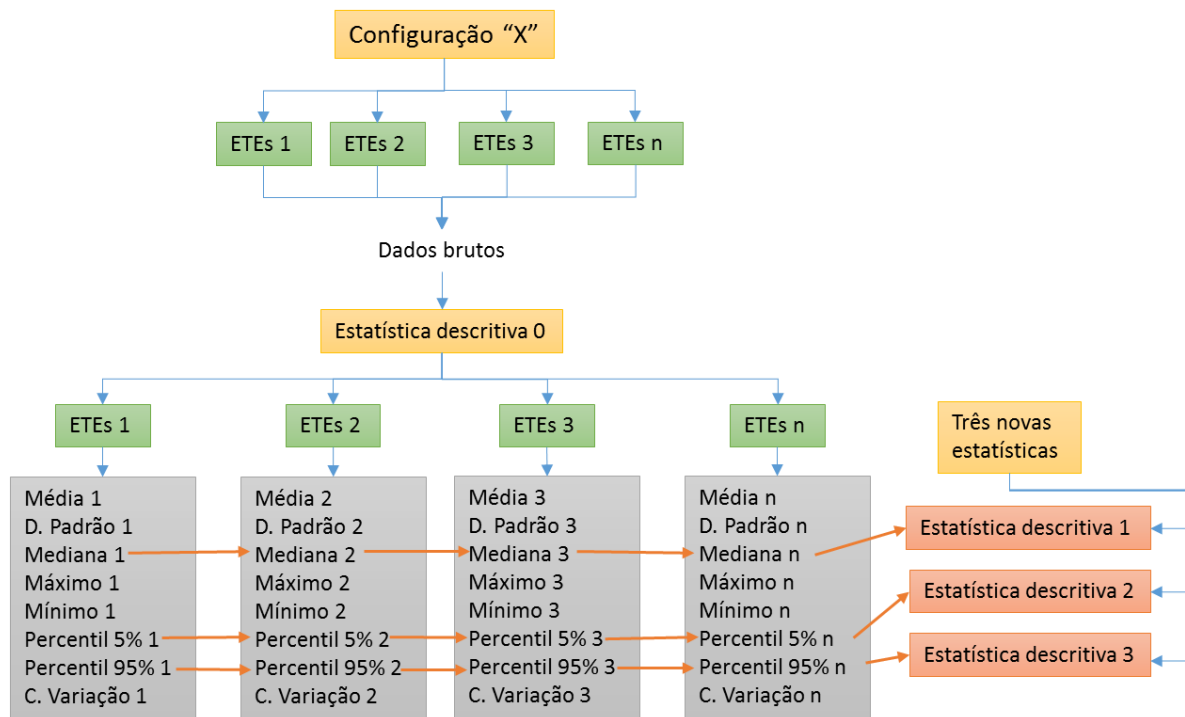


Figura 4.4 Fluxograma das etapas para o cálculo das estatísticas descritivas dos dados de monitoramento (afluente e efluente) e eficiências de remoção das ETEs em estudo.

Para a planilha geral de desempenho de cada configuração, cada ETE entrou com os percentis 5%, 50% (mediana) e 95% dos principais parâmetros, visando desta forma, apresentar os principais dados de tendência central e dos extremos. Com estes resultados obteve-se a informação para cumprir o primeiro objetivo.

Os testes estatísticos não paramétricos de Kruskal-Wallis e de comparações múltiplas foram aplicados para verificar a existência de diferenças significativas entre as diferentes configurações em termos das eficiências de remoção dos cinco parâmetros em estudo. Foi utilizado o Software *Action*® e trabalhou-se com um nível de significância de 0,05. Estes testes não foram aplicados para as concentrações efluentes desde que são configurações diferentes, cujo desempenho difere de uma para outra e, portanto não é possível comparar os efluentes entre elas. Tampouco foi aplicado para as concentrações afluentes, embora elas não dependam do processo de tratamento, elas são características de cada região.

4.3. Estabelecimento das metas de qualidade para o efluente final

Quanto ao segundo objetivo, foram estabelecidas metas de qualidade para o efluente final dos sistemas de lagoas de estabilização para os parâmetros DBO, SST, N-Amoniacal, C. Termo e *E. coli*, de acordo com os limites encontrados na literatura e com aqueles exigidos nos países

ou regiões onde estão localizados os sistemas em estudo. Na Tabela 3.8 pode se observar os limites máximos permitidos especificados nos locais de estudo, para descarga de efluentes em corpos de água. A partir destes valores foram estabelecidas as metas de qualidade para os fins deste estudo, apresentados na Tabela 4.4 (concentrações máximas permitidas para o efluente) e na Tabela 4.5 (eficiência mínimas de remoção). Cabe ressaltar que as metas antes colocadas não estão relacionadas umas com outras (em cada linha das tabelas), sendo que a eleição para cada constituinte foi de forma independente.

Tabela 4.4 Metas de qualidade para as concentrações efluentes

DBO	SST	N- Amoniacal	C. Termo	<i>E. coli</i>
mg/L	mg/L	mg/L	NMP/100mL	NMP/100mL
20	20	5	1,00E+02	1,00E+02
60	60	10	1,00E+03	1,00E+03
100	100	15	1,00E+04	1,00E+04
140	140	20	1,00E+05	1,00E+05

Tabela 4.5 Metas de qualidade para as eficiências de remoção

DBO	SST	N- Amoniacal	C. Termo	<i>E. coli</i>
%	%	%	Uni. Log	Uni. Log
60	60	50	2	2
70	70	60	3	3
80	80	70	4	4
90	90	80	5	5

Uma vez estabelecidas as metas para as concentrações dos efluentes e das eficiências de remoção dos parâmetros em estudo de cada umas das ETEs, foram calculadas as percentagens de atendimento às metas para concentrações efluentes máximas e eficiências de remoção mínimas para cada ETE.

A razão de atendimento às metas estabelecidas está dada pelas equações 4.1 e 4.2:

$$\% \text{ de atendimento} = \text{Nce} / \text{Ntc} \quad \text{Equação 4.1}$$

$$\% \text{ de atendimento} = \text{Nef} / \text{Nte}$$

Equação 4.2

Onde,

Nce = Número de amostras com concentrações efluentes inferiores à meta de concentração




Ntc = Número total de amostras das concentrações efluentes

Nef = Número de amostras com eficiências de remoção superiores à meta de concentração

Nte = Número total de amostras das eficiências de remoção

Seguindo uma metodologia similar à de Oliveira (2006), para efeitos de comparação e avaliação do atendimento às metas estabelecidas entre as configurações foram estabelecidos três critérios, conforme Tabela 4.6:

Tabela 4.6 Critérios de avaliação ao atendimento às metas de qualidade do efluente

Critérios	% de Atendimento à meta	Conclusão
A	$\geq 90\%$	Alto 
B	$50\% < e < 90\%$	Médio 
C	≤ 50	Baixo 

O critério A, o qual sugere que 90% ou mais das amostras cumpram com a meta estabelecida; sendo este o critério mais rigoroso, dá como conclusão de que o atendimento daquela configuração é alto. O critério B, estabelece que a configuração tem um atendimento médio quando as amostras têm o percentual de atendimento entre 50% e 90%; por último, o critério C indica que a configuração tem um atendimento baixo, sendo que suas amostras tem um percentual de atendimento igual ou menor a 50%. Estes critérios foram usados tanto para as metas de concentração do efluente quanto para as metas de eficiências de remoção de DBO, SST, N-Amoniacal, C. Termo e *E. coli*. A avaliação foi feita para cada ETE dentro de cada configuração e para cada parâmetro separadamente.

Também foram realizados gráficos *box-plot* que apresentam a variabilidade das configurações ao atendimento às metas de qualidade do efluente.

4.4. Influência de fatores operacionais e ambientais

Para cumprir os dois últimos objetivos, foi construída uma tabela resumo com os percentis 5%, 50% (mediana) e 95% das concentrações dos efluentes e eficiências de remoção dos cinco parâmetros em estudo para cada ETE (não é apresentado neste documento devido ao seu grande tamanho); nesta mesma tabela foram colocados, junto a cada ETE, os valores respectivos dos fatores operacionais (TDH = tempo de detenção hidráulica, TAM = taxa de aplicação mássica e IS = índice de sobrecarga) e fatores ambientais (temperatura e índice de insolação). Isto foi realizado para cada uma das sete configurações em estudo.

Para os fatores operacionais, TDH e a TAM, foi utilizada a mediana destes valores de cada ETE, sendo importante mencionar que a TAM foi obtida para cada parâmetro analisado, assim se estamos falando de DBO, o valor da TAM será referente à carga de DBO; se estamos falando de SST, a TAM será referente à carga de SST e assim sucessivamente para os outros parâmetros. O índice de sobrecarga foi calculado por meio do quociente entre a vazão (mediana) e a vazão de projeto de cada ETE. Como foi falado anteriormente, muitas das ETEs não apresentaram dados de monitoramento de vazão, portanto não foi possível obter este índice. É importante mencionar que os TDH superiores a 150 dias foram descartados da análise; isto porque tinha-se alguns casos em que o TDH era superior a 1000 dias (ETEs dos Estados Unidos, conforme já foi explicado que estas ETEs têm diferente funcionamento, tipo reservatório, o qual aumenta consideravelmente o TDH). Portanto para ter uma faixa mais homogênea de TDH, foi adotado o valor máximo de 150 dias. Este valor foi adotado baseado no TDH máximo das lagoas em estudo no Brasil (já que estas são maioria após as dos Estados Unidos).

Para os fatores ambientais foi utilizada uma planilha em Excel da NASA (disponível em <https://eosweb.larc.nasa.gov/sse/>), a mesma que tem os dados médios de temperatura ambiente e insolação baseados na estatística de 22 anos (1983-2005) de monitoramento. Esta planilha utiliza a longitude e latitude do local que deseja-se obter a informação. Na Figura 4.5 tem-se um exemplo de como funciona esta planilha, assim para a ETE MO EO com latitude 39,23 e longitude -91,02, temos como resultado uma temperatura média anual de 12,4°C. Observa-se que, além de mostrar a temperatura média anual, mostra-se as médias para cada mês do ano, porém para esta pesquisa foi utilizado o valor médio anual.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	
1	NASA Surface meteorology and Solar Energy (SSE) Release 6.0 Data Set (Nov 2007)										Link					
2	22-year Monthly & Annual Average (July 1983 - June 2005)										https://eosweb.larc.nasa.gov/sse/					
3	Parameter: Air Temperature at 10 m Above The Surface Of The Earth (deg C)															
4	Internet: http://eosweb.larc.nasa.gov/sse/															
5	Note 1: SSE Methodology & Accuracy sections online															
6	Note 2: Lat/Lon values indicate the lower left corner of a 1x1 degree															
7	region. Negative values are south and west; positive values are north															
8	and east. Boundaries of the -90/-180 region are -90 to -89 (south)															
9	and -180 to -179 (west). The last region, 89/180, is bounded by 89 to															
10	90 (north) and 179 to 180 (east). The mid-point of the region is +0.5															
11	added to the the Lat/Lon value.															
12	These data are regional averages; not point data.															
13	Created: November 27, 2007															
14	Lat	Lon	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Ann	
46544	39	-91	-2,49	0,36	5,6	12,6	18,59	23,26	25,57	24,64	20,19	14,3	6,64	-0,42	12,4	
64815																

Figura 4.5 Valores de Temperatura ambiente obtidos a partir da planilha da NASA. Fonte: NASA (2007)

Uma vez feita a tabela, foi obtido o coeficiente de correlação de Spearman, com o objetivo de conhecer se existe associação ou não entre as variáveis (fatores de influência, as concentrações efluentes e as eficiências de remoção). Os coeficientes de correlação foram obtidos unicamente quando as variáveis preditivas (fatores ambientais e operacionais) apresentavam 5 ou mais dados para cada configuração, ou seja quando cinco ou mais ETes apresentavam informação destes fatores. Por exemplo, na configuração LAE+LF/LM, dados de concentrações efluentes de *E. coli* apresentaram só 2 das 17 ETes, sendo descartado da análise de correlação. Foram observados dados atípicos que poderiam forçar o valor de r_s , para isso foi aplicado o teste de Grubbs, para obtenção de “outliers”, os quais foram avaliados para ver se o seu descarte vale ou não a pena. Após determinada a existência de correlação, foi avaliado qualitativamente o valor de r_s segundo a Tabela 4.7. Foram realizados gráficos de dispersão para aquelas variáveis que apresentaram correlação significativa ($p \leq 0,05$) e $|r_s| \geq 0,60$.

Tabela 4.7 Avaliação qualitativa do grau de correlação entre duas variáveis.

$ r_s $	A correlação é dita
0	Nula
0 - 0,3	Fraca
0,3 - 0,6	Regular
0,6 - 0,9	Forte
0,9 - 1	Muito forte
1	Plena ou perfeita

Fonte: Callegari-Jacques (2003)

Para a correlação de Spearman foram consideradas como variáveis-resposta as concentrações efluentes e as eficiências de remoção dos parâmetros DBO, SST, N-Amoniacal, C. Termo e *E. coli*; e como variáveis preditivas os fatores operacionais: tempo de detenção hidráulica (TDH), taxa de aplicação mássica (TAM) e índice de sobrecarga (IS); e os fatores ambientais:

Temperatura ambiente e insolação. Neste item foi utilizado o software MINITAB® 17.1.0 e um nível de significância de 0,05.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Número de dados utilizados

Um total de 388 ETEs foram avaliadas, obtendo-se sete configurações de tratamento, sendo as mais utilizadas as formadas por lagoa facultativa seguida por lagoa de maturação, com um total de 170 ETEs; a outra configuração mais utilizada foi de lagoas facultativas com 88 ETEs. Os processos anaeróbios foram os menos utilizados, sendo a configuração de lagoa anaeróbia seguida de lagoa de maturação a mais utilizada em 45 ETEs e a configuração menos utilizada foi a formada por reator anaeróbio seguida por outro tratamento e seguida de lagoa de maturação com um total de 11 ETEs. A Tabela 4.1 (secção 4.1) apresenta com maior detalhes estes valores.

Tabela 5.1 Estatística descritiva referente ao número de dados dos constituintes

	Estatística	DBO	SST	N- Amoniacal	C. Termo	<i>E. coli</i>
Afluente	Média	92	62	153	187	12
	DP	152	69	245	413	1
	Md	27	16	151	183	9
	Mín.	0	0	0	0	0
	Máx.	1110	1146	576	1030	167
	Total	5825	4879	1564	2881	464
Efluente	Média	50	56	40	44	15
	DP	51	54	27	61	6
	Md	27	33	27	17	10
	Mín	5	0	5	5	5
	Máx	1017	1059	531	956	130
	Total	13590	12884	9576	5007	1069

DP= Desvio padrão; Md= mediana; Mín.= mínimo e Máx.= máximo.

Na Tabela 5.1 apresenta-se a estatística descritiva referente ao número de dados de monitoramento dos parâmetros estudados (DBO, SST, N-Amoniacal, C. Termo e *E. coli*) disponibilizados pelas ETEs. Considerando os dados afluentes e efluentes, um total de 57739 dados foram analisados, dos quais 15613 foram de afluente e 42126 do efluente. Com isto verifica-se que os dados efluentes representam mais da metade (73%) dos dados totais avaliados e os dados afluentes representam somente 27%.

5.2. Concentrações afluentes e efluentes

Visando o conhecimento e caracterização dos dados brutos de cada uma das ETEs, foi realizado um estudo estatístico relativo às concentrações afluentes e efluentes dos cinco constituintes (DBO, SST, N-Amoniacal, C. Termo e *E. coli*). Na Tabela 5.2 apresentam-se os resultados das estatísticas descritivas, considerando-se todos os dados amostrais, independentemente da configuração.

Tabela 5.2 Estatística descritiva das concentrações afluentes e efluentes dos parâmetros estudados

Estatística	DBO (mg/L)	SST (mg/L)	N- Amoniacal (mg/L)	C. Termo (NMP/100mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)
N	5825	4879	1564	2881	464
Média	415	318	32	9,54E+07	9,14E+08
DP	152	135	15	1,05E+08	1,95E+09
Md	431	355	41	2,70E+07	2,60E+07
Mg	345	271	28	4,86E+07	3,77E+07
Mín	92	57	9	7,62E+06	1,86E+06
Máx	985	806	65	2,67E+08	3,11E+10
CV	0,37	0,43	0,45	1,10	2,13
N	13590	12884	9576	5007	1069
Média	51	68	12	1,91E+05	9,18E+06
DP	30	42	9	2,72E+05	2,35E+07
Md	50	62	11	7,95E+03	2,36E+05
Mg	33	42	4	3,05E+03	9,75E+03
Mín	3	0,4	0,0	7,14E+00	1,00E+00
Máx	280	498	51	4,17E+06	6,22E+08
CV	0,59	0,62	0,74	1,42	2,56

N= número de dados; DP= desvio padrão; Md= mediana; Mg= média geométrica; Mín.= mínimo; Máx.= máximo e CV= coeficiente de variação.

As concentrações afluentes foram comparadas com as concentrações de esgoto bruto doméstico reportados na literatura (Tabela 5.3). Os valores médios observados de DBO, SST e N-Amoniacal foram superiores aos reportados na literatura, porém as faixa são muito

similares. A Tabela 5.4 mostra um resumo com as concentrações afluentes observadas e as usuais.

Tradicionalmente, as concentrações afluentes (esgoto bruto) de 300mg/L (VON SPERLING, 2014a) são utilizadas para estudos e projetos de sistemas de tratamento, no entanto, os valores da média e mediana obtidos da análise estatística, indicam valores superiores a 400 mg/L, valor que poderia ser considerado para futuros projetos, para os quais deverão ser também considerados os diferentes fatores ambientais e operacionais.

As médias geométricas dos parâmetros de *C. Termo* e *E. coli* encontram-se dentro das faixas estabelecidas na literatura.

Tabela 5.3 Comparação entre concentrações afluentes usuais e observadas dos constituintes

Parâmetro	Concentrações usuais**		Concentrações observadas***		
	Faixa	Média	Faixa	Média	Mediana
DBO (mg/L)	115 - 479	285	165 - 567	415	431
SST (mg/L)	63 - 507	265	121 - 672	318	355
N-Amoniacal (mg/L)	9 - 48	30	-	-	-
<i>C. Termo</i> (NMP/100mL)	5,13E+06 – 1,50E+08	8,77E+07	4,43E+06 – 1,13E+08	9,54E+07	4,86E+07*
<i>E.coli</i> (NMP/100mL)	1,00E+06 – 1,00E+09	-	1,08E+07 – 2,36E+08	9,14E+08	3,77E+07*

*Valor referente à média geométrica. **As faixas e valores para as concentrações usuais foram calculadas a partir da Tabela 5.3, considerando unicamente os valores típicos, ou seja, para a faixa foi calculado o valor máximo e mínimo de todos os valores na coluna “Típicos” e a média foi calculada a partir da média dessa mesma coluna. ***No item 5.4 está explicado como foram obtidas estas faixas.

Os resultados referentes às estatísticas do percentil 50% das concentrações afluentes e efluentes para cada uma das configurações apresentam-se nas Tabela 5.5 e 5.6, respetivamente. Relembrando que esta estatística foi realizada utilizando as configurações que possuem igual o mais de cinco ETEs com a informação de cada parâmetro. Por este motivo observa-se várias configurações em branco, sendo devido à insuficiência de informação para realizar a estatística descritiva.

Tabela 5.4 Valores de esgoto doméstico bruto reportados na literatura

Referência	País	DBO (mg/L)		SST (mg/L)		N-Amoniacal (mg/L)		C. Termo (NMP/100mL)		<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	
		Faixa	Típico	Faixa	Típico	Faixa	Típico	Faixa	Típico	Faixa	Típico
Noyola <i>et al.</i> (2012)	América Latina	-	244	-	264	-	-	-	1,20E+08	-	-
Colmenarejo <i>et al.</i> (2006)	Espanha	-	225	-	194	-	-	-	-	-	-
Jordão e Pessôa (2014)	Brasil	200 - 400	-	120 - 230	-	10 - 20	-	1,00E+05 - 1,00E+08	-	1,00E+09	-
von Sperling (2014a)	Brasil	250 - 400	300	200 - 450	350	20 - 35	25	1,00E+06 - 1,00E+09	-	1,00E+06 - 1,00E+09	-
Hayati <i>et al.</i> (2013)	Irã	-	464	-	224	-	-	-	-	-	-
Recault <i>et al.</i> (1995)	França	-	277	-	256	-	48	-	-	-	-
Silva <i>et al.</i> (1987)	Brasil	-	128	-	184	-	27	-	1,20E+08	-	-
Farzadkia <i>et al.</i> (2014)	Irã	-	272	-	259	-	-	-	-	-	-
Oakley <i>et al.</i> (2000)	Nicarágua	-	344	-	314	-	-	-	1,50E+08	-	-
Oakley <i>et al.</i> (2000)	Nicarágua	-	293	-	236	-	-	-	6,10E+07	-	-
Sánchez e Matsumoto (2012)	Brasil	66 - 469	235	108 - 705	325	5 - 18	9	-	5,10E+06	-	-
Faleschini <i>et al.</i> (2012)	Argentina	-	115	-	103	-	42	-	-	-	-
Rahmatiyar <i>et al.</i> (2015)	Irã	-	371	-	378	-	-	-	-	-	-
Rahmatiyar <i>et al.</i> (2015)	Irã	-	479	-	507	-	-	-	-	-	-
Gratziou <i>et al.</i> (2007)	Grécia	330 - 471	400	78 - 565	320	-	-	1,00E+06 - 1,40E+08	7,10E+07	-	-
Szabo e Engle (2010)	Malásia	-	122	-	63	-	-	-	-	-	-

Tabela 5.5 Estatística Descritiva referentes ao percentil 50% das concentrações afluentes

Constituinte	Parâmetro	Configurações de sistemas de lagoas de estabilização						
		LF	LAN+LF	LF+LM	LAE+LF/LM	RA+LF	RA+OT+LM	L+PT
DBO (mg/L)	Média	526	468	434	111	496	454	-
	DP	169	161	224	25	162	224	-
	Md	492	453	410	102	439	422	-
	Mg	499	439	370	109	474	401	-
	Mín	161	144	119	92	280	126	-
	Máx	931	985	735	146	806	931	-
SST (mg/L)	Média	399	383	213	119	491	-	-
	DP	97	105	106	35	167	-	-
	Md	400	397	180	132	439	-	-
	Mg	385	367	183	114	466	-	-
	Mín	126	144	57	69	280	-	-
	Máx	655	610	368	144	806	-	-
N-Amoniacal (mg/L)	Média	43	-	-	-	-	-	-
	DP	11	-	-	-	-	-	-
	Md	42	-	-	-	-	-	-
	Mg	41	-	-	-	-	-	-
	Mín	22	-	-	-	-	-	-
	Máx	65	-	-	-	-	-	-
C. Termo (NMP/100mL)	Média	3,47E+07	4,66E+07	-	-	-	2,82E+07	-
	DP	3,12E+07	5,97E+07	-	-	-	8,65E+06	-
	Md	2,55E+07	2,84E+07	-	-	-	2,33E+07	-
	Mg	2,68E+07	3,14E+07	-	-	-	2,72E+07	-
	Mín	7,62E+06	7,84E+06	-	-	-	2,12E+07	-
	Máx	1,49E+08	2,53E+08	-	-	-	4,17E+07	-
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	Média	2,81E+07	4,40E+09	-	-	-	-	-
	DP	9,97E+06	1,02E+10	-	-	-	-	-
	Md	2,43E+07	2,96E+07	-	-	-	-	-
	Mg	2,66E+07	9,19E+07	-	-	-	-	-
	Mín	1,51E+07	1,06E+07	-	-	-	-	-
	Máx	4,33E+07	3,11E+10	-	-	-	-	-

DP= desvio padrão; Md= mediana; Mg= média geométrica; Mín.= mínimo; Máx.= máximo; LF = lagoa facultativa; LAN+LF = lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa; LF+LM = lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação; LAE+LF/LM = lagoa aerada seguida de lagoa facultativa e/ou de maturação; RA+LF = reator anaeróbio seguido de lagoa facultativa; RA+OT+LM = reator anaeróbio seguido de outro tratamento (lagoa anaeróbia ou filtro anaeróbio) e seguido de lagoa de maturação; L+PT = lagoa seguido de pós-tratamento (desinfecção, wetlands, fluxo superficial, etc.).

Tabela 5.6 Estatística Descritiva referentes ao percentil 50% das concentrações efluentes

Constituinte	Parâmetro	Configurações de sistemas de lagoas de estabilização						
		LF	LAN+LF	LF+LM	LAE+LF/LM	RA+LF	RA+OT+LM	L+PT
DBO (mg/L)	Média	94	71	27	18	64	65	16
	DP	63	26	32	9	43	50	7
	Md	93	69	19	17	62	50	14
	Mg	68	65	21	16	46	48	15
	Mín	3	6	6	3	3	3	5
	Máx	280	151	179	38	171	220	35
SST (mg/L)	Média	124	127	39	30	65	-	26
	DP	117	87	32	16	42	-	13
	Md	150	122	32	27	62	-	26
	Mg	99	104	32	25	51	-	22
	Mín	3	11	6	7	6	-	5
	Máx	490	498	206	57	171	-	54
N-Amoniacal (mg/L)	Média	13	20	2	4	-	21	2
	DP	9	7	4	5	-	19	2
	Md	13	17	1	2	-	11	1
	Mg	7	18	1	2	-	11	2
	Mín	0,16	12	0,02	0,11	-	0,56	0,10
	Máx	30	35	30	13	-	51	10
C. Termo (NMP/100mL)	Média	6,95E+05	4,05E+05	3,04E+02	2,25E+03	-	2,29E+05	4,83E+02
	DP	8,21E+05	5,06E+05	4,55E+02	3,42E+03	-	4,23E+05	7,06E+02
	Md	5,35E+05	2,21E+05	1,39E+02	9,80E+01	-	1,59E+04	1,84E+02
	Mg	1,27E+05	1,80E+05	1,54E+02	2,94E+02	-	1,21E+04	1,67E+02
	Mín	1,43E+01	7,14E+00	2,00E+01	2,98E+01	-	5,85E+01	1,00E+01
	Máx	4,17E+06	2,10E+06	2,21E+03	9,00E+03	-	1,06E+06	2,48E+03
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	Média	8,92E+05	5,02E+05	1,31E+02	-	3,24E+05	6,26E+07	3,04E+01
	DP	4,50E+05	8,34E+05	1,09E+02	-	2,29E+05	1,86E+08	2,97E+01
	Md	1,02E+06	2,36E+05	1,34E+02	-	2,47E+05	2,72E+05	2,84E+01
	Mg	6,98E+05	2,28E+05	6,41E+01	-	2,55E+05	2,93E+05	1,85E+01
	Mín	1,22E+05	2,52E+04	1,00E+00	-	8,61E+04	2,58E+03	3,01E+00
	Máx	1,37E+06	3,06E+06	3,06E+02	-	7,55E+05	6,22E+08	7,92E+01

DP= desvio padrão; Md= mediana; Mg= média geométrica; Mín.= mínimo; Máx.= máximo; LF = lagoa facultativa; LAN+LF = lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa; LF+LM = lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação; LAE+LF/LM = lagoa aerada seguida de lagoa facultativa e/ou de maturação; RA+LF = reator anaeróbio seguido de lagoa facultativa; RA+OT+LM = reator anaeróbio seguido de outro tratamento (lagoa anaeróbia ou filtro anaeróbio) e seguido de lagoa de maturação; L+PT = lagoa seguido de pós-tratamento (desinfecção, wetlands, fluxo superficial, etc.).

Nas Figuras 5.1, 5.2, 5.3, 5.4 e 5.5 apresentam-se os gráficos box-plot correspondentes às concentrações afluentes e efluentes de DBO, SST, N-Amoniacal, C. Termo e *E. coli*, respectivamente, para cada uma das sete configurações que apresentaram cinco ou mais ETEs

com esta informação, cujas estatísticas foram calculadas com os percentis 50% de cada ETE. Das tabelas anteriores e das figuras seguintes observa-se que:

DBO

Afluente: Todas as configurações, com exceção de LAE+LF/LM, apresentaram concentrações afluentes de DBO muito similares, cujas medianas variaram entre 410 mg/L e 492 mg/L, superiores ao valor médio reportado na literatura de 285 mg/L (Tabela 5.4). Para o caso da configuração de LAE+LF/LM, as concentrações afluentes são muito inferiores às outras configurações, apresentando uma mediana de 102 mg/L (valor incluso menor ao limite inferior de 115 mg/L estabelecido na literatura). A mediana total foi de 431 mg/L, bem acima do valor na literatura. Com valores típicos em torno de 400 mg/L, este esgoto estaria classificado como esgoto doméstico forte (JORDÃO e PESSÔA, 2014). A configuração LF foi a que apresentou maior concentração afluente (mediana igual a 492 mg/L).

Efluente: Quanto às concentrações efluentes, observa-se que em todas as configurações a DBO foi reduzida a mais da metade dos valores do afluente. Observa-se também que há maior variabilidade das concentrações entre as configurações. A mediana total foi de 50 mg/L. A configuração que teve menor concentração efluente foi L+PT, e pelo contrário, a LF apresentou a maior concentração (93 mg/L), a mesma que apresentou a maior concentração afluente (492mg/L), incluso foi maior às concentrações efluentes estabelecidas na literatura (em torno de 60 mg/L, dependendo do tipo de sistema de lagoas) por von Sperling (2014c). Porém, quando comparada com a concentração do efluente (120 mg/L) obtida por Oliveira (2006) em lagoas facultativas, o valor desta pesquisa foi menor.

Estes resultados podem ser observados também na Figura 5.1, gráficos box-plot referentes às concentrações afluentes e efluentes de DBO para cada configuração em estudo.

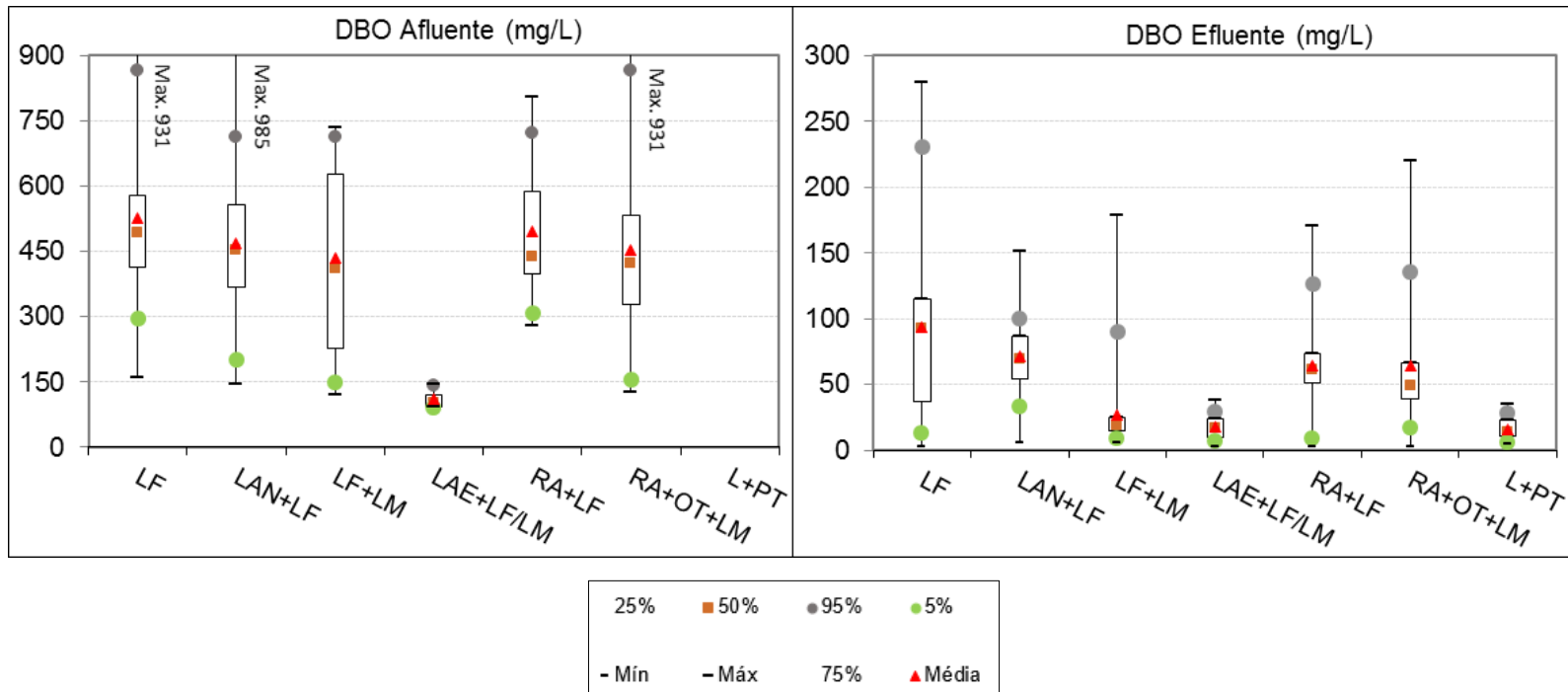


Figura 5.1 Concentrações afluentes e efluentes de DBO das diferentes configurações. Gráficos construídos com as medianas de concentração de cada ETE

SST

Afluente: Neste parâmetro houve maior variabilidade, sendo que as configurações LF e LAN+LF apresentaram concentrações afluentes muito similares, cujas medianas foram de 400 mg/L e 397 mg/L, respectivamente, e dentro da faixa na literatura (Tabela 5.4). Para as outras configurações, as medianas estiveram entre 132 mg/L e 439 mg/L (valores também dentro da faixa na literatura), sendo que a configuração LAE+LF/LM apresentou novamente a menor concentração afluente (132 mg/L). A mediana total foi de 397 mg/L (superior ao estabelecido na literatura), cujo valor classifica o afluente como esgoto doméstico forte (JORDÃO e PESSÔA, 2014).

Efluente: Quanto às concentrações efluentes, observou-se também uma ampla variabilidade entre as configurações. As maiores concentrações efluentes foram dos sistemas que incluem como estágio final lagoas facultativas: LF (150 mg/L) e LAN+LF (132 mg/L), resultado que era esperado porque neste tipo de lagoas as algas (associadas aos SST) saem com efluente final, sendo este fenômeno muito comum. As configurações com menor concentração efluente foram a LF+LM e a LAE+LF/LM, com medianas de 32 mg/L e 27 mg/L, respectivamente. A mediana total foi de 47 mg/L. Em torno de 70 mg/L é a concentração efluente esperada de SST (dependendo do tipo de sistema de lagoas) segundo von Sperling (2014c), sendo que os resultados nesta pesquisa apresentam valores menores aos esperados na literatura. Os valores obtidos por Oliveira (2006) para sistemas com lagoas estiveram entre 80 e 340 mg/L, sendo também superiores aos obtidos nesta pesquisa.

RA+OT+LM não apresentou o mínimo de 5 ETEs para realizar a análise de concentrações afluentes e efluentes.

Na Figura 5.2 apresenta-se os gráficos box-plot das concentrações afluentes e efluentes de SST correspondentes a cada configuração em estudo.

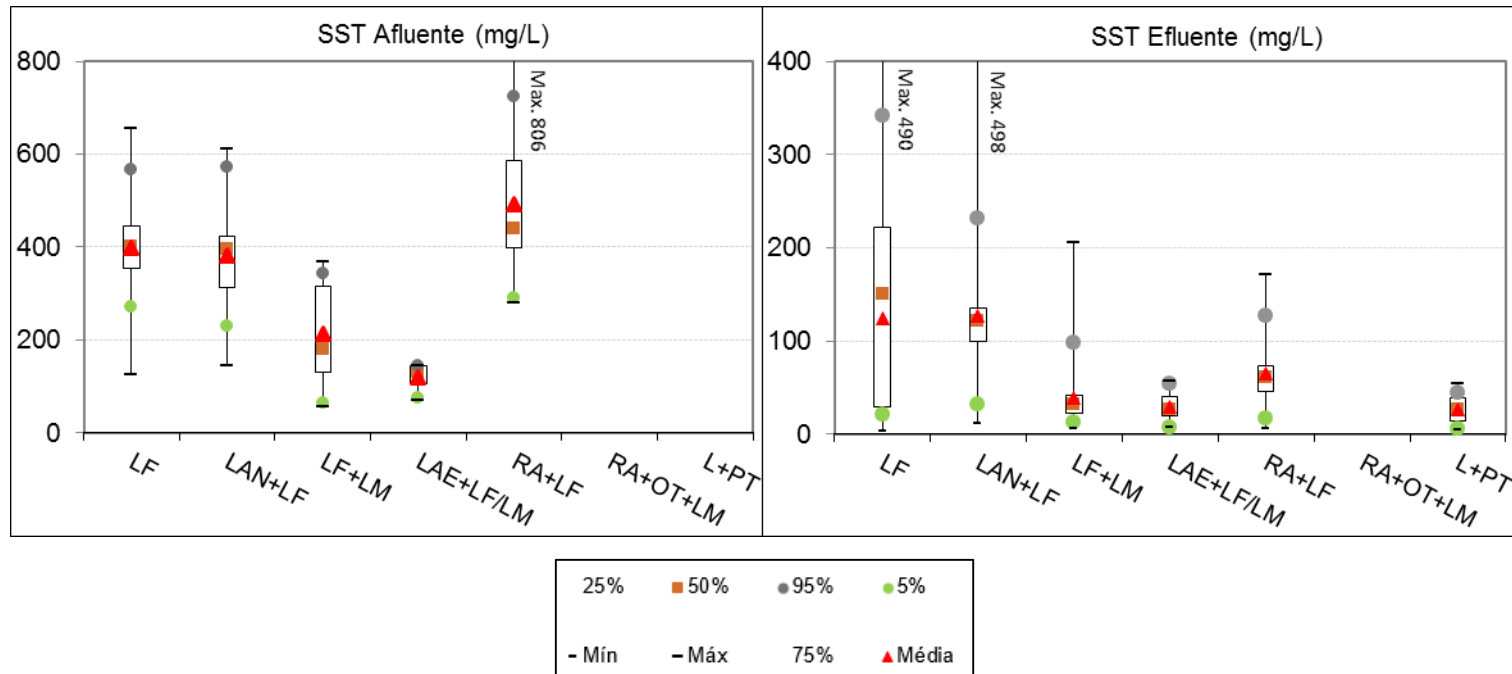


Figura 5.2 Concentrações afluentes e efluentes de SST das diferentes configurações. Gráficos construídos com as medianas de concentração de cada ETE.

N-Amoniacal

Afluente: quanto às concentrações afluentes deste parâmetro foi observada a grande falta de dados, sendo que a única configuração que teve mínimo cinco ETEs com esta informação foi a configuração LF. Isto demonstra que o monitoramento de N-Amoniacal afluente é muito escasso, o que poderia ser que nas Leis ou normativas ambientais nem sempre requerem o monitoramento deste parâmetro. Para a configurações LF a mediana foi de 42 mg/L, dentro da faixa da literatura, mas superior à média.

Efluente: Quanto às concentrações efluentes, observou-se que, para este caso, já todas as configurações apresentam informações. Houve uma ampla variabilidade entre as configurações. Houve concentrações muito baixas de 1 mg/L correspondentes às configurações LF+LM e L+PT, demonstrando que sistemas com lagoas de estabilização podem ter reduções de nitrogênio, porém, as ETEs destas configurações são especificamente de Missouri, as mesmas que têm o funcionamento tipo reservatório que parece estar favorecendo à remoção deste parametro. Na literatura, valores maiores a 15 mg/L são os geralmente esperados em sistemas de lagoas de estabilização (VON SPERLING, 2014c), nesta pesquisa, foram observados valores menores, sendo que a mediana total do efluente foi de 6 mg/L.

Na Figura 5.3 apresenta-se os gráficos box-plot das concentrações afluentes e efluentes de N-Amoniacal correspondentes a cada configuração em estudo.

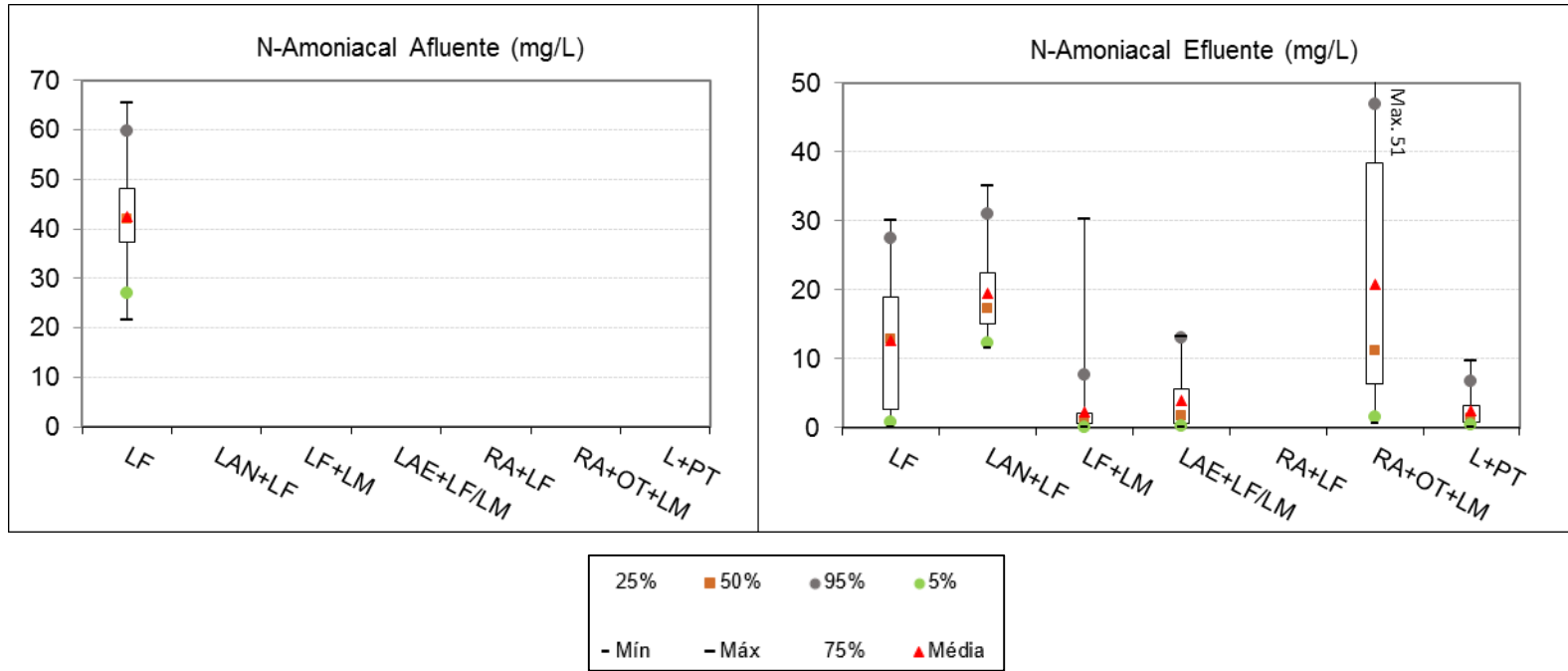


Figura 5.3 Concentrações afluentes e efluentes de N-Amoniacaal das diferentes configurações. Gráficos construídos com as medianas de concentração de cada ETE.

C. Termo

Afluente: da mesma forma como para o N-Amoniacal, observou-se a falta de informação de concentrações afluentes para algumas configurações, como é o caso de LF+LM, LAE+LF/LM, RA+OT e L+PT. Quanto às concentrações afluentes das três configurações que têm esta informação completa, observa-se médias geométricas similares com valores em torno de $2,70E07$ NMP/100mL (LF e RA+OT+LM) e $3,14E07$ NMP/100mL (LAN+LF), cujos valores encontram-se dentro da faixa da literatura (Tabela 5.4). A média geométrica total foi de $2,84E+07$ NMP/100mL, valor menor ao reportado na literatura.

Efluente: Para as concentrações efluentes a informação já é completa para todas as configurações. As LF e LAN+LF têm médias geométricas similares, com valores de $1,27E+05$ NMP/100mL e $1,80E+05$ NMP/100mL. As outras configurações apresentaram concentrações mais variáveis entre si e com valores menores do que as primeiras configurações mencionadas. A configuração que apresentou menor concentração efluente foi a LF+LM ($1,54E+02$ NMP/100mL). A média geométrica geral foi de $3,58E+03$ NMP/100mL. Comparando as concentrações dos efluentes citadas (em torno de $1,00E+05$ NMP/100mL, dependendo do tipo de sistema de lagoa) por von Sperling (2014c), os valores desta pesquisa foram inferiores. Por outro lado, quanto às configurações LF e LAN+LF, estes estão de acordo com os valores obtidos por Oliveira (2006) para este tipo de configurações.

Na Figura 5.4 apresenta-se os gráficos box-plot das concentrações afluentes e efluentes de C. Termo para cada configuração. Por questão de uniformização com as figuras anteriores, estes gráficos foram elaborados utilizando também as medianas e não a média geométrica.

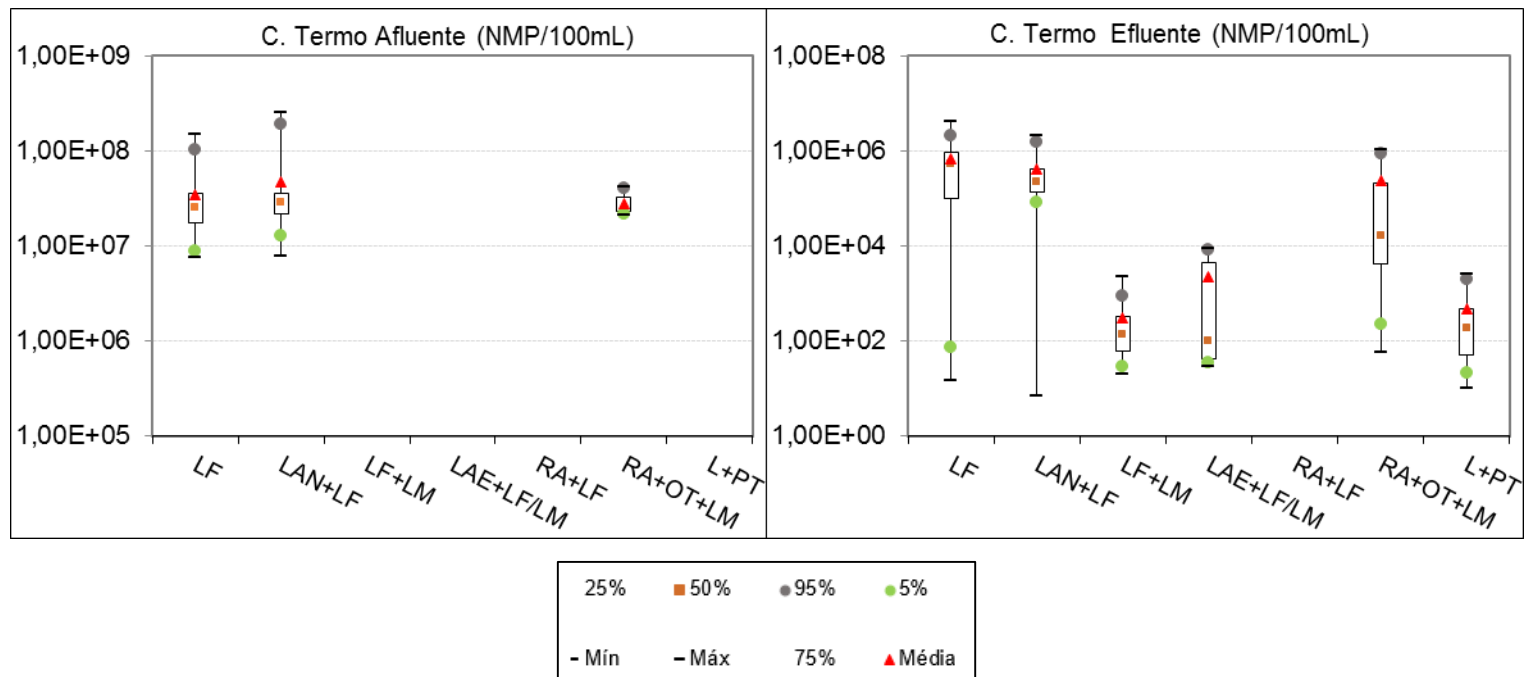


Figura 5.4 Concentrações afluentes e efluentes de C. Termo das diferentes configurações. Gráficos construídos com as medianas de concentração de cada ETE.

E. coli:

Afluente: para este parâmetro observou-se também escassez de dados. A configuração LF teve comportamento similar à de C. Termo, com média geométrica de $3,77E+07$ NMP/100mL. A configuração LAN+LF teve muita variabilidade nos valores, o que pode ser observado na Figura 5.5; a média geométrica resultou em $4,94E+07$ NMP/100mL, estando dentro da faixa na literatura (Tabela 5.4).

Efluente: Quanto às concentrações efluentes, observou-se uma grande variabilidade entre as configurações. A média geométrica total da concentração efluente de *E. coli* foi de $1,56E+04$ NMP/100mL. Na Figura 5.4 apresentam-se os gráficos box-plot das concentrações afluentes e efluentes de *E. coli* para cada configuração.

Considerando as concentrações efluentes dos microrganismos indicadores (*C. Termo* e *E. coli*), tem-se que as configurações LF+LM, LAE+LF/LM e L+PT, as quais apresentaram médias geométricas menores a $1,00E+03$ NMP/100mL, o efluente destes sistemas está apto para irrigação irrestrita Tipo A: Irrigação para tubérculos. Para consumo destes alimentos por meio deste tipo de irrigação deve-se alcançar maior remoção dos patógenos (7 unidades log), o qual é obtido a partir da combinação da morte natural (*die-off*) dos patógenos entre a última irrigação e o consumo dos alimentos e o lavar dos alimentos com água antes do consumo (WHO, 2006). As demais configurações apresentaram valores (médias geométricas) acima de $1,00E+03$ NMP/100mL, porém todas estiveram abaixo de $1,00E+06$ NMP/100mL, podendo ser utilizado para irrigação restrita do Tipo H, técnicas de irrigação com elevado potencial de minimização da exposição (irrigação subsuperficial) (WHO, 2006).

Quanto à configuração L+PT foi possível observar que as concentrações efluentes para os 5 parâmetros estudados foram sempre menores que as outras configurações, o que pode ser justificado pelo pós-tratamento que as lagoas recebem. Neste capítulo não foram colocadas as faixas de nenhum parâmetro, já que as estatísticas apresentadas foram referentes às medianas. Mais na frente serão apresentadas as estatísticas dos percentis 5% e 95%, a partir dos quais serão formadas as faixas para as concentrações afluente e efluentes e para as eficiências de remoção de cada parâmetro e para cada configuração.

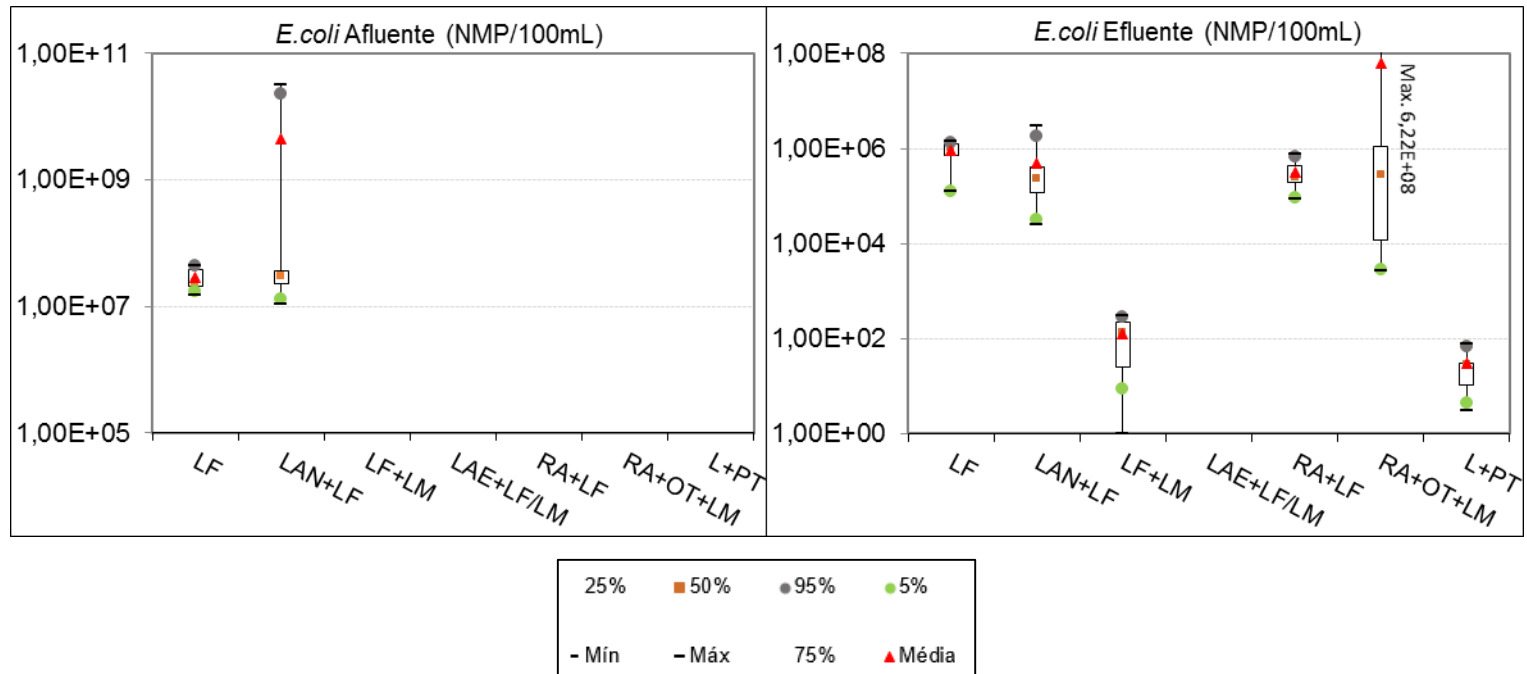


Figura 5.5 Concentrações afluentes e efluentes de *E. coli* das diferentes configurações. Gráficos construídos com as medianas de concentração de cada ETE.

5.3. Eficiências de Remoção dos parâmetros estudados

A fim de estabelecer as eficiências de remoção obtidas e comparar com as eficiências estabelecidas na literatura, mostra-se a Tabela 5.7. As faixas das eficiências de remoção dos cinco parâmetros estudados foram calculadas a partir dos percentis 5% e 95%, os quais estão apresentados no item 5.4.

Tabela 5.7 Eficiências de remoção dos constituintes estudados para cada configuração

Parâmetro	Faixa	LF	LAN+LF	LF+LM	LAE+LF/LM*	RA+LF**	RA+OT+LM***
DBO (%)	Lit.	75 - 85	75 - 85	80 - 85	75 - 85	80 - 85	80 - 85
	Obs.	56 - 89	68 - 92	50 - 90	62 - 94	65 - 95	64 - 93
SST (%)	Lit.	70 - 80	70 - 80	70 - 80	70 - 80	70 - 80	70 - 80
	Obs.	11 - 81	33 - 86	(-21) - 86	21 - 97	61 - 95	47 - 90
N-Amon. (%)	Lit.	< 50	< 50	40 - 80	< 30	40 - 80	40 - 80
	Obs.	26 - 74	-	-	-	-	-
C. Termo (U. Log)	Lit.	1,00 - 2,00	1,00 - 2,00	3,00 - 6,00	1,00 - 2,00	3,00 - 6,00	3,00 - 6,00
	Obs.	0,77 - 2,40	1,33 - 2,86	-	-	-	2,15 - 4,00
<i>E. coli</i> (U. Log)	Lit.	1,00 - 2,00	1,00 - 2,00	3,00 - 6,00	-	3,00 - 6,00	3,00 - 6,00
	Obs.	0,69 - 2,40	1,35 - 2,97	-	-	-	-

Fonte para valores da literatura: von Sperling *et al.* (2003); Oliveira (2006); Jordão e Pessôa (2014) e von Sperling (2014a). *Para as faixas da literatura foram considerados os valores somente para lagoa aerada facultativa. **Para as faixas da literatura foram considerados valores de um sistema UASB + Lagoa de polimento. ***Para as faixas da literatura foram considerados valores para o sistema lagoa anaeróbia + lagoas facultativa + lagoas de maturação. LF = lagoa facultativa; LAN+LF = lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa; LF+LM = lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação; LAE+LF/LM = lagoa aerada seguida de lagoa facultativa e/ou de maturação; RA+LF = reator anaeróbio seguido de lagoa facultativa; RA+OT+LM = reator anaeróbio seguido de outro tratamento (lagoa anaeróbia ou filtro anaeróbio) e seguido de lagoa de maturação; L+PT = lagoa seguido de pós-tratamento (desinfecção, wetlands, fluxo superficial, etc.).

Na Tabela 5.7 observa-se a falta de informação para o parâmetro N-Amoniacal, sendo que não houve pelo menos 5 ETes dentro de cada configuração para obter as eficiências de remoção; o mesmo observa-se para os parâmetros de C. Termo e *E. coli*. De forma geral, as faixas observadas tiveram boa concordância com as da literatura; mas ligeiramente mais amplas. Observa-se que na configuração LF+LM aparece um valor negativo como limite inferior da faixa para o parâmetro de SST. Sabendo que os sólidos são muito frequentes nos

efluentes de lagoas, sobretudo de lagoas facultativas e de maturação devido à presença das algas, então isto pode justificar a obtenção de eficiências de remoção negativa de SST.

As estatísticas descritivas das eficiências de remoção dos constituintes estão apresentadas na Tabela 5.8. Lembrando que esta informação foi calculada a partir de aquelas configurações que apresentaram igual ou mais de cinco ETEs com dados de eficiências de remoção.

Tabela 5.8 Eficiências de remoção dos constituintes estudados para cada uma das configurações

Constituinte	Parâmetro	Configurações de sistemas de lagoas de estabilização					
		LF	LAN+LF	LF+LM	LAE+LF/LM	RA+LF	RA+OT+LM
DBO (%)	Média	78	83	76	86	84	84
	DP	7	7	11	6	6	6
	Md	78	85	75	86	85	86
	Mg	77	83	76	86	84	84
	Mín	61	53	53	81	73	74
	Máx	91	96	93	93	92	93
SST (%)	Média	49	67	25	78	84	71
	DP	22	16	69	3	6	14
	Md	53	71	39	79	86	78
	Mg		63	-	78	84	70
	Mín	-42	9	-154	74	73	55
	Máx	84	92	87	81	92	80
N-Amoniacal (%)	Média	53	-	-	-	-	-
	DP	20	-	-	-	-	-
	Md	57	-	-	-	-	-
	Mg	49	-	-	-	-	-
	Mín	18	-	-	-	-	-
	Máx	84	-	-	-	-	-
C. Termo (Unid. Log)	Média	1,44	1,91	-	-	-	1,95
	DP	3,29	1,04	-	-	-	1,80
	Md	1,61	2,05	-	-	-	2,99
	Mg	1,43	1,90	-	-	-	1,95
	Mín	0,86	1,37	-	-	-	1,37
	Máx	2,21	2,56	-	-	-	4,64
<i>E. coli</i> (Unid. Log)	Média	1,33	1,99	-	-	-	-
	DP	2,50	0,80	-	-	-	-
	Md	1,30	2,16	-	-	-	-
	Mg	1,33	1,99	-	-	-	-
	Mín	1,02	1,57	-	-	-	-
	Máx	1,95	3,23	-	-	-	-

DV = desvio padrão; Md = mediana; Mg = média geométrica; Mín. = mínimo; Máx. = máximo; CV = coeficiente de variação. LF = lagoa facultativa; LAN+LF = lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa; LF+LM = lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação; LAE+LF/LM = lagoa aerada seguida de lagoa facultativa e/ou de maturação; RA+LF = reator anaeróbio seguido de lagoa

facultativa; RA+OT+LM = reator anaeróbio seguido de outro tratamento (lagoa anaeróbia ou filtro anaeróbio) e seguido de lagoa de maturação; L+PT = lagoa seguido de pós-tratamento (desinfecção, wetlands, fluxo superficial, etc.).

Da Tabela anterior tem-se que para os parâmetros de N-Amoniacal, C. Termo e *E.coli* nem todas as configurações tem informação das eficiências de remoção desses parâmetros, sendo que houveram muito poucas ETEs apresentando esta informação e lembrando que para esta pesquisa foi considerado o mínimo de cinco ETEs por configuração para entrar na análise estatística.

A seguir será explicado o exposto na Tabela 5.8 e serão comparadas com aqueles valores reportados na literatura.

Lagoas Facultativas (LF)

Nesta pesquisa predominam ETEs no Estado de São Paulo.

As ETEs dentro desta configuração apresentaram eficiências de remoção de DBO de 78% (mediana), ligeiramente inferior ao valor obtido por Sánchez e Matsumoto (2012) de 80,2%, mas superior a eficiência de 71% obtida por Silva *et al.* (2010). O valor de 78% também está dentro das faixas estabelecidas por Mara e Spearman (1998d), US EPA (2011), Jordão e Pessôa (2014) e von Sperling (2014a) para este tipo de lagoas.

A remoção de SST, foi muito variável, com valores negativos, o que pode ser devido às algas que estão saindo no efluente (valor obtido nesta pesquisa foi de 150 mg/L, considerado muito alto). A mediana total obtida para esta configuração foi de 53%, resultando em uma maior eficiência a que obtida por Sánchez e Matsumoto (2012) de 43%, porém o valor está fora da faixa estabelecida por Jordão e Pessôa (2014) entre 70% e 80%.

A mediana da eficiência de remoção de N-Amoniacal foi de 57%, eficiência que foi maior do que os 0,4% obtida por Mayo e Abbas (2014) em seu estudo sobre mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização (a maior remoção de amônia ocorreu na lagoa de maturação com 48%). Embora, esta eficiência de 57% seja muito menor do que a obtida por Sánchez e Matsumoto (2012) cujo valor foi de 89%, no entanto, o valor cumpre com a faixa estabelecida por Jordão e Pessôa (2014). Este valor encontra-se também dentro da faixa obtida por Silva Filho (2007) de 40% a 66%. A US EPA (2011) relata que as lagoas

facultativas podem alcançar remoções de 90% para N-amoniacoal (sob excelentes condições), portanto fatores que influenciam este valor tão baixo de 57% devem ser estudados.

Quanto aos C. Termo, a remoção média foi de 1,44 log, valor inferior ao obtido por Oliveira (2006) no seu estudo a 65 ETEs com lagoas facultativas primárias. Comparado com o valor obtido de 0,85 log do Sánchez e Matsumoto (2012), aqui foi superior. A remoção média de *E. coli* foi de 1,33 unidades log, sendo menor que o valor obtido por Reinoso *et al.* (2008) de 1,50 log. Von Sperling (2005) obteve uma remoção de 1,8 log de coliformes quando estudou 87 lagoas facultativas primárias (pode incluir *E. coli*, C. Termo ou CT), valor superior ao obtido para *E. coli* e C. Termo nesta pesquisa. Em uma avaliação feita por Kantachote *et al.* (2009) a uma ETE na Tailândia formada por uma lagoa anaeróbia, uma lagoa facultativa, uma lagoa de maturação e *wetlands*, na lagoa facultativa houve uma maior remoção de microrganismos indicadores (1,23 e 1,32 unidades log de C. Termo e *E. coli*, respectivamente), o qual foi justificado pelo longo TDH e pela fotossíntese microbiana na lagoa facultativa, assim produzindo altos valores de pH (em torno de 8) que ajuda na remoção destes microrganismos; cujos fatores devem ser considerados para obter boas eficiências de remoção.

Considerando as médias geométricas de remoção de 1,61 e 1,30 unidades log de C. Termo e *E. coli*, respectivamente, conforme esperado, estes foram os valores mais baixos de remoção destes microrganismo quando comparado com as demais configurações em estudo, demonstrando que este tipo de lagoas precisam de pós-tratamento (lagoas de maturação) para a remoção de microrganismos indicadores. Estes valores também indicam que o efluente deste tipo de lagoas estaria apto para irrigação irrestrita Tipo H, a qual está definida como: técnicas de irrigação com elevado potencial de minimização da exposição (irrigação subsuperficial) (WHO, 2006).

Lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas (LAN+LF)

Nesta pesquisa predominam ETES no Estado de São Paulo.

Esta configuração apresentou melhores eficiências de remoção dos constituintes (a exceção de N-Amoniacoal) quanto à de LF. Obteve-se eficiência de remoção de DBO de 85% (mediana) e com valores variando entre 53% e 96%. O valor de 85% coincide com o limite superior das faixas estabelecidas por Jordão e Pessôa (2014) e von Sperling (2014a) para este tipo de

lagos. A eficiência de 85% foi superior aos 71% do Hayati *et al.* (2013) e muito superior aos 43% do El-Deeb Ghazy *et al.* (2008).

Quanto à remoção dos SST, a eficiência foi de 60% (mediana). Hayati *et al.* (2013) obtiveram uma remoção de 63% de SST no seu estudo, resultado similar ao obtido nesta pesquisa, mas inferior à faixa estabelecida por Jordão e Pessôa (2014) e von Sperling (2014a), portanto deve ser considerada uma nova faixa com um valor de limite inferior menor. O valor obtido também foi muito maior do que o encontrado por El-Deeb Ghazy *et al.* (2008) de 38%.

A remoção de C. Termo e *E.coli* foram muito similares com médias geométricas de 1,90 e 1,99 unidades log respectivamente, sendo ligeiramente maiores quando comparado com os obtidos por Kantachote *et al.* (2009) de 1,30 unidades log para os dois microrganismos. Estes valores indicam que o efluente poderia ser utilizado para irrigação restrita Tipo H ou irrigação irrestrita Tipo C: irrigação localizada de plantas que se desenvolvem distantes do nível do solo (WHO, 2006).

Lagoas facultativas seguidas de lagoas de maturação (LF+LM)

Nesta pesquisa predominam ETES no Missouri, EUA.

As eficiências de remoção de DBO para esta configuração apresentaram uma mediana de 75% (similar ao resultado obtido para as LF), também dentro dos valores reportados na literatura (JORDÃO e PESSÔA, 2014; VON SPERLING, 2014a). Em uma avaliação a 3 ETES na Grécia (GRATZIOU *et al.*, 2007), obtiveram uma eficiência média maior (86%) à encontrada nesta pesquisa. Oakley *et al.* (2000) na sua avaliação a duas ETES em Nicarágua, encontraram uma remoção de 83% e 78%, sendo também maiores à obtida nesta pesquisa.

A remoção de SST nesta configuração foi muito baixa, com uma mediana de 39%, resultando como sendo a configuração com a menor eficiência de remoção de SST; neste tipo de configurações é muito comum a saída de algas no efluente, o qual faz com que diminua a eficiência destes sistemas.

Esta configuração não apresentou dados de afluente de C. Termo, por tanto não foi possível obter sua eficiência. Tampouco foi possível avaliar a remoção de *E. coli* devido ao pouco número de ETES dentro desta configuração.

Lagoas aeradas seguidas de lagoas facultativas e/ou lagoas de maturação (LAE+LF/LM):

Nesta pesquisa predominam ETEs no Missouri, EUA.

Esta configuração, junto com RA+OT+LM, foi a que teve melhor eficiência na remoção de DBO, com uma mediana de 86%, porém o valor foi inferior à faixa (90% - 92%) obtida por (BALASHA; SPERBER, 1975). A remoção de SST foi muito variada, com uma mediana igual a 79%, maior que o limite superior (77%) obtido pelos mesmos autores.

A remoção de N-Amoniacal não foi efetiva nesta configuração, obtendo-se valores negativos (-42%). Middlebrooks e Pano (1983) no seu estudo a lagoas aeradas observaram que existe uma relação significativa entre a taxa de remoção de N-Amoniacal e a carga orgânica aplicada ($\text{gDBO}/\text{m}^3.\text{d}$) e também com a carga aplicada de N-amoniaco ($\text{gN-Amoniacal}/\text{m}^3.\text{d}$), portanto o valor obtido nesta pesquisa poderia estar justificado pelas baixas cargas que estão ingressando no sistema, isto porque a concentração afluente desta configuração foi a menor com um valor de 102 mgDBO/L e 9 $\text{mgN-Amoniacal}/\text{L}$ (valores referentes às medianas). Porém, estudos mais minuciosos devem ser feitos para conhecer o motivo real desta baixa remoção.

Nesta configuração tampouco foi possível avaliar a remoção de *C. Termo* e *E. coli* devido ao pouco número de ETEs dentro desta configuração.

Reatores anaeróbios seguidos de lagoas facultativas (RA+LF):

Nesta pesquisa predominam ETEs no Estado de Minas Gerais.

Esta configuração resultou com ótimas eficiências de remoção de DBO e SST, com valores (medianas) de 85% e 86%, respectivamente. A eficiência global de um reator UASB mais o pós-tratamento é similar à do processo selecionado para o pós-tratamento, caso este estivesse tratando esgoto doméstico (VON SPERLING, 2014b), portanto, considerando como pós-tratamento a lagoa facultativa, a eficiência de remoção de DBO esperada seria entre 75% e 85% e de SST entre 70% e 80%. Comparando com os resultados, observa-se que a eficiência de DBO foi igual ao limite superior da faixa, quanto à eficiência de remoção de SST, esta foi superior à faixa. Segundo Lettinga *et al.* (1993) *apud* Van Der Steen *et al.*, (1999), a remoção

total de DBO de um sistema formado por um reator UASB seguido de um sistema de lagoas pode chegar a 90%, portanto esta configuração estaria cumprindo com o estabelecido por estes autores.

Comparando os resultados com eficiências de remoção de reatores UASB seguidos de lagoas de polimento, obteve-se que a eficiência de remoção de DBO resultou dentro da faixa estabelecida por von Sperling (2014b) e a eficiência de remoção de SST foi superior. Dias *et al.* (2014) encontraram no seu estudo de um reator UASB seguido de três lagoas de polimento, uma remoção total de DBO de 79% e de SST de 51%, resultando em valores menores aos obtidos nesta pesquisa. Walia *et al.* (2014) no seu estudo a cinco estações de tratamento com sistemas de UASB seguido de lagoas de polimento também encontraram eficiências de remoção inferiores às obtidas nesta pesquisa, cujos valores observados pelos autores estiveram em torno de 78% para DBO e 68% para SST.

Nesta configuração tampouco foi possível avaliar a remoção de *C. Termo* e *E. coli* devido ao pouco número de ETEs dentro desta configuração.

Reatores anaeróbios seguidos de “outros tratamentos” e seguido de lagoas de maturação (RA+OT+LM):

Nesta pesquisa predominam ETEs no Estado de Minas Gerais.

Nesta configuração todas as eficiências foram boas. Obteve-se uma mediana de 86% na remoção de DBO. A remoção dos SST resultou numa mediana de 78%. Reatores UASB com pós-tratamento por meio de filtros anaeróbios tem eficiências de remoção entre 75% e 87% para DBO e entre 80% e 90% para SST (VON SPERLING, 2014b). Comparando estes valores com os valores obtidos nesta pesquisa, observa-se que a DBO encontra-se dentro da faixa, porém os SST foram inferior à faixa, o que poderia estar justificado pela presença de algas no efluente final devido à existência de lagoas de maturação nesta configuração. Por outro lado, comparando com um sistema de UASB seguido de lagoas de polimento (VERBYLA *et al.*, 2013) no qual as eficiências de remoção resultaram em 90% para DBO e 91% para SST, observou-se que o obtido nesta pesquisa foi menor ao reportado por estes autores.

Quanto à remoção de C. Termo, observa-se uma média geométrica de 1,95 unidades log. Para este valor obtido, o efluente desta configuração poderia ser utilizado para irrigação restrita Tipo H ou irrigação Tipo C (WHO, 2006).

Lagoas seguidas de pós-tratamento (L+PT):

Nesta pesquisa predominam ETEs no Missouri, EUA.

Nenhuma ETE apresentou informação sobre as concentrações afluentes, portanto não foi possível avaliar a eficiência de remoção dos parâmetros desta configuração.

Avaliação geral das configurações

O teste de Kruskal-Wallis foi aplicado nas eficiências de remoção dos cinco parâmetros estudados para as seis configurações (a configuração L+PT não apresentou dados de eficiências de remoção). É importante mencionar que para os parâmetros de C. Termo e *E. coli* nem todas as configurações puderam ser testadas devido ao pouco número de ETEs com informações de remoção deste parâmetros. Quanto a N-Amônia não foi possível testar diferenças devido a que só uma configuração (LF) apresentou informação de remoção deste parâmetro.

Os resultados do teste de Kruskal-Wallis para os parâmetros de DBO e SST, no qual foram utilizadas todas as configurações, mostraram diferenças significativas ($p < 0,05$), sendo que LAN+LF e RA+OT+LM foram as configurações com melhor desempenho na remoção de DBO e RA+LF na remoção de SST.

Para obter estas diferenças foi aplicado o teste de Comparações Múltiplas, sendo os resultados apresentados nas Tabelas 5.9, 5.10.

Tabela 5.9 Resultado do teste de Comparações Múltiplas entre as eficiências de remoção de DBO ($\alpha = 0,05$)

Configuração	Remoção de DBO (%) *	Configuração					
		LF	LAN+LF	LF+LM	LAE+LF/LM	RA+LF	RA+OT+LM
		78	85	75	86	85	86
LF	78	-	Sim	Não	Não	Não	Não
LAN+LF	85	Sim	-	Não	Não	Não	Não
LF+LM	75	Não	Não	-	Não	Não	Sim
LAE+LF/LM	86	Não	Não	Não	-	Não	Não
RA+LF	85	Não	Não	Não	Não	-	Não
RA+OT+LM	86	Não	Não	Sim	Não	Não	-

* Valores referentes às medianas.

Tabela 5.10 Resultado do teste de Comparações Múltiplas entre as eficiências de remoção de SST ($\alpha = 0,05$)

Configuração	Remoção de SST (%) *	Configuração					
		LF	LAN+LF	LF+LM	LAE+LF/LM	RA+LF	RA+OT+LM
		53	71	39	79	86	78
LF	53	-	Sim	Não	Sim	Sim	Não
LAN+LF	71	Sim	-	Não	Não	Não	Não
LF+LM	39	Não	Não	-	Não	Sim	Não
LAE+LF/LM	79	Sim	Não	Não	-	Não	Não
RA+LF	86	Sim	Não	Sim	Não	-	Não
RA+OT+LM	78	Não	Não	Não	Não	Não	-

* Valores referentes às medianas.

Quanto à remoção de C. Termo foi possível aplicar o teste de Kruskal-Wallis só entre as configurações LF, LAN+LF e RA+OT+LM. Os resultados mostraram que há diferenças significativas ($p < 0,05$). A partir do teste de comparações múltiplas foi obtido que a remoção de LF é significativamente menor que a de LAN+LF e RA+OT+LM, cujas remoções são de 1,61, 2,05 e 2,99 unidades log, respectivamente.

Para *E. coli* só foram duas as configurações testadas: LF e LAN+LF, cujos resultados mostraram que há diferença significativa entre as eficiências de remoção dessas duas configurações, sendo que LF apresentou significativamente menor remoção que LAN+LF, cujos valores são de 1,30 e 2,16 unidades log respectivamente.

5.4. Obtenção das faixas das concentrações e eficiências de remoção a partir dos percentis 5% e 95%

Como foi explicado na metodologia, foram calculadas as estatísticas descritivas utilizando os percentis 5% e 95% de cada ETE, com a quais foi possível formar as faixas das concentrações afluentes e efluentes, assim como das eficiências de remoção dos cinco parâmetros estudados para cada configuração. A ideia de utilizar estes percentis é possibilitar a caracterização das faixas típicas de variação, que possam retratar valores de bom ou mau desempenho (mas excluindo os valores extremos, correspondentes aos mínimos e máximos). Da mesma forma que para o cálculo da estatística do percentil 50%, para estas novas estatísticas também foi aplicado o requisito de ter pelo menos 5 ETEs dentro de cada configuração, é por isto que nas tabelas a seguir observa-se muitas das estatísticas em branco.

Nas Tabelas 5.11 e 5.12 mostram-se as estatísticas descritivas relativas ao percentil 5% das concentrações afluentes e efluentes dos cinco parâmetros estudados para cada configuração; e nas Tabelas 5.13 e 5.14 estão as estatísticas descritivas relativas ao percentil 95%. A partir destas Tabelas foram obtidos os limites superior e inferior das concentrações afluentes e efluentes de cada constituinte. O processo para obter estes limites está descrito a seguir.

Para obter o limite inferior dos parâmetros DBO, SST e N-Amoniacal foi calculada a média ponderada entre as medianas das concentrações afluentes e efluentes de cada configuração; já para os parâmetros C. Termo e *E. coli* foi calculada também a média ponderada mas utilizando as médias geométricas de cada configuração. Como exemplo de cálculo mostra-se a Equação 5.1, a mesma que mostra a obtenção da média ponderada do limite inferior para DBO, cujos valores podem ser obtidos nas Tabelas 5.11 e 5.12.

$$\text{Limite inferior DBO} = \frac{(1079 \cdot 294 + 790 \cdot 276 + 526 \cdot 177 + 2407 \cdot 45 + 354 \cdot 217 + 669 \cdot 222)}{(1079 + 790 + 526 + 2407 + 354 + 669)} = 165 \text{ mg/L}$$

Equação 5.1

O mesmo procedimento foi realizado para o limite superior, só que neste caso foi utilizada a informação nas Tabelas 5.13 e 5.14 referentes às concentrações afluentes e efluentes do percentil 95%.

Tabela 5.11 Estatística Descritiva referentes ao percentil 5% das concentrações afluentes

Constituinte	Parâmetro	Configurações de sistemas de lagoas de estabilização						
		LF	LAN+LF	LF+LM	LAE+LF/LM	RA+LF	RA+OT+LM	L+PT
DBO (mg/L)	Média	307	279	215	49	278	244	-
	DP	132	123	139	10	143	160	-
	Md	294	276	177	45	217	222	-
	Mg	275	242	164	48	248	174	-
	Mín	61	32	24	42	125	16	-
	Máx	648	517	469	64	566	611	-
SST (mg/L)	Média	226	224	109	52	267	177	-
	DP	91	100	65	25	153	103	-
	Md	217	230	118	56	217	154	-
	Mg	203	202	89	47	230	158	-
	Mín	33	57	25	24	99	88	-
	Máx	410	526	242	73	566	290	-
N-Amoniacal (mg/L)	Média	25	-	-	-	-	-	-
	DP	11	-	-	-	-	-	-
	Md	24	-	-	-	-	-	-
	Mg	24	-	-	-	-	-	-
	Mín	11	-	-	-	-	-	-
	Máx	56	-	-	-	-	-	-
C. Termo (NMP/100mL)	Média	9,64E+06	1,14E+07	-	-	-	6,89E+06	-
	DP	7,78E+06	8,01E+06	-	-	-	5,58E+06	-
	Md	8,12E+06	9,11E+06	-	-	-	4,42E+06	-
	Mg	6,65E+06	8,11E+06	-	-	-	4,99E+06	-
	Mín	8,06E+05	3,90E+05	-	-	-	1,60E+06	-
	Máx	3,29E+07	3,25E+07	-	-	-	1,33E+07	-
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	Média	1,06E+07	4,51E+08	-	-	-	-	-
	DP	7,00E+06	1,14E+09	-	-	-	-	-
	Md	7,82E+06	1,25E+07	-	-	-	-	-
	Mg	8,46E+06	2,85E+07	-	-	-	-	-
	Mín	2,46E+06	4,22E+06	-	-	-	-	-
	Máx	2,16E+07	3,60E+09	-	-	-	-	-

DP = desvio padrão; Md = mediana; Mg = média geométrica; Mín. = mínimo; Máx. = máximo. LF = lagoa facultativa; LAN+LF = lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa; LF+LM = lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação; LAE+LF/LM = lagoa aerada seguida de lagoa facultativa e/ou de maturação; RA+LF = reator anaeróbio seguido de lagoa facultativa; RA+OT+LM = reator anaeróbio seguido de outro tratamento (lagoa anaeróbia ou filtro anaeróbio) e seguido de lagoa de maturação; L+PT = lagoa seguido de pós-tratamento (desinfecção, wetlands, fluxo superficial, etc.).

Tabela 5.12 Estatística Descritiva referentes ao percentil 5% das concentrações efluentes

Constituinte	Parâmetro	Configurações de sistemas de lagoas de estabilização						
		LF	LAN+LF	LF+LM	LAE+LF/LM	RA+LF	RA+OT+LM	L+PT
DBO (mg/L)	Média	45	40	12	8	27	30	7
	DP	33	17	14	5	26	28	4
	Md	41	39	9	9	21	23	6
	Mg	30	35	9	7	17	20	7
	Mín	2	3	2	2	1	1	2
	Máx	172	82	105	18	97	120	18
SST (mg/L)	Média	68	65	18	10	26	-	10
	DP	63	38	23	6	26	-	7
	Md	60	65	12	10	21	-	9
	Mg	37	52	12	9	17	-	7
	Mín	2	5	1	3	2	-	1
	Máx	289	172	151	24	97	-	31
N-Amoniacal (mg/L)	Média	6,26	8,88	0,48	1,29	-	10,54	0,40
	DP	6,28	4,71	1,67	2,67	-	11,99	0,62
	Md	4,48	10,20	0,19	0,20	-	2,94	0,20
	Mg	1,97	6,22	0,16	0,30	-	3,95	0,18
	Mín	0,02	0,32	0,01	0,05	-	0,09	0,01
	Máx	21,28	13,90	17,10	7,90	-	35,20	3,10
C. Termo (NMP/100mL)	Média	2,29E+05	1,22E+05	3,65E+01	1,69E+02	8,15E+02	7,70E+04	4,44E+01
	DP	4,54E+05	1,57E+05	6,54E+01	-	-	1,70E+05	9,08E+01
	Md	6,95E+04	3,95E+04	1,55E+01	1,61E+01	8,15E+02	3,75E+03	1,00E+01
	Mg	1,30E+04	4,13E+04	1,70E+01	2,45E+01	1,27E+02	2,12E+03	1,24E+01
	Mín	1,00E+00	2,00E+00	2,00E+00	1,00E+00	1,00E+01	2,14E+01	1,00E+00
	Máx	2,39E+06	5,98E+05	3,36E+02	7,80E+02	1,62E+03	4,22E+05	3,67E+02
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	Média	2,52E+05	4,82E+04	1,94E+01	-	5,66E+04	9,53E+05	6,93E+00
	DP	2,06E+05	5,76E+04	2,33E+01	-	-	3,03E+06	7,60E+00
	Md	1,93E+05	3,55E+04	8,70E+00	-	1,73E+04	2,70E+04	5,15E+00
	Mg	1,86E+05	2,41E+04	8,84E+00	-	2,62E+04	1,33E+04	4,38E+00
	Mín	4,71E+04	2,11E+03	1,00E+00	-	6,80E+03	6,77E+01	1,25E+00
	Máx	7,73E+05	2,10E+05	6,84E+01	-	2,47E+05	1,01E+07	2,00E+01

DP = desvio padrão; Md = mediana; Mg = média geométrica; Mín. = mínimo; Máx. = máximo. LF = lagoa facultativa; LAN+LF = lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa; LF+LM = lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação; LAE+LF/LM = lagoa aerada seguida de lagoa facultativa e/ou de maturação; RA+LF = reator anaeróbio seguido de lagoa facultativa; RA+OT+LM = reator anaeróbio seguido de outro tratamento (lagoa anaeróbia ou filtro anaeróbio) e seguido de lagoa de maturação; L+PT = lagoa seguido de pós-tratamento (desinfecção, wetlands, fluxo superficial, etc.).

Tabela 5.13 Estatística Descritiva referentes ao percentil 95% das concentrações afluentes

Constituinte	Parâmetro	Configurações de sistemas de lagoas de estabilização						
		LF	LAN+LF	LF+LM	LAE+LF/LM	RA+LF	RA+OT+LM	L+PT
DBO (mg/L)	Média	904	742	713	425	833	847	-
	DP	426	239	266	395	247	490	-
	Md	817	732	779	276	790	730	-
	Mg	831	702	661	313	802	735	-
	Mín	319	296	310	156	577	278	-
	Máx	2701	1277	1181	993	1212	2258	-
SST (mg/L)	Média	738	695	568	880	853	547	-
	DP	294	330	462	698	236	155	-
	Md	711	601	458	715	807	541	-
	Mg	687	639	445	672	825	532	-
	Mín	228	228	118	323	577	395	-
	Máx	1825	1970	1593	1769	1212	705	-
N-Amoniacal (mg/L)	Média	70	-	-	-	-	-	-
	DP	17	-	-	-	-	-	-
	Md	72	-	-	-	-	-	-
	Mg	68	-	-	-	-	-	-
	Mín	41	-	-	-	-	-	-
	Máx	106	-	-	-	-	-	-
C. Termo (NMP/100mL)	Média	4,26E+08	1,01E+09	-	-	-	1,31E+08	-
	DP	8,41E+08	2,70E+09	-	-	-	8,82E+07	-
	Md	9,45E+07	7,05E+07	-	-	-	9,98E+07	-
	Mg	1,40E+08	1,48E+08	-	-	-	1,14E+08	-
	Mín	3,20E+07	2,39E+07	-	-	-	6,50E+07	-
	Máx	3,51E+09	1,19E+10	-	-	-	2,86E+08	-
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	Média	1,21E+08	2,23E+10	-	-	-	-	-
	DP	7,28E+07	4,71E+10	-	-	-	-	-
	Md	9,84E+07	8,71E+07	-	-	-	-	-
	Mg	1,00E+08	2,84E+08	-	-	-	-	-
	Mín	3,44E+07	3,04E+07	-	-	-	-	-
	Máx	2,21E+08	1,22E+11	-	-	-	-	-

DP = desvio padrão; Md = mediana; Mg = média geométrica; Mín. = mínimo; Máx. = máximo. LF = lagoa facultativa; LAN+LF = lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa; LF+LM = lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação; LAE+LF/LM = lagoa aerada seguida de lagoa facultativa e/ou de maturação; RA+LF = reator anaeróbio seguido de lagoa facultativa; RA+OT+LM = reator anaeróbio seguido de outro tratamento (lagoa anaeróbia ou filtro anaeróbio) e seguido de lagoa de maturação; L+PT = lagoa seguido de pós-tratamento (desinfecção, wetlands, fluxo superficial, etc.).

Tabela 5.14 Estatística Descritiva referentes ao percentil 95% das concentrações efluentes

Constituinte	Parâmetro	Configurações de sistemas de lagoas de estabilização						
		LF	LAN+LF	LF+LM	LAE+LF/LM	RA+LF	RA+OT+LM	L+PT
DBO (mg/L)	Média	207	155	67	36	136	181	35
	DP	215	81	178	16	86	203	15
	Md	189	143	39	35	137	130	34
	Mg	144	134	43	31	103	120	32
	Mín	7	12	14	6	11	6	8
	Máx	1831	381	2232	61	336	901	72
SST (mg/L)	Média	279	267	108	65	139	-	57
	DP	192	273	367	30	83	-	27
	Md	275	200	64	65	137	-	56
	Mg	199	197	71	58	109	-	51
	Mín	15	24	12	15	12	-	16
	Máx	791	1397	4778	125	336	-	129
N-Amoniacal (mg/L)	Média	23	48	10	12	-	34	10
	DP	15	16	9	7	-	23	6
	Md	22	51	7	11	-	25	8
	Mg	16	45	7	9	-	27	8
	Mín	2	22	1	1	-	11	1
	Máx	62	68	55	24	-	63	34
C. Termo (NMP/100mL)	Média	4,87E+06	1,42E+07	1,60E+04	9,41E+04	-	6,78E+05	6,93E+03
	DP	1,72E+07	5,14E+07	7,67E+04	2,46E+05	-	9,95E+05	8,68E+03
	Md	2,93E+06	7,37E+05	8,80E+02	5,38E+03	-	7,45E+04	1,84E+03
	Mg	1,45E+06	9,01E+05	1,48E+03	7,27E+03	-	8,29E+04	1,78E+03
	Mín	4,48E+02	7,33E+01	6,29E+01	2,83E+02	-	3,33E+02	1,00E+01
	Máx	1,00E+08	2,50E+08	5,64E+05	8,66E+05	-	2,26E+06	3,27E+04
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	Média	1,21E+08	5,45E+07	5,80E+04	-	3,96E+07	5,79E+09	2,96E+02
	DP	3,96E+06	1,64E+08	1,99E+05	-	4,89E+07	1,30E+10	3,82E+02
	Md	2,92E+06	9,53E+05	9,69E+02	-	1,27E+07	3,04E+06	1,47E+02
	Mg	2,80E+06	2,07E+06	1,13E+03	-	1,22E+07	7,75E+06	1,42E+02
	Mín	9,24E+05	1,29E+05	1,00E+00	-	7,48E+05	6,48E+04	1,53E+01
	Máx	1,56E+07	5,73E+08	7,50E+05	-	1,20E+08	3,55E+10	9,62E+02

DP = desvio padrão; Md = mediana; Mg = média geométrica; Mín. = mínimo; Máx. = máximo. LF = lagoa facultativa; LAN+LF = lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa; LF+LM = lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação; LAE+LF/LM = lagoa aerada seguida de lagoa facultativa e/ou de maturação; RA+LF = reator anaeróbio seguido de lagoa facultativa; RA+OT+LM = reator anaeróbio seguido de outro tratamento (lagoa anaeróbia ou filtro anaeróbio) e seguido de lagoa de maturação; L+PT = lagoa seguido de pós-tratamento (desinfecção, wetlands, fluxo superficial, etc.).

Na Tabela 5.15 apresentam-se as faixas formadas pelos limites inferior e superior segundo o explicado nos parágrafos anteriores. As faixas apresentadas nesta tabela servem para ter conhecimento da variabilidade das concentrações afluentes e efluentes a partir de todos os dados avaliados conjuntamente, sabendo que para tomar como referência algum desses valores deverá se considerar os diferentes fatores ambientais e operacionais que estão influenciando os ditos valores. Também deverá ser considerada a variabilidade dos dados segundo a região.

Tabela 5.15 Faixas* obtidas para as concentrações afluentes e efluentes dos parâmetros em estudo

Parâmetro	Faixa Afluente	Faixa Efluente
DBO (mg/L)	165 - 567	16 - 70
SST (mg/L)	121 - 672	19 - 95
N-Amoniacal (mg/L)	-	0,93 - 11
C. Termo (NMP/100mL)	6,72E+06 – 1,36E+08	5,58E+03 – 2,25E+05
<i>E.coli</i> (NMP/100mL)	1,84E+07 – 1,91E+08	3,47E+04 – 4,29E+06

*Faixas obtidas a partir da média ponderada das medianas (médias geométricas para microrganismos indicadores) dos percentis 5% (limite inferior) e 95% (limite superior) das concentrações afluentes e efluentes de cada parâmetro em estudo.

Devido que o esgoto bruto é dependente de cada região não foi possível formar as faixas segundo cada configuração. Tampouco foi possível formar as faixas segundo as duas grandes regiões (América do Norte e América do Sul) devido que as ETEs de Missouri não apresentou informação sobre as concentrações afluentes para nenhum parâmetro. É por isso que nesta pesquisa só foram formadas as faixas totais (incluindo todos os dados de concentrações afluentes) para cada parâmetro estudado.

De modo a apresentar as faixas obtidas das concentrações efluentes para cada configuração, mostra-se a Tabelas 5.16. Estas faixas foram obtidas da seguinte maneira: para o limite inferior de cada configuração foi selecionada a mediana (média geométrica no caso dos microrganismos indicadores) das concentrações efluentes, referentes ao percentil 5% (Tabela 5.12) para cada parâmetro em estudo. Para o limite superior foi feito o mesmo procedimento anterior, só que desta vez obtendo os maiores valores, a partir do percentil 95% (Tabela 5.14).

Na Tabela 5.16 mostram-se as faixas obtidas para concentrações efluentes. Aqui observa-se que existe uma grande variabilidade entre as configurações para os cinco parâmetros. As faixas de DBO, SST e N-Amoniacas das configurações LF, LAN+LF, RA+LF e RA+OT+LM apresentaram limites superiores e inferiores muito similares entre elas, cujos valores foram superiores aos valores das faixas das configurações LF+LM, LAE+LF/LM e L+PT. Estas três últimas configurações estão formadas na sua maioria pelas ETEs de Missouri, e como já foi comentado anteriormente, o funcionamento destas estações tipo reservatório parece estar influenciando no melhor desempenho destes sistemas.

Analisando as faixas de DBO, tem-se que as de LF e LAN+LF apresentaram faixas mais amplas do que aquelas obtidas por Oliveira (2006); pelo contrário RA+LF e RA+OT+LM mostraram faixas muito diferentes das obtidas pela mesma autora, sendo que os limites superiores desta pesquisa apresentaram valores mais elevados. LF+LM apresentou uma faixa muito menor que a reportada por Silva Filho (2007).

Tabela 5.16 Faixas* obtidas para as concentrações efluentes dos constituintes estudados para cada configuração

Parâmetro	Configurações de sistemas de lagoas de estabilização						
	LF	LAN+LF	LF+LM	LAE+LF/LM	RA+LF	RA+OT+LM	L+PT
DBO (mg/L)	41 - 189	39 - 143	9 - 39	9 - 35	21 - 137	23 - 130	6 - 34
SST (mg/L)	60 - 275	65 - 200	12 - 64	10 - 65	21 - 137	-	9 - 56
N-Amoniacal (mg/L)	5 - 22	10 - 51	0,19 - 7	0,20 - 11	-	3 - 25	0,20 - 8
C. Termo (NMP/100mL)	1,30E+04 - 1,45E+06	4,13E+04 - 9,01E+05	1,70E+01 - 1,48E+03	2,45E+01 - 7,27E+03	-	2,12E+03 - 8,29E+04	1,24E+01 - 1,78E+03
<i>E.coli</i> (NMP/100mL)	1,85E+05 - 2,80E+06	2,41E+04 - 2,07E+06	8,84E+00 - 1,13E+03	-	2,62E+04 - 1,22E+07	1,33E+04 - 7,75E+06	4,38E+00 - 1,42E+02

*Faixas obtidas a partir da mediana (ou média geométrica no caso de microrganismos indicadores) do percentil 5% (limite inferior) e percentil 95% (limite superior) das concentrações efluentes de cada parâmetro e configuração em estudo. LF = lagoa facultativa; LAN+LF = lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa; LF+LM = lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação; LAE+LF/LM = lagoa aerada seguida de lagoa facultativa e/ou de maturação; RA+LF = reator anaeróbio seguido de lagoa facultativa; RA+OT+LM = reator anaeróbio seguido de outro tratamento (lagoa anaeróbia ou filtro anaeróbio) e seguido de lagoa de maturação; L+PT = lagoa seguida de pós-tratamento (desinfecção, wetlands, fluxo superficial, etc.).

As faixas das concentrações de SST das configurações LF e LAN+LF, mostraram faixas muito similares, com valores inferiores aos reportados por Oliveira (2006); RA+LF apresentou limites superiores aos reportados pela mesma autora. RA+OT+LM não teve o mínimo de cinco ETEs com informação deste parâmetro, portanto, não foi possível obter as faixas.

N-Amoniacal apresentou faixas muito diferentes entre todas as configurações. Von Sperling (2014c) não estabelece faixas de concentrações de efluentes para este parâmetro, este autor diz que os valores podem ser >15 mg/L (dependendo do sistema de lagoas). Nesta pesquisa obteve-se valores acima de 15 mg/L, concordando com o descrito, mas também houveram valores muito inferiores a 15 mg/L, sendo que em alguns casos o valor chegou a ser inferior a 1 mg/L, porém, estes valores tão inferiores foram respeito às ETEs de Missouri, as mesmas que têm funcionamento tipo reservatório, o que parece favorecer na remoção deste parâmetro.

As faixas de C. Termo também mostraram variabilidade entre as configurações. Quando comparando como as faixas reportadas por Oliveira (2006) tem-se que, a faixa de LF foi mais ampla; e a de LAN+LM foi menos ampla. Quanto à faixa de LF+LM, quando comparado com Silva Filho (2007), os limites foram muito inferiores aos reportados pelo autor.

Por último, as faixas de concentrações dos efluentes para *E. coli* também apresentaram variabilidade entre as configurações. Tanto nas faixas de C. Termo e *E. coli*, L+PT mostrou ter a faixa com menor amplitude e com valores inferiores, o que pode ser justificado pelo pós-tratamento que o sistema têm.

Quanto às faixas das eficiências de remoção foi realizado o mesmo procedimento para as concentrações afluentes e efluentes, ou seja calculando as médias ponderadas entre as medianas de cada configuração, isto para cada parâmetro em estudo. A Tabela 5.17 mostra as eficiências de remoção referentes ao percentil 5%, a partir da qual obteve-se os limites inferiores. A Tabela 5.18 mostra as eficiências de remoção referentes ao percentil 95%, com a qual se calculou os limites superiores.

Tabela 5.17 Estatística Descritiva referentes ao percentil 5% das eficiências de remoção

Constituinte	Parâmetro	Configurações de sistemas de lagoas de estabilização					
		LF	LAN+LF	LF+LM	LAE+LF/LM	RA+LF	RA+OT+LM
DBO (%)	Média	47	61	46	63	60	48
	DP	39	26	26	6	17	51
	Md	56	68	50	62	65	64
	Mg	-	-	-	63	58	-
	Mín	-171	-42	-8	57	33	-122
	Máx	78	90	80	70	80	81
SST (%)	Média	-20	17	-56	3	59	44
	DP	82	65	109	47	17	28
	Md	11	33	-21	21	61	47
	Mg	-	-	-	-	56	36
	Mín	-374	-205	-281	-65	33	14
	Máx	63	80	47	35	80	70
N-Amoniacal (%)	Média	15	-	-	-	-	-
	DP	33	-	-	-	-	-
	Md	26	-	-	-	-	-
	Mg	-	-	-	-	-	-
	Mín	-77	-	-	-	-	-
	Máx	52	-	-	-	-	-
C. Termo (Unid. Log)	Média	51	61	-	-	-	91
	DP	99	155	-	-	-	16
	Md	83	95	-	-	-	99
	Mg	-	-	-	-	-	90
	Mín	-432	-681	-	-	-	63
	Máx	96	98	-	-	-	100
<i>E. coli</i> (Unid. Log)	Média	53	89	-	-	-	-
	DP	71	13	-	-	-	-
	Md	80	96	-	-	-	-
	Mg	-	88	-	-	-	-
	Mín	-159	63	-	-	-	-
	Máx	95	99	-	-	-	-

DP = desvio padrão; Md = mediana; Mg = média geométrica; Mín. = mínimo; Máx. = máximo. LF = lagoa facultativa; LAN+LF = lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa; LF+LM = lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação; LAE+LF/LM = lagoa aerada seguida de lagoa facultativa e/ou de maturação; RA+LF = reator anaeróbio seguido de lagoa facultativa; RA+OT+LM = reator anaeróbio seguido de outro tratamento (lagoa anaeróbia ou filtro anaeróbio) e seguido de lagoa de maturação; L+PT = lagoa seguido de pós-tratamento (desinfecção, wetlands, fluxo superficial, etc.).

Tabela 5.18 Estatística Descritiva referentes ao percentil 95% das eficiências de remoção

Constituinte	Parâmetro	Configurações de sistemas de lagoas de estabilização					
		LF	LAN+LF	LF+LM	LAE+LF/LM	RA+LF	RA+OT+LM
DBO (%)	Média	89	91	90	95	93	93
	DP	5	4	5	5	3	4
	Md	89	92	90	94	95	93
	Mg	89	91	90	95	93	93
	Mín	73	79	81	91	87	82
	Máx	99	98	99	100	96	99
SST (%)	Média	77	84	60	97	94	87
	DP	14	11	44	3	3	5
	Md	81	86	69	97	95	90
	Mg	76	83		97	94	87
	Mín	40	44	-45	94	87	82
	Máx	98	97	99	99	98	90
N-Amoniacal (%)	Média	74	-	-	-	-	-
	DP	13	-	-	-	-	-
	Md	74	-	-	-	-	-
	Mg	72	-	-	-	-	-
	Mín	46	-	-	-	-	-
	Máx	90	-	-	-	-	-
C. Termo (Unid. Log)	Média	2,14	2,56	-	-	-	2,54
	DP	0,93	0,37	-	-	-	0,62
	Md	2,40	2,86	-	-	-	4,00
	Mg	2,14	2,56	-	-	-	2,54
	Mín	1,39	1,79	-	-	-	1,85
	Máx	3,55	3,91	-	-	-	6,01
<i>E. coli</i> (Unid. Log)	Média	2,29	2,92	-	-	-	-
	DP	0,34	0,09	-	-	-	-
	Md	2,40	2,97	-	-	-	-
	Mg	2,29	2,92	-	-	-	-
	Mín	1,94	2,59	-	-	-	-
	Máx	3,02	4,78	-	-	-	-

DP = desvio padrão; Md = mediana; Mg = média geométrica; Mín. = mínimo; Máx. = máximo. LF = lagoa facultativa; LAN+LF = lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa; LF+LM = lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação; LAE+LF/LM = lagoa aerada seguida de lagoa facultativa e/ou de maturação; RA+LF = reator anaeróbio seguido de lagoa facultativa; RA+OT+LM = reator anaeróbio seguido de outro tratamento (lagoa anaeróbia ou filtro anaeróbio) e seguido de lagoa de maturação; L+PT = lagoa seguido de pós-tratamento (desinfecção, wetlands, fluxo superficial, etc.).

Os resultados das faixas obtidas estão apresentados na Tabela 5.19.

Tabela 5.19 Faixas obtidas para as eficiências de remoção dos parâmetros em estudo

Parâmetro	Faixa
DBO (%)	61 - 95
SST (%)	21 - 90
N-Amoniacal (%)	-
C. Termo (Unid. log)	1,03 – 2,64
<i>E.coli</i> (Unid. log)	0,90 – 2,60

*Faixas obtidas a partir da média ponderada das medianas dos percentis 5% (limite inferior) e 95% (limite superior) das eficiências de remoção de cada parâmetro em estudo.

A fim de mostrar as faixas das eficiências de remoção para cada configuração, apresenta-se a Tabela 5.20. Estas faixas foram obtidas a partir da mediana do percentil 5% (limite inferior) e percentil 95% (limite superior) das eficiências de remoção de cada parâmetro e configuração em estudo.

Tabela 5.20 Faixas* das eficiências de remoção dos parâmetros estudados para cada configuração

Parâmetro	Configurações de sistemas de lagoas de estabilização						
	LF	LAN+LF	LF+LM	LAE+LF/LM	RA+LF	RA+OT+LM	L+PT
DBO (%)	56 - 89	68 - 92	50 - 90	62 - 94	65 - 95	64 - 93	-
SST (%)	11 - 81	33 - 86	(-21) - 86	21 - 97	61 - 95	47 - 90	-
N-Amoniacal (%)	26 - 74	-	-	-	-	-	-
C. Termo (Unid. Log)	0,77 - 2,40	1,33 - 2,86	-	-	-	2,15 - 4,00	-
<i>E.coli</i> (Unid. Log)	0,69 - 2,40	1,35 - 2,97	-	-	-	-	-

*Faixas obtidas a partir da mediana do percentil 5% (limite inferior) e percentil 95% (limite superior) das eficiências de remoção de cada parâmetro e configuração em estudo.

Observa-se que as faixas das eficiências de remoção de DBO em todas as configurações são muito similares com percentagens variando entre 50% e 95%. Von Sperling (2014c) estabelece para as configurações LF e LAN+LM tem percentagens de remoção de DBO entre

75% e 85%, e para RA+LF a faixa situa-se entre 77% e 87%, que ao comparar com as faixas obtidas nesta pesquisa, tem-se que estas últimas apresentaram maior amplitude. Jordão e Pessoa (2014) reportam uma faixa de 80% a 85% para as configurações LF+LM e RA+OT+LM (este último considerando uma lagoa anaeróbia seguida de uma lagoa facultativa e finalmente uma lagoa de maturação), as quais também apresentaram menor amplitude quando comparadas com as obtidas nesta pesquisa. Da Silva *et al.* (2010) obtiveram no seu estudo uma faixa entre 63% e 75% para remoção de DBO em lagoas facultativas, sendo também de menor amplitude que a obtida nesta pesquisa.

Com os SST, houve maior variabilidade entre as configurações, sendo que no caso de LF+LM o limite inferior resultou em uma percentagem negativa, como já foi comentado anteriormente, valor negativos são muito comuns neste tipo de lagoas devido à presença de algas. Para este tipo de configuração, a literatura reporta uma faixa entre 67% e 91% (GRATZIOU *et al.*, 2007), portanto a faixa obtida encontra-se fora destes valores. Jordão e Pessoa (2014) e von Sperling (2014c) estabelecem uma faixa entre 70% e 80% para qualquer tipo de sistema que inclua lagoas, comparando esta faixa com as obtidas nesta pesquisa; observa-se que nas últimas a variabilidade é maior e portanto a amplitude é também maior, cujos valores estão entre 11% e 97%. Pode-se ver como neste caso a remoção de SST, em alguns casos é muito pobre.

Segundo Ramadan e Ponce (1999) a remoção de nitrogênio amoniacal em sistemas de lagoas de estabilização pode alcançar até 95%, valor que não foi possível verificar desde que só uma configuração (LF) apresentou informação de remoção de N-Amoniacal.

As faixas de remoção de *C. Termo* e *E. coli* para os sistemas LF e LAN+LF apresentaram valores que concordam com as faixas na literatura (JORDÃO e PESSÔA, 2014; VON SPERLING, 2014c) para estas configurações. El-Deeb Ghazy *et al.* (2008) obtiveram uma maior remoção de *C. Termo* e de *E. coli* na lagoa facultativa, cujas remoções foram em torno de 4 unidades log para os dois parâmetros, sendo superior aos valores obtidos nesta pesquisa (valor máximo foi de 2,40 unidades log). Kantachote *et al.* (2009) na sua avaliação a um sistema constituído por lagoas de estabilização e wetlands, encontraram uma remoção de *C. Termo* e de *E. coli* em torno de 3,23 e 2,74 unidades log, respectivamente (valores calculados entre o afluente à primeira lagoa anaeróbia e o efluente da lagoa de maturação, não foram considerados os wetlands). Comparando estes valores com os obtidos para a configuração

RA+OT+LM, observa-se que os dois valores encontram-se dentro das faixas obtidas nesta pesquisa. LF+LM não apresentou dados de remoção de C. Termo, mas uma remoção entre 1,50 e 4,00 unidade log seria esperado, segundo Gratziou *et al.* (2007).

5.5. Cumprimento às metas de qualidade do efluente final

Todas as concentrações efluentes e as eficiências de remoção das ETEs de cada uma das sete configurações foram analisadas de acordo com as metas de qualidade do efluente final para os parâmetros DBO, SST, N-Amoniacal, C. Termo e *E. coli*, estabelecidas nas Tabelas 4.2 e 4.3. A seguir detalha-se os resultados segundo cada parâmetro individual. Junto com os resultados serão apresentados gráficos box-plot para cada parâmetro, os quais foram efetuados com o percentual de atendimento à meta estabelecida de cada ETE, correspondente a cada configuração. Lembrando que para esta análise também foram consideradas as configurações que tiveram no mínimo 5 configurações com a informação necessária para avaliar o cumprimento às metas de qualidade.

Metas de qualidade da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

O comportamento das diferentes configurações quanto ao atendimento às metas de qualidade propostas para o parâmetro de DBO estão apresentadas nas Figuras 5.6 e 5.7. Observa-se, como esperado, que quanto mais restrita é a meta o percentual de atendimento decresce. Fica evidente também que, quando considerando as metas da concentrações efluentes, a configuração L+PT tem melhor desempenho. Quando analisando as metas de eficiência de remoção, as configurações formadas por reatores anaeróbios (LAN+LF, RA+LF e RA+OT+LM) mostram ter melhor desempenho.

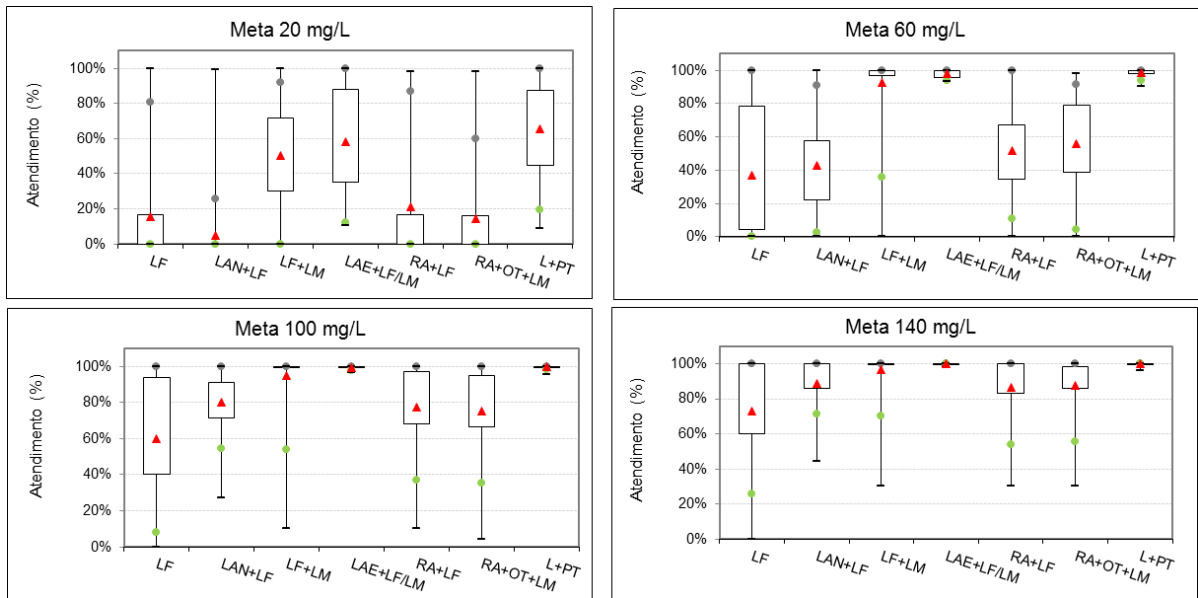


Figura 5.6 Box-Plot do percentual de atendimento às metas propostas de concentrações efluentes de DBO. Legenda: 25% 50% 95% 5% - Min - Máx 75% Média

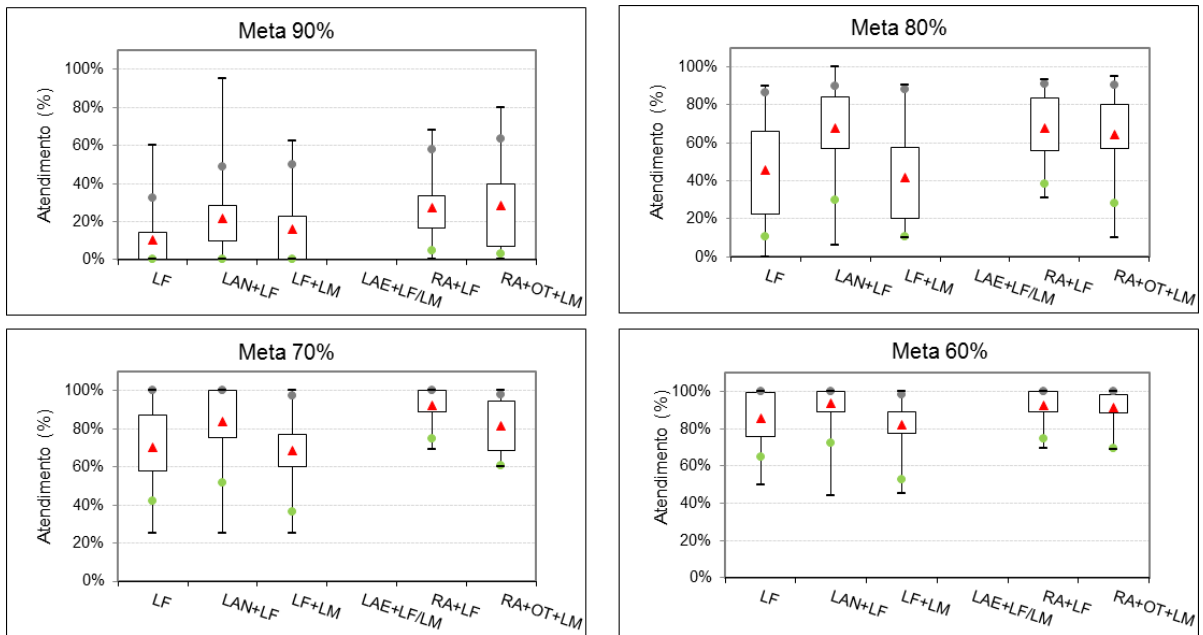


Figura 5.7 Box-Plot do percentual de atendimento às metas propostas de eficiências de remoção de DBO. Legenda: 25% 50% 95% 5% - Min - Máx 75% Média

De forma a apreciar melhor o desempenho das configurações quanto ao cumprimento das metas de concentração de DBO no efluente, mostra-se as Figuras 5.8(a-b) e 5.9(a-b), as mesmas que apresentam o percentual de atendimento segundo os três critérios: A = Alto, B = Médio e C = Baixo (ver item 4.3).

Na Figura 5.8a observa-se que ao ser uma meta muito exigente, as configurações mostram, na maioria, atendimento baixo, ou seja o critério C é o mais abundante. As configurações LF, LAN+LF e RA+OT+LM apresentam mais de 90% das ETEs com menos de 50% das amostras cumprindo com concentrações efluentes abaixo de 20 mg/L. Destas configurações LAN+LF mostrou ser a configuração com pior desempenho quanto a esta meta. Quanto à meta de 60 mg/L tem-se ainda configurações com percentual de atendimento ruim, porém também aparecem três configurações (LF+LM, LAE+LF/LM e L+PT) que apresentam ótimo atendimento. Nesta meta a configuração LF é a que apresenta pior desempenho com 73% das ETEs com 50% das amostras com concentrações inferiores a 60 mg/L.

Quanto à meta de 100 mg/L (Figura 5.8b), apesar de ser uma meta menos exigente, nem todas as configurações tem atendimento alto, sendo novamente LF+LM, LAE+LF/LM e L+PT as três configurações que apresentam mais do 90% das ETEs com mais de 90% das amostras cumprindo com as concentrações efluentes inferiores a 100 mg/L. Para esta meta tem-se que a configuração com pior desempenho é LF, com 42% das ETEs com menos de 50% das amostras com as concentrações efluentes inferiores a 100 mg/L. Para a meta de 140 mg/L observa-se um comportamento similar ao anterior. Novamente as configurações LF+LM, LAE+LF/LM e L+PT são as que melhor desempenho têm, em quanto que LF é a que pior desempenho apresenta.



Figura 5.8a Percentual de atendimento das sete configurações à meta de concentração efluente de 20 mg/L e de 60 mg/L de DBO, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.

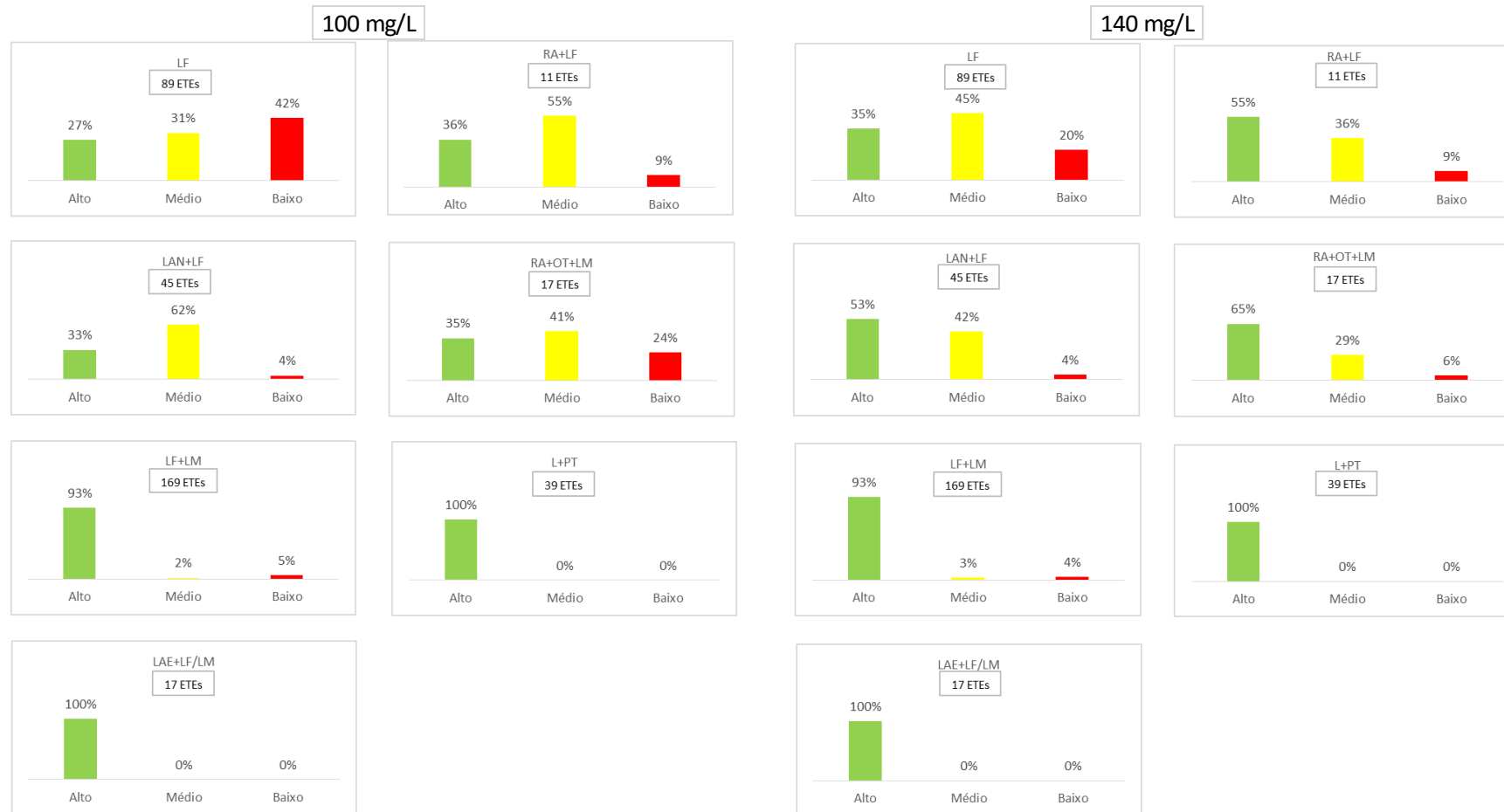


Figura 5.8b Percentual de atendimento das sete configurações à meta de concentração efluente de 100 mg/L e de 140 mg/L de DBO, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.

Quanto à meta de eficiências de remoção de DBO de 60% obteve-se um atendimento entre alto (critério A) e médio (critério B), conforme mostra a Figura 5.9a, ou seja todas as configurações têm atendimento às eficiências de remoção na faixa de 50% a 90%, ou maiores que 90%. Na meta de 70% o comportamento é similar ao descrito anteriormente, sendo que o critério B (atendimento médio) é maior em todas as configurações com exceção de RA+LF, onde o critério A (atendimento alto) prevalece. Nesta meta observa-se novamente que a configuração LF é a que tem pior desempenho.

Na Figura 5.9b pode se ver que a meta de 80% de remoção de DBO já é uma meta mais exigente, em que todas as configurações o critério C (atendimento baixo) aumentou quando comparado à meta de 70%. De igual maneira tem-se que a configuração LF é a que tem pior desempenho, ao apresentar 72% das ETEs com menos de 50% das amostras cumprindo a meta. Por último, pode se ver que definitivamente a meta de 90% de eficiência de remoção de DBO é muito exigente, em todas as configurações predomina o critério C e nenhuma apresenta atendimento alto. Deste gráfico obtem-se que a configuração com pior desempenho quanto a esta meta é novamente LF.



Figura 5.9a Percentual de atendimento das sete configurações à meta de eficiência de remoção de 60% e de 70% de DBO, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.



Figura 5.9b Percentual de atendimento das sete configurações à meta de eficiência de remoção de 80% e de 90% de DBO, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.

Para a seleção das configurações com melhor desempenho quanto à DBO, foi utilizado o mesmo critério de Oliveira (2006), quem considerou as configurações com melhor desempenho aquelas em que 90% das amostras cumprem com as metas propostas para DBO.

A Tabela 5.21 apresenta o número e percentual (em parênteses) de ETEs que tiveram 90% ou mais das amostras atendendo às metas estabelecidas para DBO.

Tabela 5.21 Número e percentual de ETEs que tiveram 90% (ou mais) dos dados atendendo às metas propostas para DBO

	Metas	LF	LAN+LF	LF+LM	LAE+LF/LM	RA+LF	RA+OT+LM	L+PT
Concentração efluente (mg/L)	20	2 (2%)	1 (2%)	13 (8%)	4 (24%)	1 (9%)	1 (6%)	9 (23%)
	60	18 (20%)	4 (9%)	147 (87%)	17 (100%)	2 (18%)	3 (18%)	39 (100%)
	100	24 (27%)	15 (33%)	157 (93%)	17 (100%)	4 (36%)	6 (35%)	39 (100%)
	140	31 (35%)	24 (53%)	158 (93%)	17 (100%)	6 (55%)	11 (65%)	39 (100%)
Eficiência de remoção (%)	60	29 (43%)	32 (73%)	3 (23%)	-	6 (67%)	12 (75%)	-
	70	13 (19%)	19 (43%)	3 (23%)	-	6 (67%)	6 (38%)	-
	80	1 (1%)	4 (9%)	1 (8%)	-	1 (11%)	1 (6%)	-
	90	0 (0%)	1 (2%)	1 (8%)	-	0 (0%)	1 (6%)	-

Observa-se que a configuração com maior número de ETEs que tem 90% das amostras cumprindo com as metas de concentrações efluentes estabelecidas para DBO, é L+PT, seguida de LF+LM. Quando considerando as metas de eficiências de remoção não teve nenhuma ETE cumprindo com mais do 90% das amostras à meta mais restrita. Como discutido anteriormente, a presente pesquisa está em concordância com a pesquisa de Oliveira e von Sperling (2008), que obtiveram na sua avaliação a 166 ETEs (6 configurações), que o desempenho destas estações quanto ao atendimento às metas de concentração de DBO no efluente foi muito baixa, sendo que quase nenhuma ETE cumpriu com as metas mais exigentes de 40 mg/L e 20 mg/L; situação diferente, ocorreu com o cumprimento às metas de eficiência de remoção; neste último, os autores concluíram que a configuração de lodos ativados e de UASB seguido de pós-tratamento tiveram o maior cumprimento com as metas.

Metas de qualidade de Sólidos Suspensos Totais (SST)

Os gráficos que mostram o comportamento das configurações ao atendimento as metas de qualidade para os SST estão apresentadas nas Figuras 5.10 e 5.11. Observa-se que na meta de 20 mg/L as configurações não têm muita variabilidade no atendimento, porém o percentual de atendimento médio é inferior a 50% em todos os casos. Na meta de 60 mg/L observa-se maior variabilidade, sendo ainda o atendimento baixo pela maioria das configurações. Por outro lado, nas metas menos restritas (100 e 140 mg/L) quase todos os percentuais médios estão acima do 75%, com exceção das configurações LF e LAN+LF. Confere-se também que a configuração L+PT é a que melhor desempenho tem ao observar as quatro propostas das metas. Quando analisando as metas de eficiência de remoção, tem-se um comportamento similar ao anterior, sendo que na meta mais exigente (90% de remoção) as configurações têm atendimento menor ao 40% (valores médios). Ao contrário da meta anterior, a configuração RA+LF é a que melhor desempenho tem na maioria das metas propostas.

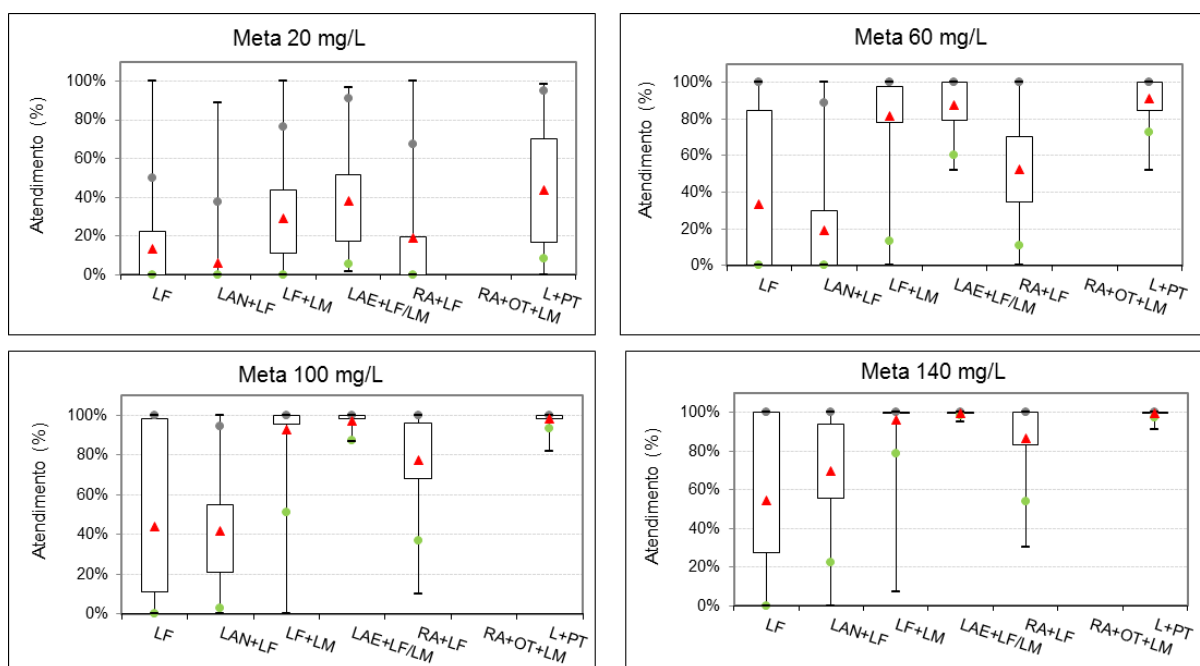


Figura 5.10 Box-Plot do percentual de atendimento às metas propostas de concentrações

efluentes de SST. Legenda: 25% 50% 95% 5% - Mín - Máx 75% ▲ Média

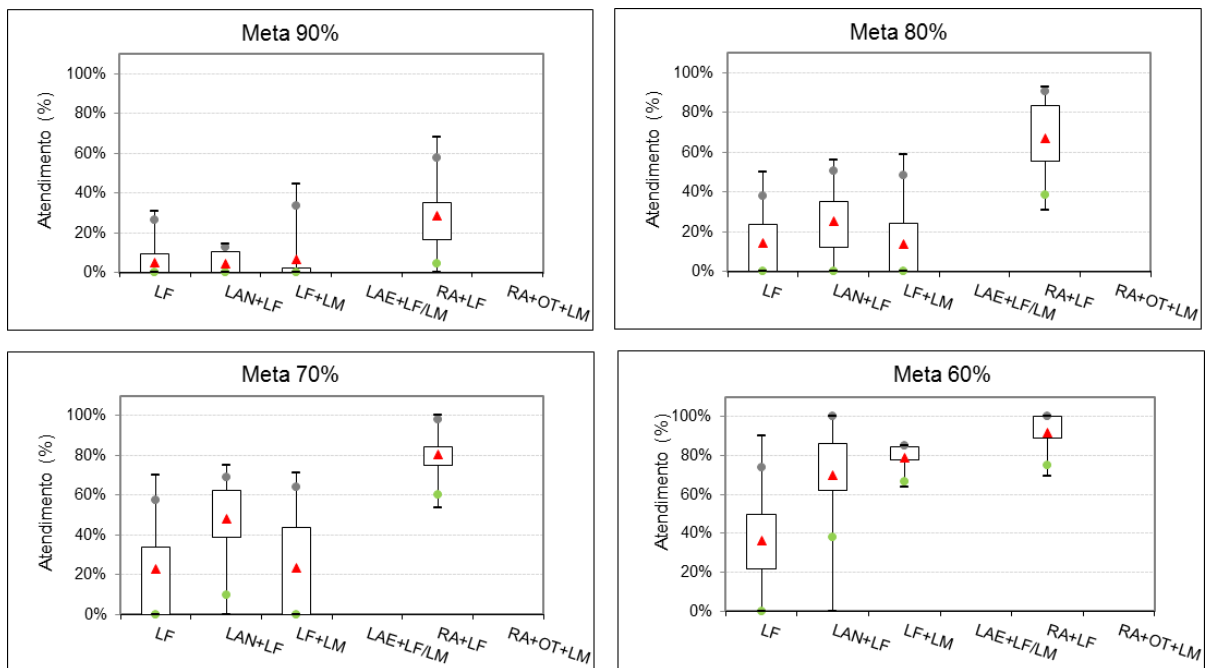


Figura 5.11 Box-Plot do percentual de atendimento às metas propostas de eficiências de remoção de SST. Legenda: 25% 50% 95% 5% - Min - Máx 75% Média

A Figura 5.12a mostra os gráficos referentes ao comportamento das configurações quanto aos três critérios alto, médio e baixo das metas de qualidade do efluente de SST de 20 mg/L e 60 mg/L. Observa-se que a meta de 20 mg/L parece ser uma proposta muito exigente para sistemas de lagoas, já que em todos os casos o percentual de atendimento médio está abaixo do 50%. Para a meta de 60 mg/L, o percentual de atendimento continua sendo baixo para as configurações LF, LAN+LM, RA+LF, sendo que LAN+LF foi a configuração com pior desempenho. Para LF+LM e L+PT o atendimento melhora, tendo nos dois casos mais de 50% das ETEs com mais de 90% das amostras cumprindo com a meta de 60 mg/L.

Na Figura 5.12b tem-se as metas menos restritivas (100 mg/L e 140 mg/L), onde é possível apreciar que configurações como LF+LM e L+PT têm atendimentos altos; quanto às outras configurações o percentual de atendimento ainda fica entre os critérios B e C (atendimento médio e baixo).



Figura 5.12a Percentual de atendimento das sete configurações à meta de concentração efluente de 20 mg/L e de 60 mg/L de SST, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.



Figura 5.12b Percentual de atendimento das sete configurações à meta de concentração efluente de 100 mg/L e de 140 mg/L de SST, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo

Por outro lado, considerando as propostas para eficiências de remoção, tem-se que em nenhum dos casos as configurações alcançam um critério A, ou seja não tiveram atendimento alto. Na Figura 5.13a tem-se as metas menos restritas de 60% de remoção; no primeiro caso só a configuração RA+LF alcançou um alto atendimento com mais de 60% das ETEs. No caso da meta de 70% observa-se igualmente só a configuração RA+LF alcançou o critério A, mas unicamente com 22% das ETEs. LF foi a configuração com pior desempenho tanto no atendimento de 60% quanto no de 70% de remoção de SST.

Nas metas 80% e 90% (Figura 5.13b) observa-se que prevalece o critério C (atendimento baixo) em todas as configurações. As configurações LF, LAN+LF e LF+LM tiveram baixo atendimento à meta de 80% de remoção com mais de 90% de ETEs. Quanto à meta de 90% de remoção observa-se um atendimento baixo por parte de todas as configurações com 89% e 100% das ETEs; concluindo que estas metas são muito restritivas para SST nas lagoas de estabilização.



Figura 5.13a Percentual de atendimento das sete configurações à meta de eficiência de remoção de 60% e de 70% de SST, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.



Figura 5.13b Percentual de atendimento das sete configurações à meta de eficiência de remoção de 80% e de 90% de SST, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.

Com o objetivo de obter as configurações com melhor desempenho no atendimento às metas de SST, apresenta-se a Tabela 5.22, a mesma que mostra o número e percentual (em parênteses) das ETEs que tiveram 90% ou mais das amostras atendendo às metas estabelecidas para SST, as mesmas que podem ser obtidas das Figuras 5.13a e 5.13b.

Tabela 5.22 Número e percentual de ETEs que tiveram 90% (ou mais) dos dados atendendo às metas propostas para SST

Metas	LF	LAN+LF	LF+LM	LAE+LF/LM	RA+LF	RA+OT+LM	L+PT
Concentração efluente (mg/L)	20	1 (1%)	0 (0%)	2 (1%)	1 (6%)	1 (9%)	4 (10%)
	60	17 (23%)	2 (7%)	91 (54%)	11 (65%)	2 (18%)	26 (67%)
	100	21 (29%)	2 (7%)	145 (86%)	14 (82%)	4 (36%)	38 (97%)
	140	2 (33%)	9 (33%)	156 (93%)	17 (100%)	6 (55%)	39 (100%)
Eficiência de remoção (%)	60	1 (4%)	2 (10%)	0 (0%)	-	6 (67%)	-
	70	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	-	2 (22%)	-
	80	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	-	1 (11%)	-
	90	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	-	0 (0%)	-

Da Tabela 5.25 obteve-se que todas as configurações resultaram em um atendimento muito pobre quanto às metas propostas para SST, sendo que no caso das eficiências de remoção praticamente nenhuma ETE teve 90% da suas amostras cumprindo com a meta. L+PT teve o melhor desempenho.

Metas de qualidade de Nitrogênio Amoniacal (N-Amoniacal)

Na Figura 5.14 tem-se os gráficos *box-plot* que mostram o comportamento das configurações quanto ao atendimento às metas de concentração de N-Amoniacal no efluente. Observa-se que existe uma grande variabilidade entre as configurações no atendimento às metas de concentrações efluentes, sendo que a configuração LF+LM tem o maior percentual médio de atendimento nos quatro casos, com um atendimento médio de 81% na meta mais restrita (ou seja, que as ETEs, em média atendem à meta de 5 mg/L com 81% das amostras); pelo contrário, a configuração LAN+LF tem o menor percentual médio de atendimento.

No caso do atendimento às metas de eficiências de remoção, nem todas as configurações apresentaram esta informação, pelo qual foi difícil avaliar o comportamento das

configurações quanto a estas metas. Portanto, os gráficos *box-plot* e os diagramas de barras que mostram o comportamento em relação aos três critérios das metas de eficiência de remoção de N-Amoniacal não foram colocados.

Quanto ao comportamento aos três critérios (alto, médio e baixo), o atendimento à meta de 5 mg/L de concentração efluente (Figura 5.15a), nenhuma configuração cumpriu o critério A com mais de 50% das ETEs; por outro lado, quando se trata da meta menos exigente de 20 mg/L (Figura 5.15b), as configurações já tem critério A com mais de 40% das ETEs, exceto LAN+LF que teve atendimento alto só com 13% das ETEs.

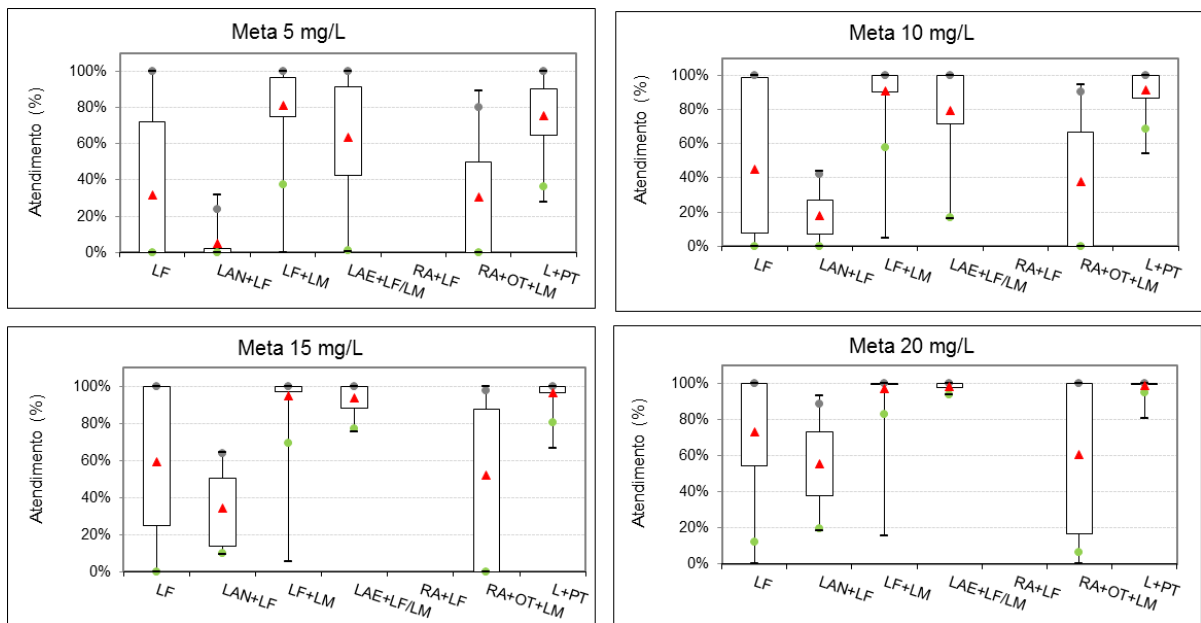


Figura 5.14 Box-Plot do percentual de atendimento às metas propostas de concentrações efluentes de N-Amoniacal. Legenda: 25% 50% 95% 5% - Mín - Máx 75% Média



Figura 5.15a Percentual de atendimento das sete configurações à meta de concentração efluente de 5 mg/L e de 10 mg/L de N-Amoniacal, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.



Figura 5.15b Percentual de atendimento das sete configurações à meta de concentração efluente de 15 mg/L e de 20 mg/L de N-Ammoniacal, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.

Na Tabela 5.23 mostra-se o número e percentual (em parênteses) de ETEs que tiveram 90% ou mais das amostras atendendo às metas de concentrações de N-Amoniacal no efluente. Observa-se que a configuração LF+LM teve o maior percentual (45%) de ETEs que tiveram 90% de seus dados cumprindo com as metas propostas. As configurações LAN+LF e RA+OT+LM não tiveram nenhuma ETE que alcançou 90% dos seus dados atendendo a meta mais exigente de 5 mg/L. LAN+LF foi a configuração com pior desempenho, não conseguindo atender nenhuma meta com 90% de seus dados.

Tabela 5.23 Número e percentual de ETEs que tiveram 90% (ou mais) dos dados atendendo às metas propostas para N-Amoniacal

Metas	LF	LAN+LF	LF+LM	LAE+LF/LM	RA+LF	RA+OT+LM	L+PT
5	7 (19%)	0 (0%)	70 (45%)	5 (33%)	-	0 (0%)	11 (30%)
10	11 (31%)	0 (0%)	123 (79%)	9 (60%)	-	1 (11%)	25 (68%)
15	13 (36%)	0 (0%)	137 (88%)	10 (67%)	-	2 (12%)	32 (86%)
20	16 (44%)	0 (0%)	145 (93%)	15 (100%)	-	4 (44%)	36 (97%)

Metas de qualidade de Coliformes Termotolerantes (C. Termo)

O comportamento das configurações quanto ao atendimento às metas de concentrações efluentes de C. Termo mostrou-se variável, como pode-se observar na Figura 5.16. Aqui é possível conferir que quando a meta é mais exigente (1,00E+03 NMP/100 mL) as configurações apresentam atendimento médio inferior ao 74%; na meta seguinte de 1,00E+04 NMP/100 mL, o atendimento já é maior para algumas configurações como no caso de LF+LM, qual alcançou um atendimento médio de 97%, porém ainda existem configurações com atendimento médio muito baixos (menos que 20%). No caso das metas menos restritas (1,00E+05 NMP/100 mL e 1,00E+06 NMP/100 mL) tem-se que as configurações LF+LM, LAE+LF/LM, RA+LF e L+PT, alcançaram um atendimento médio de 100%. As duas configurações com atendimento médio mais baixos foram a LF e LAN+LF. Pelo contrário, LF+LM e L+PT foram as configurações com melhor desempenho a estas metas.

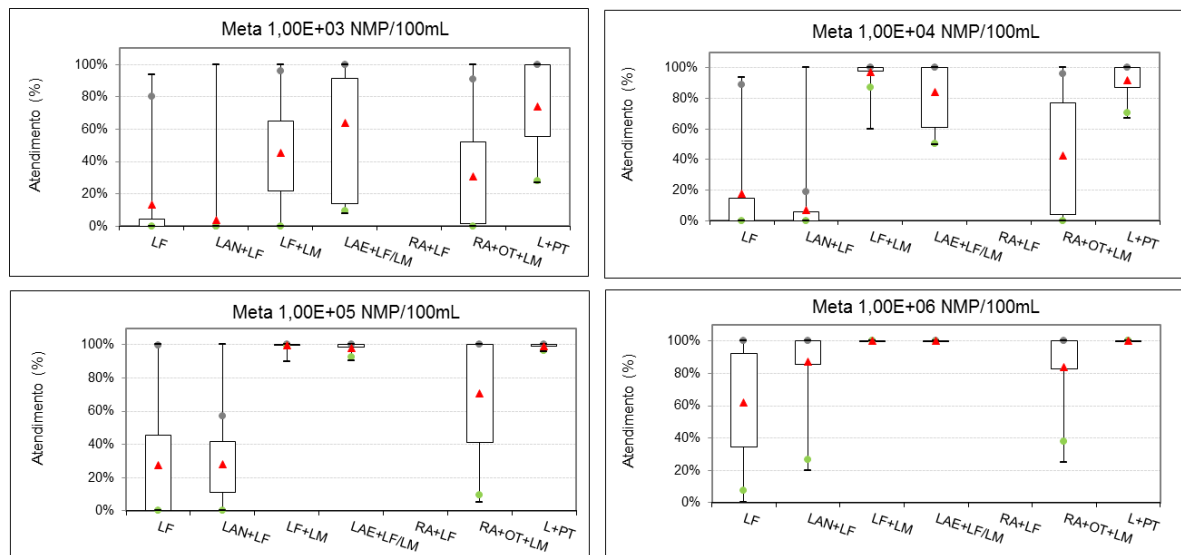


Figura 5.16 Box-Plot do percentual de atendimento às metas propostas de concentrações efluentes de C. Termo. Legenda: 25% 50% 95% 5% - Min - Máx 75% Média

Quanto às metas de eficiências de remoção de C. Termo, há configurações com muito pouco dados. No atendimento às metas mais restritas de 4 e 5 unidades log o atendimento foi muito baixo por parte das ETEs em todas as configurações, é por isso que se apresenta unicamente os gráficos referentes às metas de 2 e 3 unidades log.

Na Figura 5.17 observa-se o atendimento pobre das configurações a estas metas, sendo que para as metas mais exigentes as configurações LF e LAN+LF tiveram atendimento de 0%; para as metas de 2 e 3 unidades log de remoção o atendimento melhorou. RA+OT+LM foi a configuração que teve melhor desempenho a estas metas.

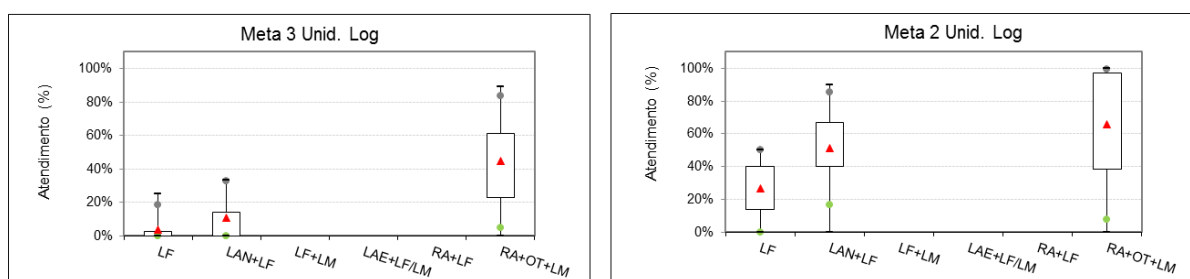


Figura 5.17 Box-Plot do percentual de atendimento às metas propostas de 2 e 3 unidades log de remoção de C. Termo. Legenda: 25% 50% 95% 5% - Min - Máx 75% Média

Nas seguintes figuras pode-se observar o comportamento das sete configurações com respeito aos três critérios (alto, médio e baixo). Na Figura 5.18a observa-se que todas as configurações conseguiram cumprir a meta de 1,00E+03 NMP/100 mL, porém com atendimento baixo ($\leq 50\%$). O atendimento à meta de 1,00E+04 NMP/100 mL observa-se as

configurações LF+LM, LAE+LF/LM e L+PT estiveram com melhor desempenho, as mesmas que atenderam a meta com mais de 60% das ETEs. Nesta meta a configuração LF+LM é a que alcançou o critério A (atendimento alto) com 93% das ETEs, pelo contrário, a configuração LAN+LF foi a que teve pior desempenho.

Quanto ao atendimento às metas menos restritas (Figura 5.18b) tem-se melhor desempenho das configurações, sendo que algumas alcançaram um atendimento com 100% das ETEs em relação ao critério A (atendimento alto). Novamente LAN+LF mostrou-se ser a configuração com pior desempenho.



Figura 5.18a Percentual de atendimento das sete configurações à meta de concentração efluente de 1,00E+03 NMP/100mL e de 1,00E+04 NMP/100mL de C. Termo, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.

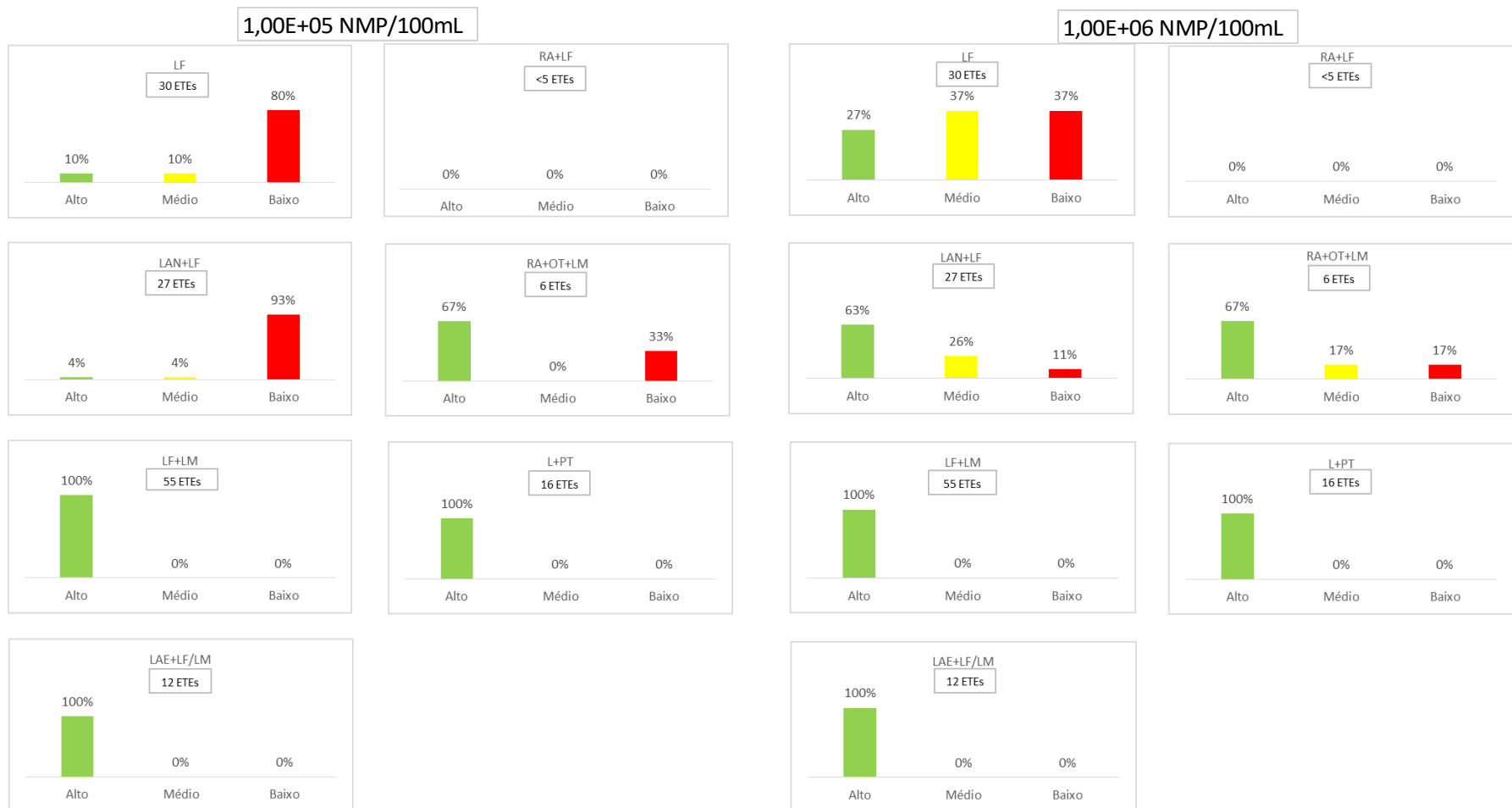


Figura 5.18b Percentual de atendimento das sete configurações à meta de concentração efluente de $1,00E+05$ NMP/100mL e de $1,00E+06$ NMP/100mL de C. Termo, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.

Por outro lado, o comportamento das configurações quanto ao atendimento das metas propostas para eficiências de remoção de C. Termo mostra-se na Figura 5.19. Aqui pode-se observar que o atendimento por parte de RA+OT+LM é alto, com 60% das ETEs. Para LAN+LF o atendimento ficou sob o critério B (atendimento médio) com 55% das ETEs. LF mostrou um atendimento baixo com 100% das ETEs. Quanto à meta de 3 unidades log, LF e LAN+LF tiveram atendimento baixo com 100% das ETEs; LAE+LF/LM teve atendimento médio com 100% das ETEs e só RA+LF apresentou um atendimento alto com todas as ETEs.



Figura 5.19 Percentual de atendimento das sete configurações à meta de eficiência de remoção de 2 e 3 unidades log de remoção de C. Termo, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo

Para ter uma visão geral do comportamento das configurações às metas propostas de concentração de C. Termo no efluente, apresenta-se a Tabela 5.24, a mesma que contém o número e percentual de ETEs que tiveram 90% (ou mais) dos dados atendendo a ditas metas.

Tabela 5.24 Número e percentual de ETEs que tiveram 90% (ou mais) dos dados atendendo às metas propostas para C. Termo

	Metas	LF	LAN+LF	LF+LM	LAE+LF/LM	RA+LF	RA+OT+LM	L+PT
Concentração efluente (NMP/100mL)	1,00E+03	1 (3%)	1 (4%)	7 (13%)	3 (25%)	-	1 (17%)	7 (44%)
	1,00E+04	2 (7%)	1 (4%)	51 (93%)	10 (83%)	-	1 (17%)	10 (63%)
	1,00E+05	3 (10%)	1 (4%)	55 (100%)	12 (100%)	-	4 (67%)	16 (100%)
	1,00E+06	8 (27%)	17 (63%)	55 (100%)	12 (100%)	-	4 (67%)	16 (100%)
Eficiência de remoção (Unid. Log)	2	0 (0%)	1 (5%)	-	-	-	3 (60%)	-
	3	0 (0%)	0 (0%)	-	-	-	0 (0%)	-
	4	0 (0%)	0 (0%)	-	-	-	0 (0%)	-
	5	0 (0%)	0 (0%)	-	-	-	0 (0%)	-

Observa-se que na meta das concentrações efluentes a configuração L+PT tem o maior percentual de ETEs com 90% dos dados atendendo às quatro metas. Todas as configurações (exceto LF) mostraram ter um atendimento alto à meta menos exigente (1,00E+06 NMP/100 mL). Quanto às metas de eficiências de remoção, observa-se a falta de configurações com esta informação; também pode-se observar que o cumprimento das configurações é só para a primeira meta de 2 unidade log de remoção, sendo que nenhuma configuração atendeu às metas mais exigentes de 3, 4 e 5 unidades log, o que poderia restringir o uso destes efluentes para irrigação.

Metas de qualidade de *E. coli*

Por último tem-se o atendimento às metas de *E. coli*. Na Figura 5.20 pode-se ver o percentual de atendimento das sete configurações às quatro metas propostas das concentrações de *E. coli* nos efluentes, observando uma maior variabilidade entre as configurações, sendo L+PT a configuração que teve um atendimento médio de superior a 95% em todas as metas, seguida por LF+LM com um atendimento médio superior a 90%. Para estas metas, a configuração com pior desempenho foi LF com percentual médio de atendimento inferior a 50%; já para as metas mais restritas, esta configuração teve 0% de atendimento.

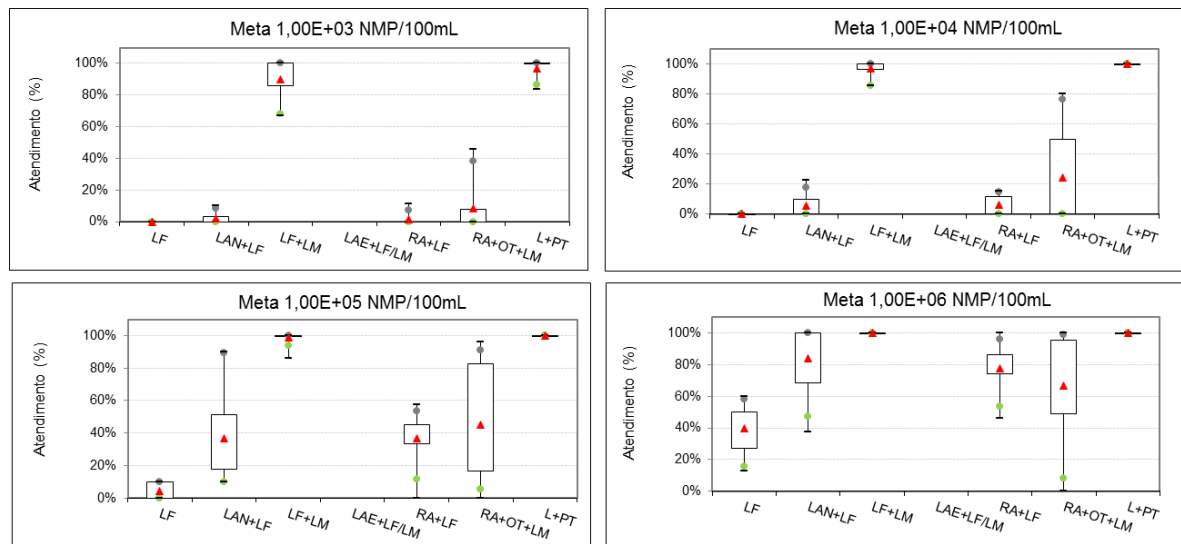


Figura 5.20 Box-Plot do percentual de atendimento às metas propostas de concentrações efluentes de *E. coli*. Legenda: 25% 50% 95% 5% - Mín - Máx 75% ▲ Média

Só foram duas configurações que apresentaram informação suficiente para o cálculo das eficiências de remoção de *E. coli*, cujo desempenho foi muito pobre com respeito às metas de 3, 4 e 5 unidades log. Quando à meta de 2 unidade log (a menos exigente) as configurações LF e LAN+LF, apresentaram um percentual de atendimento médio de 23% e 63%, respectivamente.

Na Figura 5.21 mostra-se o gráfico box-plot do comportamento das configurações às metas de 2 e 3 unidades log. Aqui observa-se que LAN+LF é a configuração que apresenta melhor atendimento quando comparado com LF. Observa-se que LF tem um atendimento nulo na meta de 3 unidades log, demonstrando que esta configuração precisa de pós-tratamento para alcançar melhores remoções de *E. coli*.

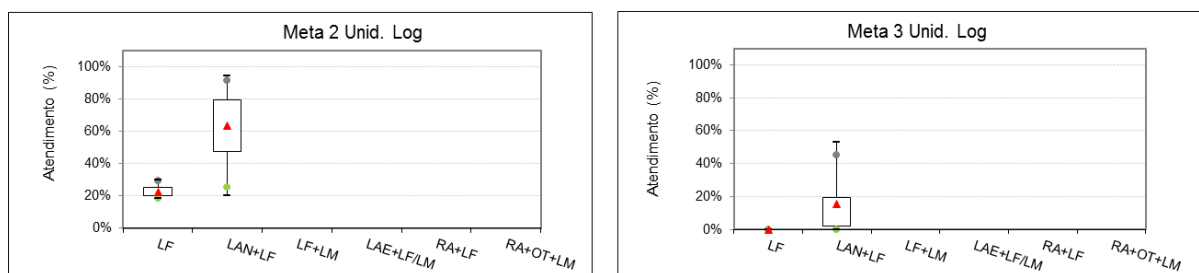


Figura 5.21 Box-Plot do percentual de atendimento às metas de 2 e 3 unidade log de remoção de *E. coli*. Legenda: 25% 50% 95% 5% - Mín - Máx 75% ▲ Média

Na Figura 5.22a mostra-se o comportamento das sete configurações com respeito aos critério A, B e C (atendimento alto, médio e baixo). No primeiro caso, quanto às metas das

concentrações efluentes mais restritas, de $1,00E+03$ NMP/100 mL e $1,00E+04$ NMP/100 mL, tem-se que as configurações LF+LM e L+PT alcançaram o critério A (atendimento alto) entre 60% e 80% das ETEs. Caso muito diferente para o restante das configurações, as quais tiveram atendimento baixo, todas com 100% das ETEs. Observa-se que as configurações que alcançaram atendimento alto são aquelas que têm lagoas de maturação ou pós-tratamento no sistema de tratamento, exceto RA+OT+LM que apresentou baixo atendimento; o que poderia justificar o resto das configurações, por falta de este tipo de lagoa que são especificamente para remoção de microrganismos indicadores e patógenos.

Na Figura 5.22b tem-se o comportamento das configurações às metas menos restritas, aqui observa-se que para a meta de $1,00E+05$ o comportamento é similar às metas anteriores; já na meta de $1,00E+06$ as configurações apresentam melhor desempenho, sendo LF a única que não conseguiu alcançar atendimento alto nem médio, ficou com atendimento baixo em 80% das ETEs, demonstrando mais uma vez que este tipo de lagoas precisa de um pós-tratamento para remoção de microrganismos indicadores.



Figura 5.22a Percentual de atendimento das sete configurações à meta de concentração efluente de 1,00E+03 NMP/100mL e 1,00E+04 NMP/100mL de *E. coli*, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.



Figura 5.22b Percentual de atendimento das sete configurações à meta de concentração efluente de 1,00E+05 NMP/100mL e 1,00E+06 NMP/100mL de *E. coli*, segundo os critérios Alto, Médio e Baixo.

Como já foi mencionado anteriormente, os dados de eficiências de remoção de *E. coli* foram insuficientes para fazer uma análise. Portanto os gráficos com respeito aos três critérios propostos não são apresentados.

Para conhecer um pouco do comportamento das configurações às metas propostas de *E. coli*, apresenta-se a Tabela 5.25, a mesma que contém o número e percentual de ETEs que tiveram 90% (ou mais) dos dados atendendo a ditas metas.

Tabela 5.25 Número e percentual de ETEs que tiveram 90% (ou mais) dos dados atendendo às metas propostas para *E. coli*

Metas	LF	LAN+LF	LF+LM	LAE+LF/LM	RA+LF	RA+OT+LM	L+PT
Concentração efluente (NMP/100mL)	1,00E+03	0 (0%)	0 (0%)	9 (64%)	-	0 (0%)	4 (80%)
	1,00E+04	0 (0%)	0 (0%)	12 (86%)	-	0 (0%)	5 (100%)
	1,00E+05	0 (0%)	1 (8%)	13 (93%)	-	1 (9%)	5 (100%)
	1,00E+06	0 (0%)	8 (67%)	14 (100%)	-	1 (13%)	5 (100%)
Eficiência de remoção (Unid. Log)	2	0 (0%)	1 (17%)	-	-	-	-
	3	0 (0%)	0 (0%)	-	-	-	-
	4	0 (0%)	0 (0%)	-	-	-	-
	5	0 (0%)	0 (0%)	-	-	-	-

No atendimento às concentrações efluentes, observa-se que a configuração L+PT foi a que melhor desempenho teve, desde que conseguiu atender com 80% das ETEs à meta mais restrita e com 100% das ETEs às outras metas. A LF foi a que teve pior desempenho, nenhuma ETE atendeu nenhuma meta. Por outro lado, o atendimento às eficiências de remoção é considerado muito pobre, sendo que nem todas as configurações apresentaram esta informação. Das duas configurações que apresentaram esta informação, só LAN+LF atendeu a meta menos restrita (2 unid. log) mas só com uma ETE.

5.6. Influência dos fatores operacionais e ambientais no desempenho das lagoas de estabilização

Como foi explicado na metodologia, foi calculada a correlação entre as concentrações efluentes e eficiências de remoção dos cinco parâmetros em estudo com respeito aos fatores operacionais: tempo de detenção hidráulica (TDH), taxa de aplicação mássica (TAM) e índice de sobrecarga (IS), e aos fatores ambientais: temperatura ambiente (T) e insolação (INS), para cada configuração que tenha no mínimo cinco ETEs com informação suficiente de cada parâmetro.

Os resultados desta análise foram divididos em duas partes: influência de fatores operacionais (subitem 5.6.1) e influência de fatores ambientais (subitem 5.6.2). Estes resultados serão apresentados em forma de tabelas, as mesmas que mostram os valores do coeficiente de correlação r_s e junto com seu p-valor (em parêntesis) para cada configuração. Também foram feitos gráficos de dispersão, mas só para aquelas correlações significativas com $|r_s| \geq 0,60$.

De forma geral, foi observada ausência de relações entre ambos tipos de fatores (operacionais e ambientais) e as diferentes configurações, demonstrando que os sistemas de lagoas de estabilização são função de uma série de fatores em conjunto e não de forma isolada. O que fez com que a análise e discussão destes itens seja difícil.

5.6.1. Influência dos fatores operacionais

A seguir serão apresentados os resultados da influência dos fatores operacionais segundo cada parâmetro em estudo (DBO, SST, N-Amoniacal, C. Termo e *E. coli*):

DBO

Da Tabela 5.26 observa-se que as concentrações efluentes de DBO do percentil 50%, da configuração RA+LF, foram as variáveis que estiveram correlacionadas positivamente ($|r_s| \geq 0,60$ e $p \leq 0,05$) com o TDH, ou seja, que as medianas da concentração efluente de DBO aumentam conforme há aumento do TDH. Esta mesma configuração apresentou correlação negativa com as concentrações efluentes e eficiências de remoção de DBO dos percentis 50% e 95% e os índice de sobrecarga. Observa-se que a configuração LF+LM apresentou correlação positiva com a TAM para os percentis 50% e 95%.

Tabela 5.26 Coeficientes de correlação de Spearman (p-valor) das eficiências de remoção e concentrações efluentes de DBO com respeito aos fatores operacionais.

Eficiências de remoção DBO			
Percentil 5%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	0,080 (0,524)	-0,033 (0,796)	-
LAN+LF	-0,086 (0,669)	0,274 (0,257)	0,771 (0,072)
LF+LM	0,115 (0,751)	0,139 (0,701)	0,800 (0,200)
LAE+LF/LM	-	-	-
RA+LF	-0,314 (0,544)	0,143 (0,787)	0,321 (0,482)
RA+OT+LM	-0,071 (0,817)	0,445 (0,170)	-0,464 (0,151)
Percentil 50%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	0,201 (0,108)	-0,051 (0,688)	-
LAN+LF	-0,051 (0,799)	0,209 (0,391)	0,657 (0,156)
LF+LM	0,564(0,090)	-0,321 (0,365)	0,800 (0,200)
LAE+LF/LM	-	-	-
RA+LF	-0,486 (0,329)	0,714 (0,111)	0,571 (0,180)
RA+OT+LM	0,412 (0,162)	0,400 (0,223)	-0,736 (0,010)
Percentil 95%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	0,214 (0,084)	-0,073 (0,562)	-
LAN+LF	-0,143 (0,477)	0,100 (0,684)	-0,200 (0,704)
LF+LM	0,030 (0,934)	-0,067 (0,835)	0,400 (0,600)
LAE+LF/LM	-	-	-
RA+LF	-0,143 (0,787)	-0,314 (0,544)	0,214 (0,645)
RA+OT+LM	0,346 (0,247)	0,373 (0,259)	-0,618 (0,043)

Concentrações efluentes DBO			
Percentil 5%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	-0,182 (0,148)	0,292 (0,018)	-0,136 (0,516)
LAN+LF	-0,143 (0,470)	0,226 (0,351)	0,429 (0,337)
LF+LM	-0,152 (0,318)	0,188 (0,603)	-0,071 (0,374)
LAE+LF/LM	-0,800 (0,200)	-	-0,152 (0,560)
RA+LF	0,257 (0,623)	0,371 (0,468)	-0,450 (0,224)
RA+OT+LM	0,165 (0,590)	0,000 (1,000)	-0,098 (0,762)
L+PT	0,505 (0,094)	-	-0,228 (0,187)
Percentil 50%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	-0,130 (0,301)	0,353 (0,004)	-0,266 (0,199)
LAN+LF	-0,092 (0,643)	0,119 (0,626)	0,429 (0,337)
LF+LM	-0,126 (0,410)	0,794 (0,006)	0,002 (0,981)
LAE+LF/LM	-0,400 (0,600)	-	-0,170 (0,515)
RA+LF	0,829 (0,042)	-0,429 (0,397)	-0,917 (0,001)
RA+OT+LM	0,368 (0,216)	-0,236 (0,484)	-0,168 (0,602)
L+PT	0,497 (0,100)	-	-0,312 (0,068)
Percentil 95%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	-0,088 (0,301)	0,253 (0,044)	-0,247 (0,233)
LAN+LF	-0,015 (0,941)	0,047 (0,847)	-0,214 (0,645)
LF+LM	-0,130 (0,399)	0,758 (0,011)	-0,050 (0,536)
LAE+LF/LM	-0,200 (0,800)	-	0,069 (0,793)
RA+LF	0,657 (0,156)	-0,200 (0,704)	-0,817 (0,007)
RA+OT+LM	0,456 (0,117)	-0,182 (0,593)	-0,308 (0,331)
L+PT	0,217 (0,498)	-	-0,163 (0,348)

TDH = Tempo de detenção hidráulica; TAM = taxa de aplicação mássica; IS = índice de sobrecarga. LF = lagoa facultativa; LAN+LF = lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa; LF+LM = lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação; LAE+LF/LM = lagoa aerada seguida de lagoa facultativa e/ou de maturação; RA+LF = reator anaeróbico seguido de lagoa facultativa; RA+OT+LM = reator anaeróbico seguido de outro tratamento (lagoa anaeróbia ou filtro anaeróbico) e seguido de lagoa de maturação; L+PT = lagoa seguido de pós-tratamento (desinfecção, wetlands, fluxo superficial, etc.).

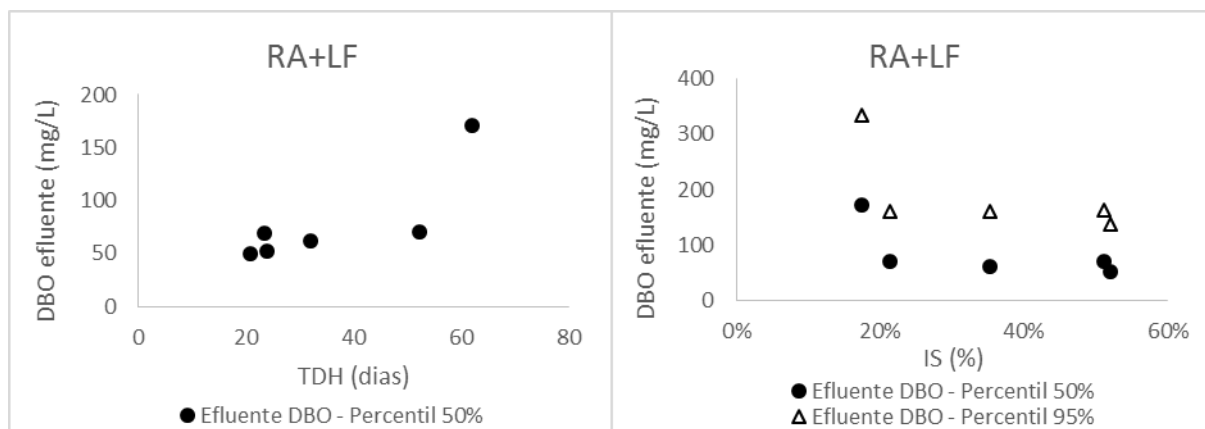


Figura 5.23 Concentração efluente de DBO vs TDH (esquerda) e o IS (direita) da configuração reator anaeróbio + lagoa facultativa (RA+LF)

Na Figura 5.23 apresenta-se o gráfico da concentração efluente de DBO (percentil 50%) vs o TDH e concentração efluente de DBO (percentil 50% e 95%) vs o IS, referente à configuração RA+LF, a qual apresentou correlação positiva maior a 0,60 com o TDH e correlação negativa com o IS. Em termos gerais, esperar-se-ia ter melhor desempenho do sistema quando maior é o TDH, ou seja a concentração efluente deveria ser menor, no entanto, os resultados mostram o contrário. Isto poderia ser que com o aumento do TDH há mais algas e como estas estão associadas à DBO particulada, ao saírem pelo efluente, a concentração final deste parâmetro aumenta. Mascarenhas *et al.* (2004) estudaram um sistema composto por reator UASB seguido de duas lagoas de polimento, eles variaram o TDH em duas etapas e encontraram que quando o TDH foi maior nas lagoas (em torno de 8 dias) o sistema apresentou maiores concentrações efluentes de DBO, concordando com o obtido nesta pesquisa.

Na Figura 5.24 mostra-se o gráfico de dispersão entre a concentração efluente de DBO e a taxa de aplicação mássica. Aqui pode-se observar que com o aumento da carga aplicada a concentração efluente aumenta, sendo um resultado esperado, desde que em lagoas com menor carga aplicada devem conduzir a menores concentrações efluentes.

Segundo Farzadkia *et al.* (2014), que avaliaram lagoas facultativas no Irã, obtiveram que as variações de carga orgânica não tiveram efeitos na remoção da matéria orgânica. Abis e Mara (2004) também obtiveram no seu estudo que ainda com cargas orgânicas superficiais altas, as lagoas facultativas conseguem ter altas remoções de DBO. Isto concorda com os resultados nesta pesquisa, mas não só para a taxa de aplicação mássica, se não também para os outros dois fatores: TDH e IS.

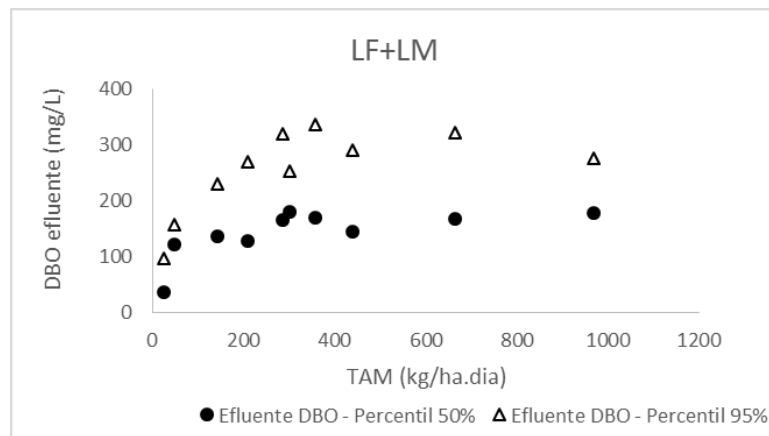


Figura 5.24 Concentração efluente de DBO vs TAM da configuração lagoa facultativa + lagoa de maturação (LF+LM)

A eficiência de remoção de DBO do percentil 50% e 95% da configuração RA+OT+LM foi a única em apresentar correlação (negativa) e foi unicamente com o IS. A Figura 5.25 mostra o gráfico de dispersão entre estas variáveis.

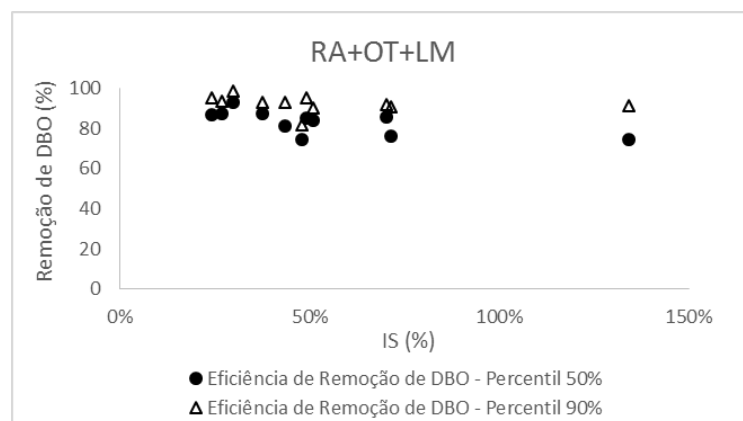


Figura 5.25 Eficiência de remoção de DBO vs IS da configuração reator anaeróbio + outro tratamento + lagoa de maturação (RA+OT+LM)

Para as configurações restantes não foi possível obter nenhuma associação significativa ($p > 0,05$) entre suas concentrações efluentes e eficiências de remoção de DBO e os fatores operacionais.

SST

Da Tabela 5.27 tem-se que nenhuma configuração apresentou correlação significativa ($p > 0,05$) em relação à eficiência de remoção de SST. Por outro lado, RA+LF mostrou ter correlação positiva ($|r| \geq 0,60$ e $p \leq 0,05$) entre a concentração efluente de SST, o TDH e o IS. As Figuras 5.25 e 5.26 mostram os gráficos de dispersão destas correlações.

Tabela 5.27 Coeficientes de correlação de Spearman (p-valor) das eficiências de remoção e concentrações efluentes de SST com respeito aos fatores operacionais.

Eficiências de remoção SST			
Percentil 5%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	0,009 (0,952)	-0,006 (0,966)	-
LAN+LF	0,121 (0,656)	0,332 (0,246)	-
LF+LM	-0,164 (0,651)	0,285 (0,425)	-
LAE+LF/LM	-	-	-
RA+LF	0,143 (0,787)	0,257 (0,623)	0,321 (0,482)
RA+OT+LM	-	-	-
Percentil 50%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	0,063 (0,670)	0,037 (0,801)	-
LAN+LF	-0,015 (0,957)	0,354 (0,215)	-
LF+LM	0,042 (0,907)	0,115 (0,751)	-
LAE+LF/LM	-	-	-
RA+LF	-0,486 (0,329)	0,714 (0,111)	0,571 (0,181)
RA+OT+LM	-	-	-
Percentil 95%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	0,093 (0,525)	0,001 (0,997)	-
LAN+LF	-0,129 (0,633)	0,305 (0,288)	-
LF+LM	0,079 (0,829)	0,006 (0,987)	-
LAE+LF/LM	-	-	-
RA+LF	-0,486 (0,329)	-0,257 (0,623)	0,214 (0,645)
RA+OT+LM	-	-	-

Concentrações efluentes SST			
Percentil 5%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	-0,114 (0,430)	0,032 (0,825)	-
LAN+LF	-0,085 (0,753)	-0,209 (0,474)	-
LF+LM	-0,271 (0,072)	0,406 (0,244)	-0,029 (0,722)
LAE+LF/LM	-	-	-0,115 (0,659)
RA+LF	0,486 (0,329)	0,257 (0,623)	-0,450 (0,224)
RA+OT+LM	-	-	-
L+PT	0,205 (0,524)	-	-0,156 (0,378)
Percentil 50%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	-0,087 (0,547)	0,024 (0,868)	-
LAN+LF	-0,052 (0,850)	-0,002 (0,994)	-
LF+LM	-0,142 (0,351)	0,321 (0,365)	-0,012 (0,885)
LAE+LF/LM	-	-	-0,080 (0,759)
RA+LF	0,829 (0,042)	-0,429 (0,397)	-0,917 (0,001)
RA+OT+LM	-	-	-
L+PT	0,535 (0,073)	-	-0,199 (0,252)
Percentil 95%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	-0,044 (0,763)	0,053 (0,720)	-
LAN+LF	-0,194 (0,471)	0,218 (0,455)	-
LF+LM	-0,191 (0,215)	0,212 (0,556)	0,025 (0,757)
LAE+LF/LM	-	-	-0,272 (0,291)
RA+LF	0,657 (0,156)	-0,200 (0,704)	-0,817 (0,007)
RA+OT+LM	-	-	-
L+PT	0,476 (0,117)	-	-0,209 (0,229)

TDH = Tempo de detenção hidráulica; TAM = taxa de aplicação mássica; IS = índice de sobrecarga. LF = lagoa facultativa; LAN+LF = lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa; LF+LM = lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação; LAE+LF/LM = lagoa aerada seguida de lagoa facultativa e/ou de maturação; RA+LF = reator anaeróbio seguido de lagoa facultativa; RA+OT+LM = reator anaeróbio seguido de outro tratamento (lagoa anaeróbia ou filtro anaeróbio) e seguido de lagoa de maturação; L+PT = lagoa seguido de pós-tratamento (desinfecção, wetlands, fluxo superficial, etc.). “-” = dados insuficientes para calcular a correlação.

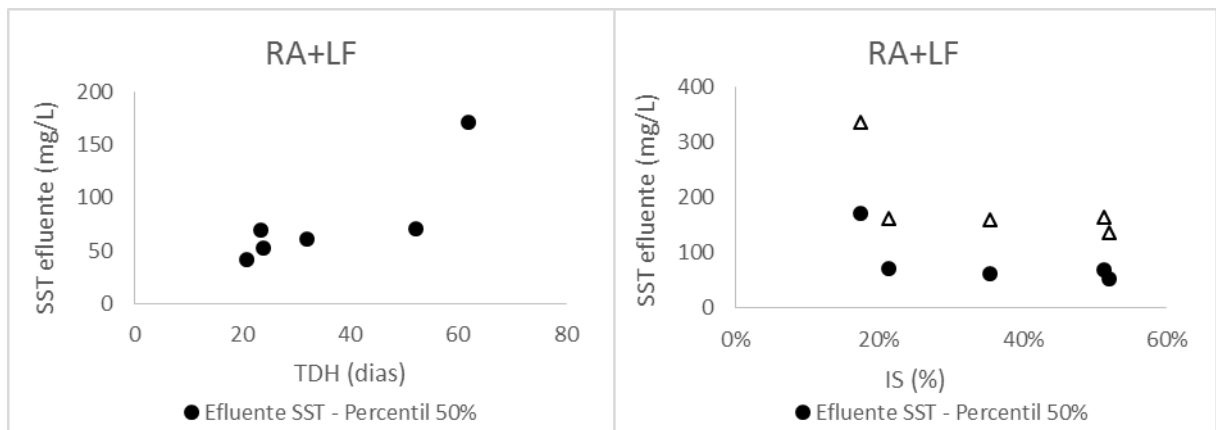


Figura 5.26 Concentração efluente de SST vs TDH (esquerda) e o IS (direita) da configuração reator anaeróbio + lagoa facultativa (RA+LF)

Do mesmo estudo realizado por Mascarenhas *et al.* (2004) em um sistema de UASB seguido de lagoas de polimento, obteve-se para um TDH maior a concentração efluente de SST é menor, o que é esperado, no entanto, nesta pesquisa foi obtido o contrário. Sendo que, uma vez mais parece que com maior TDH há maior quantidade de algas, as mesmas que saem com o efluente (algas estão associadas diretamente com os sólidos em suspensão). Um estudo mais profundo sobre a influência do TDH no crescimento de algas e na concentração efluente de DBO particulada e SST neste tipo de sistemas deve ser feito, para maior compreensão deste comportamento.

N-Amoniacal

Da Tabela 5.28 observa-se a grande insuficiência de dados para o cálculo de correlação para as eficiências de remoção. Porém, para as concentrações efluentes já há mais informação; com o qual tem-se que, LF mostrou correlação positiva ($|r| \geq 0,60$ e $p \leq 0,05$) entre o TDH e a concentração efluente de N-Amoniacal do percentil 95%, mostrando que os valores extremos superiores das concentrações efluentes deste parâmetro são os únicos influenciados pelo TDH.

Tabela 5.28 Coeficientes de correlação de Spearman (p-valor) das eficiências de remoção e concentrações efluentes de N-Amoniacal com respeito aos fatores operacionais.

Eficiências de remoção N-Amoniacal			
Percentil 5%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	0,331 (0,210)	-0,063 (0,816)	-
LAN+LF	-	-	-
LF+LM	-	-	-
LAE+LF/LM	-	-	-
RA+LF	-	-	-
RA+OT+LM	-	-	-
Percentil 50%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	0,467 (0,069)	-0,258 (0,336)	-
LAN+LF	-	-	-
LF+LM	-	-	-
LAE+LF/LM	-	-	-
RA+LF	-	-	-
RA+OT+LM	-	-	-
Percentil 95%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	0,313 (0,237)	-0,296 (0,266)	-
LAN+LF	-	-	-
LF+LM	-	-	-
LAE+LF/LM	-	-	-
RA+LF	-	-	-
RA+OT+LM	-	-	-

Concentrações efluentes N-Amoniacal			
Percentil 5%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	-0,166 (0,525)	0,181 (0,502)	0,102 (0,668)
LAN+LF	-	-	-
LF+LM	-0,066 (0,713)	-	0,155 (0,057)
LAE+LF/LM	-	-	0,167 (0,553)
RA+LF	-	-	-
RA+OT+LM	-0,571 (0,139)	-	0,267 (0,488)
L+PT	0,107 (0,740)	-	-0,049 (0,785)
Percentil 50%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	-0,481 (0,051)	0,315 (0,235)	-0,092 (0,7,01)
LAN+LF	-	-	-
LF+LM	0,315 (0,070)	-	0,019 (0,815)
LAE+LF/LM	-	-	0,273 (0,324)
RA+LF	-	-	-
RA+OT+LM	-0,643 (0,083)	-	0,400 (0,286)
L+PT	0,368 (0,240)	-	-0,128 (0,478)
Percentil 95%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	-0,614 (0,009)	0,528 (0,035)	-0,050 (0,835)
LAN+LF	-	-	-
LF+LM	0,433 (0,011)	-	0,035 (0,669)
LAE+LF/LM	-	-	0,409 (0,130)
RA+LF	-	-	-
RA+OT+LM	-0,500 (0,207)	-	0,367 (0,332)
L+PT	0,487 (0,108)	-	0,103 (0,570)

TDH = Tempo de detenção hidráulica; TAM = taxa de aplicação mássica; IS = índice de sobrecarga. LF = lagoa facultativa; LAN+LF = lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa; LF+LM = lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação; LAE+LF/LM = lagoa aerada seguida de lagoa facultativa e/ou de maturação; RA+LF = reator anaeróbio seguido de lagoa facultativa; RA+OT+LM = reator anaeróbio seguido de outro tratamento (lagoa anaeróbia ou filtro anaeróbio) e seguido de lagoa de maturação; L+PT = lagoa seguido de pós-tratamento (desinfecção, wetlands, fluxo superficial, etc.). “-” = dados insuficientes para calcular a correlação.

Para melhor visualização mostra-se o gráfico de dispersão (Figura 5.27) entre a concentração efluente de N-Amoniacal e o TDH, para o percentil 95%. A correlação obtida para este parâmetro é um resultado esperado, desde que o TDH é o tempo necessário para que os microrganismos procedam à estabilização de matéria (VON SPERLING, 2002), assim quanto mais tempo têm as bactérias maior será a degradação e menor a concentração efluente.

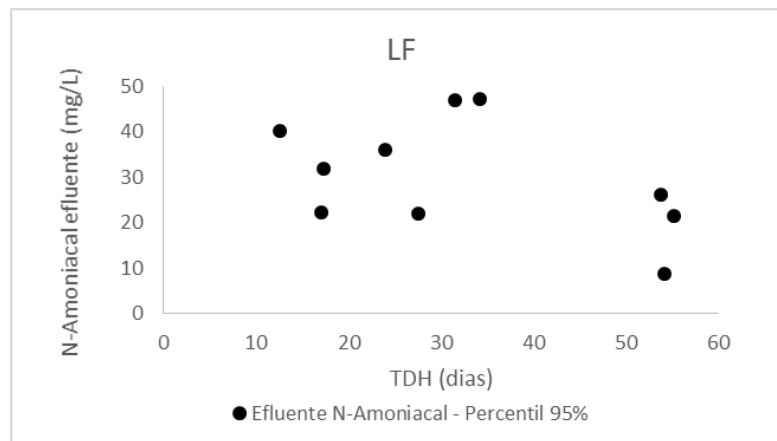


Figura 5.27 Concentração efluente de N-Amônia vs TDH da configuração lagoa facultativa (LF)

C. Termo

No caso de parâmetro de C. Termo (Tabela 5.29), observa-se também a insuficiência de dados para o cálculo de correlação. Neste caso, LF foi a única configuração que teve correlação e positiva entre a concentração efluente do percentil 95% e o IS. A Figura 5.28 mostra o gráfico de dispersão entre esta variáveis.

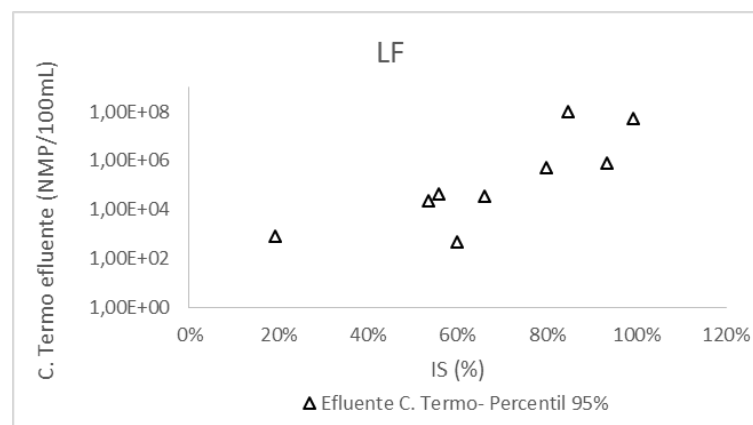


Figura 5.28 Concentração efluente de C. Termo vs IS da configuração lagoa facultativa (LF)

Com os resultados desta correlação, observa-se que com o aumento do índice de sobrecarga, ou seja, com o aumento da vazão afluente, a concentração efluente aumenta, podendo ser justificado que devido ao aumento da vazão há uma redução no TDH, diminuindo a eficiência de remoção de coliformes.

Tabela 5.29 Coeficientes de correlação de Spearman (ρ -valor) das eficiências de remoção e concentrações efluentes de C. Termo com respeito aos fatores operacionais.

Eficiências de remoção C. Termo				Concentrações efluentes C. Termo			
Percentil 5%				Percentil 5%			
Configuração	Fator operacional			Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)		TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	0,333 (0,078)	-0,100 (0,604)	-	LF	-0,098 (0,570)	0,375 (0,041)	0,485 (0,185)
LAN+LF	-0,385 (0,194)	0,086 (0,872)	-	LAN+LF	-0,568 (0,027)	-0,286 (0,535)	-0,568 (0,027)
LF+LM	-	-	-	LF+LM	-0,535 (0,049)	-	0,203 (0,137)
LAE+LF/LM	-	-	-	LAE+LF/LM	-	-	0,485 (0,185)
RA+LF	-	-	-	RA+LF	-	-	-
RA+OT+LM	-	-	-	RA+OT+LM	-	-	-
Percentil 50%				Percentil 50%			
Configuração	Fator operacional			Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)		TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	0,552 (0,002)	-0,199 (0,293)	-	LF	-0,304 (0,071)	0,560 (0,001)	0,433 (0,244)
LAN+LF	-0,049 (0,873)	0,200 (0,704)	-	LAN+LF	0,483 (0,187)	-0,400 (0,600)	0,483 (0,069)
LF+LM	-	-	-	LF+LM	0,040 (0,893)	-	0,155 (0,259)
LAE+LF/LM	-	-	-	LAE+LF/LM	-	-	0,661 (0,053)
RA+LF	-	-	-	RA+LF	-	-	-
RA+OT+LM	-	-	-	RA+OT+LM	-	-	-
Percentil 95%				Percentil 95%			
Configuração	Fator operacional			Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)		TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	0,271 (0,148)	-0,115 (0,543)	-	LF	-0,267 (0,115)	0,462 (0,010)	0,817 (0,007)
LAN+LF	0,115 (0,707)	0,657 (0,156)	-	LAN+LF	-0,482 (0,069)	0,214 (0,645)	-0,482 (0,069)
LF+LM	-	-	-	LF+LM	0,266 (0,358)	-	0,184 (0,179)
LAE+LF/LM	-	-	-	LAE+LF/LM	-	-	0,293 (0,444)
RA+LF	-	-	-	RA+LF	-	-	-
RA+OT+LM	-	-	-	RA+OT+LM	-	-	-
				L+PT	0,017 (0,966)	-	-0,058 (0,801)

TDH = Tempo de detenção hidráulica; TAM = taxa de aplicação mássica; IS = índice de sobrecarga. LF = lagoa facultativa; LAN+LF = lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa; LF+LM = lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação; LAE+LF/LM = lagoa aerada seguida de lagoa facultativa e/ou de maturação; RA+LF = reator anaeróbio seguido de lagoa facultativa; RA+OT+LM = reator anaeróbio seguido de outro tratamento (lagoa anaeróbia ou filtro anaeróbio) e seguido de lagoa de maturação; L+PT = lagoa seguido de pós-tratamento (desinfecção, wetlands, fluxo superficial, etc.). “-” = dados insuficientes para calcular a correlação.

Uma correlação que seria de se esperar para a configuração LF+LM é a eficiência de remoção de coliformes em relação ao TDH e à TAM, fatores que foram demonstrados por Ellis e Rodrigues (1995) como sendo muito influentes na remoção deste parâmetro. É importante mencionar que estes autores encontraram a correlação mais alta entre a eficiência de remoção dos coliformes termotolerantes e a carga aplicada destes. Porém, nesta pesquisa isso não foi possível verificar devido ao pouco número de dados para avaliar estes fatores com respeito a este parâmetro, sendo que correlações significativas com as concentrações efluentes deste parâmetro e a TAM tampouco foram obtidos.

E. coli

Por último, se tem os resultados de correlação de *E. coli*, os quais estão apresentados na Tabela 5.30.

Tabela 5.30 Coeficientes de correlação de Spearman (p-valor) das eficiências de remoção e concentrações efluentes de *E. coli* com respeito aos fatores operacionais.

Eficiências de remoção <i>E. coli</i>			
Percentil 5%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	0,100 (0,873)	0,600 (0,285)	-
LAN+LF	0,095 (0,823)	-0,036 (0,939)	-
LF+LM	-	-	-
LAE+LF/LM	-	-	-
RA+LF	-	-	-
RA+OT+LM	-	-	-
Percentil 50%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	0,100 (0,873)	0,100 (0,873)	-
LAN+LF	0,119 (0,779)	0,036 (0,939)	-
LF+LM	-	-	-
LAE+LF/LM	-	-	-
RA+LF	-	-	-
RA+OT+LM	-	-	-
Percentil 95%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	-1,000 (0,000)	0,700 (0,188)	-
LAN+LF	0,095 (0,823)	-0,107 (0,819)	-
LF+LM	-	-	-
LAE+LF/LM	-	-	-
RA+LF	-	-	-
RA+OT+LM	-	-	-

Concentrações efluentes <i>E. coli</i>			
Percentil 5%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	-0,340 (0,280)	0,515 (0,087)	-
LAN+LF	-0,119 (0,779)	0,250 (0,589)	-
LF+LM	-	-	-0,088 (0,774)
LAE+LF/LM	-	-	-
RA+LF	0,300 (0,624)	-	-0,393 (0,383)
RA+OT+LM	0,370 (0,293)	-	-0,291 (0,385)
L+PT	-	-	-
Percentil 50%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	-0,781 (0,003)	0,697 (0,012)	-
LAN+LF	-0,262 (0,531)	0,321 (0,482)	-
LF+LM	-	-	-0,203 (0,505)
LAE+LF/LM	-	-	-
RA+LF	0,600 (0,285)	-	-0,036 (0,939)
RA+OT+LM	0,333 (0,347)	-	-0,282 (0,401)
L+PT	-	-	-
Percentil 95%			
Configuração	Fator operacional		
	TDH (dias)	TAM (kg/ha.d)	IS (%)
LF	-0,529 (0,077)	0,494 (0,103)	-
LAN+LF	-0,214 (0,610)	0,214 (0,645)	-
LF+LM	-	-	-0,308 (0,306)
LAE+LF/LM	-	-	-
RA+LF	-0,700 (0,188)	-	0,357 (0,432)
RA+OT+LM	0,345 (0,328)	-	-0,500 (0,117)
L+PT	-	-	-

TDH = Tempo de detenção hidráulica; TAM = taxa de aplicação mássica; IS = índice de sobrecarga. LF = lagoa facultativa; LAN+LF = lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa; LF+LM = lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação; LAE+LF/LM = lagoa aerada seguida de lagoa facultativa e/ou de maturação; RA+LF = reator anaeróbio seguido de lagoa facultativa; RA+OT+LM = reator anaeróbio seguido de outro tratamento (lagoa anaeróbia ou filtro anaeróbio) e seguido de lagoa de maturação; L+PT = lagoa seguida de pós-tratamento (desinfecção, wetlands, fluxo superficial, etc.). “-” = dados insuficientes para calcular a correlação.

Na tabela acima observa-se que LF é a única configuração em apresentar correlação negativa com o TDH (eficiência de remoção do percentil 95% e concentração efluente do percentil 50%), e positiva com a TAM (concentração efluente do percentil 50%). Observa-se nesta tabela que o coeficiente entre a eficiência de remoção de *E. coli* (percentil 95%) e o TDH é

igual a 1,000, o que resulta em uma correlação perfeita. Isto pode ser observado na Figura 5.29.

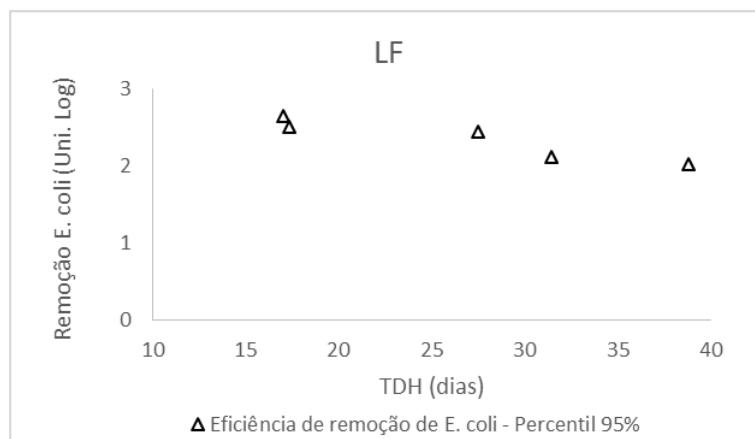


Figura 5.29 Eficiência de remoção de *E. coli* vs TDH da configuração lagoa facultativa (LF)

Da Figura 5.29 observa-se que com o aumento do TDH a remoção de *E. coli* decresce, resultado pouco contraditório, pois seria esperado que com maior TDH o decaimento bacteriano seja maior (VON SPERLING, 2005) e portanto, a remoção seja maior.

Os gráficos de dispersão referentes à concentração efluente de *E. coli* vs o TDH e vs a TAM estão apresentados na Figura 5.30.

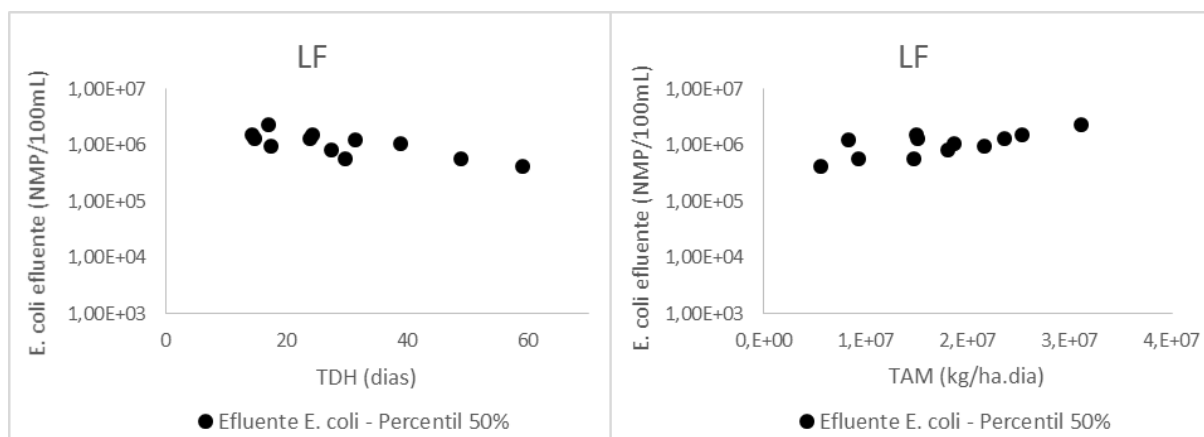


Figura 5.30 Concentração efluente de *E. coli* vs TDH (esquerda) e vs TAM (direita) da configuração lagoa facultativa (LF)

Na Figura 5.30 pode-se ver que com o aumento do TDH a concentração efluente de *E. coli* decresce, podendo ser justificado pelo maior tempo para decaimento ou sedimentação de *E. coli*. Por outro lado, tem-se que com o aumento da carga aplicada de *E. coli* a concentração efluente deste parâmetro aumenta, demonstrando que este tipo de lagoas precisam de mais outro tratamento para diminuir esta concentração (quando as cargas aplicadas são maiores),

sabendo que estas lagoas são projetadas para remoção de matéria orgânica e não para microrganismos indicadores.

5.6.2. Influência dos fatores ambientais

Também foi analisada a influência dos fatores ambientais (temperatura e insolação) no desempenho das lagoas de estabilização. Da mesma forma que para os fatores operacionais, os resultados das correlações estão apresentados em tabelas e as regressões lineais (para $|r| \geq 0,60$) em gráficos de dispersão. Nestes últimos gráficos, observa-se de forma geral, dois blocos bem distintos de temperatura, isto é porque temos dados dos Estados Unidos (temperaturas inferiores a 20°C) e Brasil (temperaturas superiores a 20°C) como maioria. Também observa-se que em alguns casos os valores de r_s podem ter sido aumentados por causa dos valores mais afastados, fora da nuvem dos dados.

A seguir serão apresentados os resultados da influência dos fatores ambientais segundo cada parâmetro em estudo (DBO, SST, N-Amoniacal, C. Termo e *E. coli*):

DBO

Na Tabela 5.31 tem-se os resultados da correlação das variáveis ambientais com respeito à DBO. Aqui observa-se que não houve nenhuma correlação com as concentrações efluentes, unicamente com as eficiências de remoção, sendo a configuração LF+LM a única que apresentou estas correlações.

LF+LM mostrou ter correlação negativa entre a eficiência de remoção e a insolação (percentis 5%, 50% e 95%) e a temperatura (percentis 50%).

Tabela 5.31 Coeficientes de correlação de Spearman (p-valor) das eficiências de remoção e concentrações efluentes de DBO com respeito aos fatores ambientais.

Eficiências de remoção DBO		
Percentil 5%		
Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	0,056 (0,662)	-0,087 (0,495)
LAN+LF	-0,227 (0,138)	-0,187 (0,225)
LF+LM	-0,578 (0,049)	-0,723 (0,008)
LAE+LF/LM	-	-
RA+LF	0,111 (0,777)	-0,102 (0,795)
RA+OT+LM	0,295 (0,267)	0,147 (0,588)
Percentil 50%		
Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	-0,125 (0,326)	-0,281 (0,025)
LAN+LF	-0,008 (0,960)	-0,094 (0,545)
LF+LM	-0,650 (0,022)	-0,781 (0,003)
LAE+LF/LM	-	-
RA+LF	0,179 (0,645)	-0,237 (0,539)
RA+OT+LM	0,362 (0,168)	0,087 (0,749)
Percentil 95%		
Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	-0,248 (0,048)	-0,302 (0,015)
LAN+LF	-0,053 (0,733)	0,169 (0,274)
LF+LM	-0,574 (0,051)	-0,610 (0,035)
LAE+LF/LM	-	-
RA+LF	-0,332 (0,383)	-0,119 (0,761)
RA+OT+LM	0,097 (0,719)	-0,148 (0,584)

Concentrações efluentes DBO		
Percentil 5%		
Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	0,564 (0,000)	0,589 (0,000)
LAN+LF	0,042 (0,784)	0,053 (0,727)
LF+LM	0,135 (0,080)	0,269 (0,000)
LAE+LF/LM	-0,296 (0,248)	-0,083 (0,753)
RA+LF	0,515 (0,105)	0,596 (0,053)
RA+OT+LM	0,342 (0,179)	0,337 (0,186)
L+PT	-0,006 (0,973)	-0,013 (0,939)
Percentil 50%		
Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	0,542 (0,000)	0,558 (0,000)
LAN+LF	-0,054 (0,724)	0,065 (0,669)
LF+LM	0,161 (0,037)	0,287 (0,000)
LAE+LF/LM	-0,318 (0,214)	-0,048 (0,854)
RA+LF	0,474 (0,141)	0,587 (0,058)
RA+OT+LM	0,485 (0,049)	0,460 (0,063)
L+PT	0,019 (0,908)	0,112 (0,497)
Percentil 95%		
Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	0,497 (0,000)	0,553 (0,000)
LAN+LF	0,267 (0,076)	0,237 (0,116)
LF+LM	0,199 (0,010)	0,323 (0,000)
LAE+LF/LM	-0,329 (0,197)	-0,096 (0,714)
RA+LF	0,377 (0,253)	0,569 (0,068)
RA+OT+LM	0,475 (0,054)	0,475 (0,054)
L+PT	0,092 (0,576)	0,174 (0,291)

TDH = Tempo de detenção hidráulica; TAM = taxa de aplicação mássica; IS = índice de sobrecarga. LF = lagoa facultativa; LAN+LF = lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa; LF+LM = lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação; LAE+LF/LM = lagoa aerada seguida de lagoa facultativa e/ou de maturação; RA+LF = reator anaeróbio seguido de lagoa facultativa; RA+OT+LM = reator anaeróbio seguido de outro tratamento (lagoa anaeróbia ou filtro anaeróbio) e seguido de lagoa de maturação; L+PT = lagoa seguido de pós-tratamento (desinfecção, wetlands, fluxo superficial, etc.). “-” = dados insuficientes para calcular a correlação.

A Figura 5.31 mostra os gráficos de dispersão para as correlações encontradas. Aqui observa-se que com o aumento da temperatura ou da insolação, a remoção de DBO decresce. Fatores ambientais como temperatura externa e a radiação solar (insolação) são os dois fatores que mais influenciam na velocidade de fotossíntese (VON SPERLING, 2002). Portanto, o esperado seria ter uma correlação positiva entre a eficiência de remoção de DBO e estes dois fatores, ou seja que quando qualquer dos fatores aumentasse a eficiência teria que aumentar também; mas nesta pesquisa foi obtido o contrário ao esperado. O que pode ser que, com o

aumento da temperatura e a insolação pode-se ter mais algas e portanto mais DBO particulada no efluente.

No gráfico de remoção de DBO vs a temperatura observa-se que quando a temperatura tende a valores maiores de 20°C a eficiência é menor que para temperaturas entre 15°C e 20°C. Porém, tem-se que a maioria das ETEs que conformam esta configuração correspondem aos Estados Unidos, e como já foi explicado anteriormente, estes sistemas funcionam tipo reservatório (TDH mais elevado), o qual parece influenciar na eficiência de remoção de DBO.

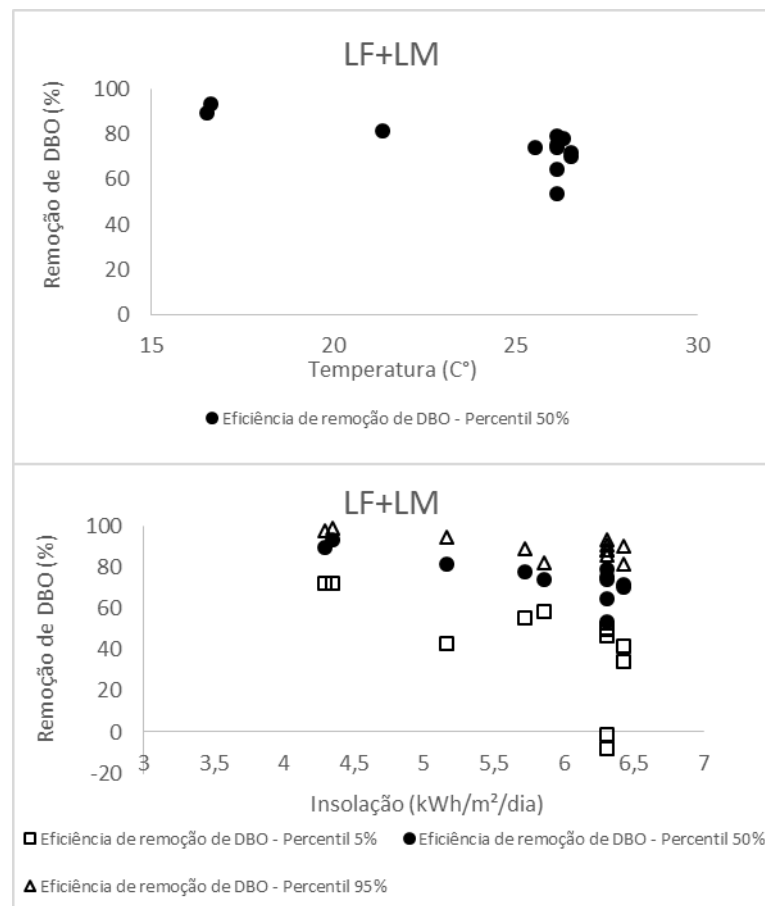


Figura 5.31 Eficiência de remoção de DBO vs temperatura (acima) e insolação (abaixo) referentes à configuração lagoa facultativa + lagoa de maturação (LF+LM)

SST

Quanto à concentração efluente de SST, LF mostrou ter correlação positiva com as com a temperatura quanto com a insolação nos percentis 5%, 50% e 95%; RA+LF apresentou também correlação positiva mas unicamente com a insolação no percentil 5%. LF+LM apresentou correlações positivas com as eficiências de remoção de SST e os dois fatores

ambientais (percentis 50% e 95%). O descrito neste parágrafo pode ser observado na Tabela 5.32.

Tabela 5.32 Coeficientes de correlação de Spearman (p-valor) das eficiências de remoção e concentrações efluentes de SST com respeito aos fatores ambientais.

Percentil 5%		
Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	-0,245 (0,086)	-0,322 (0,022)
LAN+LF	-0,129 (0,531)	-0,296 (0,142)
LF+LM	-0,421 (0,173)	-0,414 (0,181)
LAE+LF/LM	-	-
RA+LF	0,247 (0,522)	0,153 (0,695)
RA+OT+LM	-	-
Percentil 50%		
Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	-0,429 (0,002)	-0,536 (0,000)
LAN+LF	-0,380 (0,056)	-0,032 (0,877)
LF+LM	-0,614 (0,034)	-0,694 (0,012)
LAE+LF/LM	-	-
RA+LF	0,179 (0,645)	-0,237 (0,539)
RA+OT+LM	-	-
Percentil 95%		
Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	-0,309 (0,029)	-0,388 (0,005)
LAN+LF	-0,294 (0,145)	-0,047 (0,820)
LF+LM	-0,777 (0,003)	-0,697 (0,012)
LAE+LF/LM	-	-
RA+LF	-0,468 (0,204)	-0,322 (0,398)
RA+OT+LM	-	-

Percentil 5%		
Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	0,703 (0,000)	0,708 (0,000)
LAN+LF	0,484 (0,010)	0,232 (0,244)
LF+LM	0,180 (0,020)	0,272 (0,000)
LAE+LF/LM	-0,304 (0,236)	0,035 (0,895)
RA+LF	0,571 (0,066)	0,706 (0,015)
RA+OT+LM	-	-
L+PT	-0,139 (0,405)	-0,099 (0,555)
Percentil 50%		
Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	0,801 (0,000)	0,822 (0,000)
LAN+LF	0,410 (0,034)	0,225 (0,258)
LF+LM	0,201 (0,009)	0,264 (0,001)
LAE+LF/LM	-0,149 (0,567)	0,178 (0,494)
RA+LF	0,470 (0,145)	0,587 (0,058)
RA+OT+LM	-	-
L+PT	-0,072 (0,663)	-0,086 (0,604)
Percentil 95%		
Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	0,769 (0,000)	0,753 (0,000)
LAN+LF	0,172 (0,391)	0,322 (0,101)
LF+LM	0,231 (0,003)	0,198 (0,010)
LAE+LF/LM	-0,109 (0,676)	0,282 (0,274)
RA+LF	0,373 (0,258)	0,569 (0,068)
RA+OT+LM	-	-
L+PT	-0,114 (0,490)	-0,083 (0,616)

TDH = Tempo de detenção hidráulica; TAM = taxa de aplicação mássica; IS = índice de sobrecarga. LF = lagoa facultativa; LAN+LF = lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa; LF+LM = lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação; LAE+LF/LM = lagoa aerada seguida de lagoa facultativa e/ou de maturação; RA+LF = reator anaeróbio seguido de lagoa facultativa; RA+OT+LM = reator anaeróbio seguido de outro tratamento (lagoa anaeróbia ou filtro anaeróbio) e seguido de lagoa de maturação; L+PT = lagoa seguido de pós-tratamento (desinfecção, wetlands, fluxo superficial, etc.). “-” = dados insuficientes para calcular a correlação.

Na Figura 5.32 encontram-se os gráficos de dispersão das configurações que obtiveram correlação maior que 0,60.

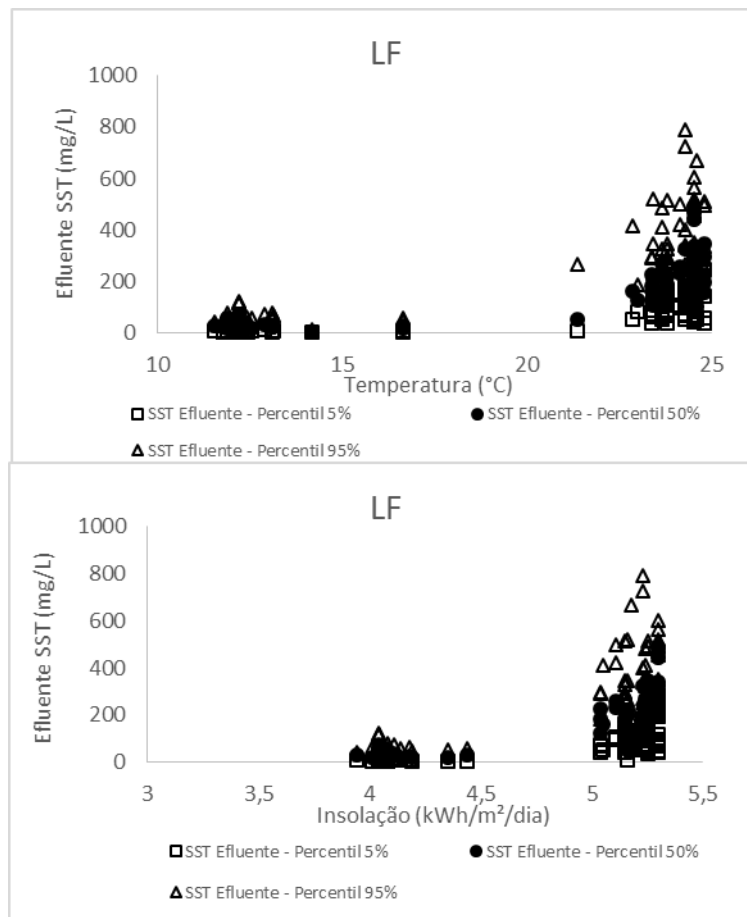


Figura 5.32 Concentração efluente de SST vs temperatura (acima) e insolação (abaixo) referentes à configuração lagoa facultativa (LF)

Na Figura 5.32 observa-se dois grandes grupos de dados, uns que representam aos dados do Brasil (temperaturas acima de 20°C e insolação acima de 5 kWh/m²/dia) e os outros que representam dados de Missouri (temperaturas abaixo de 20°C e insolação abaixo de 5 kWh/m²/dia). Aqui observa-se que quando qualquer dos dois fatores ambientais aumenta a concentração efluente de SST também aumenta, isto é diferente ao esperado. Porém deve-se lembrar que o grupo com temperaturas menores correspondem às lagoas de Missouri, as mesmas que têm funcionamento tipo reservatório, o que parece influenciar na menor concentração de SST ao se ter maior tempo para sedimentação dos mesmos.

N-Amoniacal

Quanto ao parâmetro N-Amoniacal, observa-se da Tabela 5.33 a falta de informação para obter a correção da eficiência de remoção, sendo que não foi possível obter o coeficiente para esta variável. Na mesma tabela pode-se observar que a configuração LF novamente é a única em mostrar correlação com os fatores ambientais, porém esta correlação foi só com a concentração efluente do percentil 5%, mostrando que unicamente o valor extremo inferior se vê afetado pelas condições ambientais neste tipo de lagoas.

Tabela 5.33 Coeficientes de correlação de Spearman (p-valor) das eficiências de remoção e concentrações efluentes de N-Amoniacal com respeito aos fatores ambientais.

Eficiências de remoção NH3			Concentrações efluentes NH3		
Percentil 5%			Percentil 5%		
Configuração	Fator ambiental		Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)		Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	-0,224 (0,404)	-0,284 (0,287)	LF	0,710 (0,000)	0,620 (0,000)
LAN+LF	-	-	LAN+LF	0,643 (0,086)	0,262 (0,531)
LF+LM	-	-	LF+LM	-0,066 (0,418)	-0,270 (0,001)
LAE+LF/LM	-	-	LAE+LF/LM	0,257 (0,356)	0,344 (0,210)
RA+LF	-	-	RA+LF	-	-
RA+OT+LM	-	-	RA+OT+LM	-0,050 (0,897)	0,000 (1,000)
			L+PT	-0,109 (0,522)	-0,151 (0,372)
Percentil 50%			Percentil 50%		
Configuração	Fator ambiental		Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)		Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	-0,071 (0,794)	-0,226 (0,401)	LF	0,558 (0,000)	0,401 (0,015)
LAN+LF	-	-	LAN+LF	0,619 (0,102)	0,429 (0,289)
LF+LM	-	-	LF+LM	-0,193 (0,016)	-0,249 (0,002)
LAE+LF/LM	-	-	LAE+LF/LM	0,394 (0,146)	0,352 (0,198)
RA+LF	-	-	RA+LF	-	-
RA+OT+LM	-	-	RA+OT+LM	-0,235 (0,542)	-0,185 (0,634)
			L+PT	0,096 (0,570)	-0,042 (0,804)
Percentil 95%			Percentil 95%		
Configuração	Fator ambiental		Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)		Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	0,088 (0,745)	-0,025 (0,926)	LF	0,510 (0,001)	0,328 (0,051)
LAN+LF	-	-	LAN+LF	0,381 (0,352)	0,214 (0,610)
LF+LM	-	-	LF+LM	-0,209 (0,009)	-0,311 (0,000)
LAE+LF/LM	-	-	LAE+LF/LM	0,443 (0,098)	0,359 (0,188)
RA+LF	-	-	RA+LF	-	-
RA+OT+LM	-	-	RA+OT+LM	-0,311 (0,415)	-0,311 (0,415)
			L+PT	0,029 (0,865)	-0,170 (0,315)

TDH = Tempo de detenção hidráulica; TAM = taxa de aplicação mássica; IS = índice de sobrecarga. LF = lagoa facultativa; LAN+LF = lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa; LF+LM = lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação; LAE+LF/LM = lagoa aerada seguida de lagoa facultativa e/ou de maturação; RA+LF = reator anaeróbio seguido de lagoa facultativa; RA+OT+LM = reator anaeróbio seguido de outro tratamento (lagoa anaeróbia ou filtro anaeróbio) e seguido de lagoa de maturação; L+PT = lagoa seguida de pós-tratamento (desinfecção, wetlands, fluxo superficial, etc.). “-” = dados insuficientes para calcular a correlação.

A Figura 5.35 mostra os gráficos de dispersão da única correlação obtida. Da mesma forma que para SST observa-se os dois grandes grupos de dados, portanto, mais uma vez ressalta-se o diferente funcionamento das lagoas de Missouri, o qual parece estar favorecendo à remoção de N-Amoniacal.

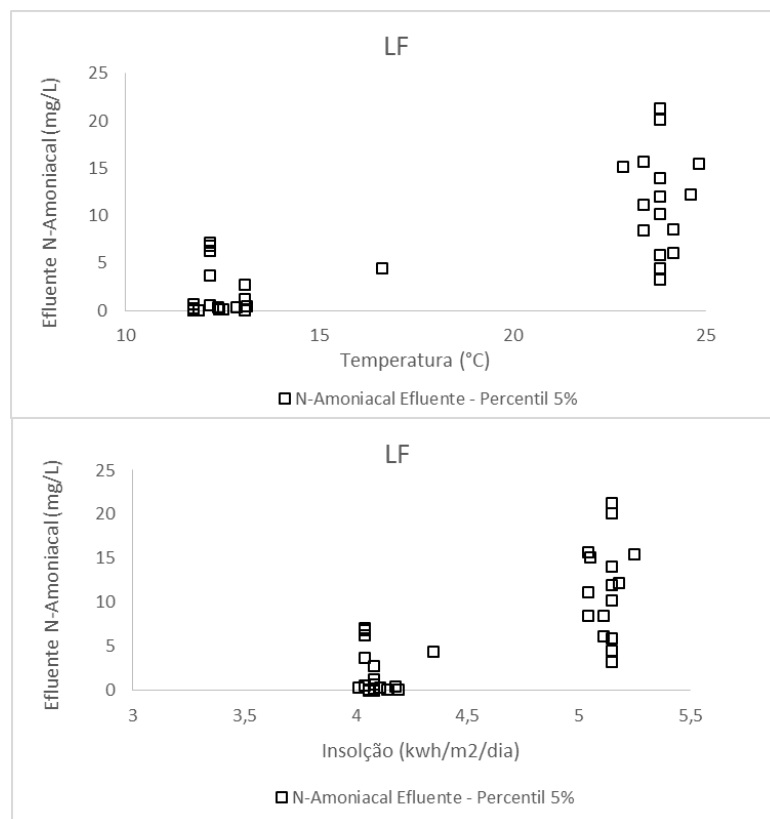


Figura 5.33 Concentração efluente de N-Amoniacal vs temperatura (acima) e insolação (abaixo) referentes à configuração lagoa facultativa (LF)

C. Termo

Na Tabela 5.34 tem-se os resultados dos coeficientes de correlação de Spearman para o parâmetro de coliformes termotolerantes. Observa-se a falta de informação para as eficiências de remoção, o qual impediu o cálculo das correlações para algumas configurações. Mais uma vez LF é a única configuração em apresentar correlação, sendo só entre a concentração efluente (percentil 5%) e a temperatura, e a concentração efluente (percentis 5% e 50%) e a insolação.

Tabela 5.34 Coeficientes de correlação de Spearman (p-valor) das eficiências de remoção e concentrações efluentes de C. Termo com respeito aos fatores ambientais.

Eficiências de remoção C. Termo		
Percentil 5%		
Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	0,216 (0,270)	-0,057 (0,774)
LAN+LF	0,055 (0,798)	0,019 (0,930)
LF+LM	-	-
LAE+LF/LM	-	-
RA+LF	-	-
RA+OT+LM	0,783 (0,118)	0,789 (0,118)
Percentil 50%		
Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	0,186 (0,333)	0,041 (0,832)
LAN+LF	-0,213 (0,306)	-0,128 (0,542)
LF+LM	-	-
LAE+LF/LM	-	-
RA+LF	-	-
RA+OT+LM	0,671 (0,215)	0,671 (0,215)
Percentil 95%		
Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	-0,156 (0,420)	-0,121 (0,531)
LAN+LF	-0,270 (0,192)	-0,349 (0,087)
LF+LM	-	-
LAE+LF/LM	-	-
RA+LF	-	-
RA+OT+LM	0,671 (0,215)	0,671 (0,215)

Concentrações efluentes C. Termo		
Percentil 5%		
Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	0,735 (0,000)	0,764 (0,000)
LAN+LF	0,474 (0,012)	0,587 (0,001)
LF+LM	0,189 (0,300)	-0,158 (0,389)
LAE+LF/LM	0,297 (0,375)	0,412 (0,208)
RA+LF	-	-
RA+OT+LM	0,091 (0,864)	0,091 (0,864)
L+PT	-0,246 (0,257)	-0,121 (0,583)
Percentil 50%		
Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	0,532 (0,000)	0,605 (0,000)
LAN+LF	0,398 (0,040)	0,376 (0,053)
LF+LM	0,039 (0,834)	-0,267 (0,140)
LAE+LF/LM	0,425 (0,193)	0,366 (0,268)
RA+LF	-	-
RA+OT+LM	0,091 (0,864)	0,091 (0,864)
L+PT	-0,095 (0,668)	-0,003 (0,990)
Percentil 95%		
Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	0,319 (0,048)	0,382 (0,016)
LAN+LF	0,290 (0,151)	0,189 (0,354)
LF+LM	-0,280 (0,121)	-0,435 (0,013)
LAE+LF/LM	0,466 (0,149)	0,508 (0,111)
RA+LF	-	-
RA+OT+LM	-0,030 (0,954)	-0,030 (0,954)
L+PT	-0,022 (0,919)	-0,047 (0,833)

As Figura 5.34 mostra o gráfico de dispersão referentes às correlação obtidas com r_s igual ou maior que 0,60. As correlações obtidas foras ambas positivas, ou seja, que quando a insolação e a temperatura aumentam as concentrações efluentes de C. Termo tendem a aumentar também, este resultado não é o esperado, sendo que outros fatores também podem estar influenciando para o aumento dessa concentração efluente.

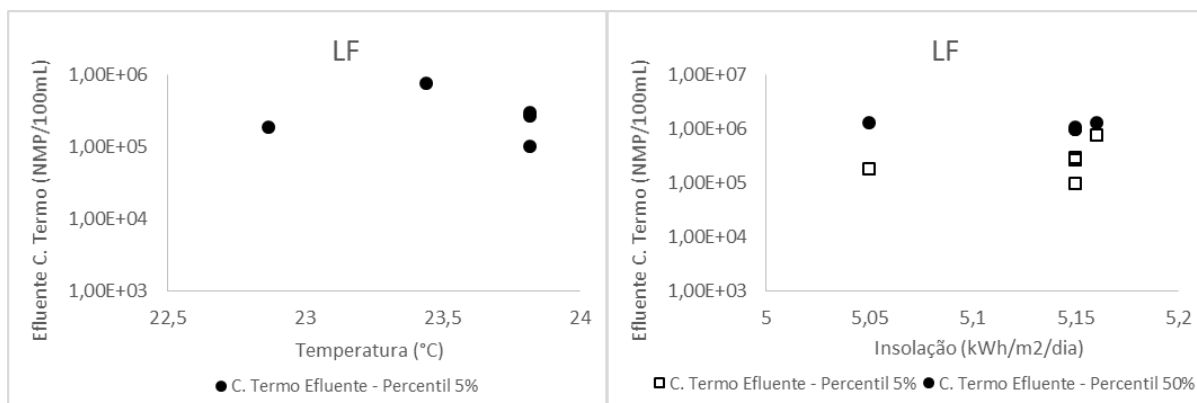


Figura 5.34 Concentração efluente C. Termo vs temperatura (esquerda) e insolação (direita) referente à configuração lagoa facultativa (LF)

E. coli

A Tabela 5.35 mostra os resultados das correlações para *E. coli*. Observa-se que a configuração LF mostrou ter correlação negativa entre a eficiência de remoção (percentil 5%) e a insolação e entre a concentração efluente (percentil 50%) e a insolação, sendo este um resultado esperado, desde que se sabe que para aumentar o decaimento bacteriano precisa-se de maiores temperaturas e radiação solar. RA+OT+LM apresentou correlação positiva entre as concentrações efluentes de *E. coli* (percentis 5%, 50% e 95%) e a temperatura; e LAN+LF mostrou ter correlação negativa entre a concentração efluente do percentil 5% e a insolação. Com estes resultados observa-se que para remoção e menor concentração efluente, os fatores ambientais parecem estar influenciando mais nos valores extremos (percentil 5% e 95%).

Tabela 5.35 Coeficientes de correlação de Spearman (p-valor) das eficiências de remoção e concentrações efluentes de *E. coli* com respeito aos fatores ambientais.

Eficiências de remoção <i>E. coli</i>			Concentrações efluentes <i>E. coli</i>		
Percentil 5%			Percentil 5%		
Configuração	Fator ambiental		Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)		Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	-0,783 (0,118)	0,224 (0,718)	LF	-0,016 (0,960)	-0,191 (0,551)
LAN+LF	0,187 (0,657)	0,436 (0,280)	LAN+LF	-0,202 (0,530)	-0,812 (0,001)
LF+LM	-	-	LF+LM	-0,436 (0,119)	-0,427 (0,127)
LAE+LF/LM	-	-	LAE+LF/LM	-	-
RA+LF	-	-	RA+LF	0,061 (0,885)	0,268 (0,520)
RA+OT+LM	-	-	RA+OT+LM	0,726 (0,011)	0,554 (0,077)
			L+PT	0,500 (0,391)	0,300 (0,624)
Percentil 50%			Percentil 50%		
Configuração	Fator ambiental		Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)		Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	0,335 (0,581)	0,224 (0,718)	LF	-0,447 (0,146)	-0,738 (0,006)
LAN+LF	0,047 (0,912)	0,327 (0,429)	LAN+LF	0,086 (0,791)	-0,015 (0,963)
LF+LM	-	-	LF+LM	-0,042 (0,887)	-0,020 (0,946)
LAE+LF/LM	-	-	LAE+LF/LM	-	-
RA+LF	-	-	RA+LF	-0,222 (0,597)	0,405 (0,320)
RA+OT+LM	-	-	RA+OT+LM	0,680 (0,021)	0,490 (0,126)
			L+PT	0,000 (1,000)	-0,600 (0,285)
Percentil 95%			Percentil 95%		
Configuração	Fator ambiental		Configuração	Fator ambiental	
	Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)		Temperatura (°C)	Insolação (kWh/m ² /dia)
LF	-0,224 (0,718)	-0,894 (0,041)	LF	-0,210 (0,513)	-0,334 (0,289)
LAN+LF	0,327 (0,429)	0,546 (0,162)	LAN+LF	0,373 (0,232)	0,363 (0,246)
LF+LM	-	-	LF+LM	0,174 (0,551)	0,192 (0,511)
LAE+LF/LM	-	-	LAE+LF/LM	-	-
RA+LF	-	-	RA+LF	0,184 (0,662)	-0,659 (0,076)
RA+OT+LM	-	-	RA+OT+LM	0,826 (0,002)	0,687 (0,020)
			L+PT	0,200 (0,747)	0,400 (0,505)

As Figura 5.35, 5.36 e 5.37 mostram os gráficos de dispersão para estes resultados. Nos gráficos 5.36 e 5.37 obteve-se que para com um aumento do fator ambiental (temperatura ou insolação) a concentração efluente de *E. coli* decresce. Estes resultados são esperados, como já foi explicado anteriormente, pois estes sistemas de tratamento com lagoas precisam de maiores temperaturas e índices de insolação para aumentar o decaimento bacteriano, o que favorece a ter menores concentrações efluentes de *E. coli*.

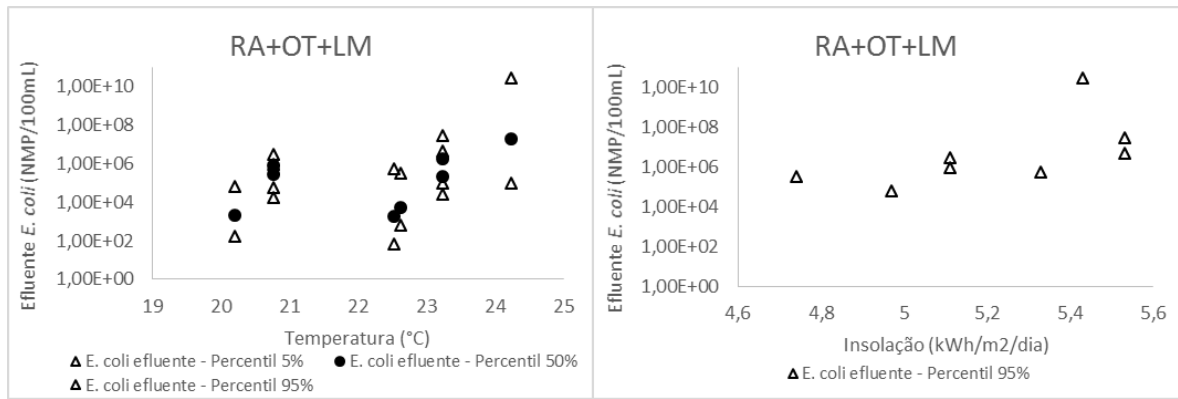


Figura 5.35 Concentração efluente de *E. coli* vs temperatura (esquerda) e insolação (direita) referente à configuração reator anaeróbio + outro tratamento + lagoa de maturação (RA+OT+LM)

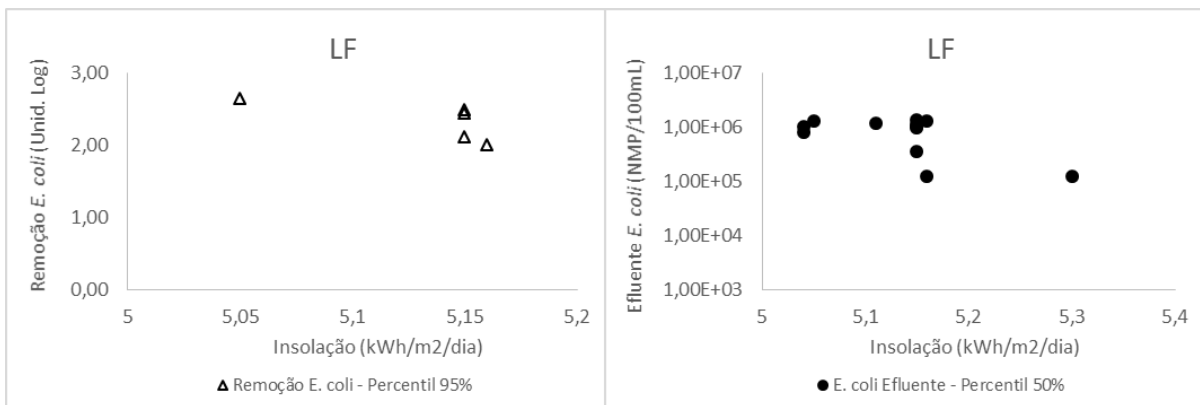


Figura 5.36 Eficiência de remoção de *E. coli* vs insolação (esquerda) e concentração efluente *E. coli* vs insolação (direita) referente à configuração lagoa facultativa (LF)

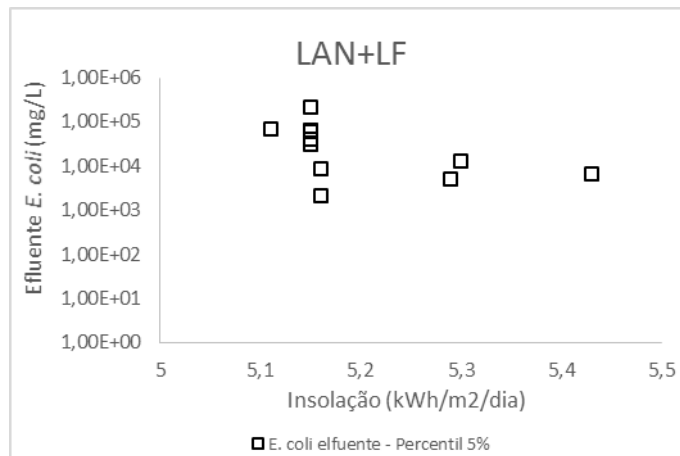


Figura 5.37 Concentração efluente *E. coli* vs insolação referente à configuração lagoa anaeróbia + lagoa facultativa (LAN+LF)

Resultou muito difícil a discussão destes resultados, sendo que a maioria das correlações encontradas, tanto com os fatores operacionais como com os ambientais, foi correspondente à configuração LF, a mesma que tem dois grandes grupos de dados referentes aos dados de

Brasil (São Paulo) e de Missouri, sendo este último com o funcionamento muito diferente das lagoas tradicionais, o qual parece estar influenciando muito no bom desempenho dessas lagoas. Em fim, foi observado que o tipo de configuração formada só por lagoas facultativas está muito influenciada pelos fatores operacionais e ambientais estudados nesta pesquisa, o qual demonstra e se verifica que, por ser lagoas com processo totalmente natural, dependem destes fatores para conseguir melhores resultados no tratamento.

6. CONCLUSÕES

Foram avaliadas sete configurações de sistemas de lagoas de estabilização com um total de 388 ETEs, de diferentes regiões na América do Norte e do Sul, variando da latitude 41 N à latitude -21 S. Os dados apresentados pelas ETEs mostraram muita heterogeneidade, na maioria de casos a periodicidade de monitoramento foi indefinida e os dados foram escassos para parâmetros como N-Amoniacal e *E. coli*; para estes últimos parâmetros a falta de dados de concentrações afluentes também foi muito alta, que poderia ser devido a que nas leis ou normativas ambientais nem sempre é requerido o monitoramento destes parâmetros.

Os resultados de DBO e SST afluente classificaram o líquido como esgoto doméstico forte. As médias destes parâmetros apresentaram valores maiores que os reportados na literatura, incluindo o valor de DBO (média de 415 mg/L), que foi superior aos 300 mg/L utilizado normalmente para projetos. Portanto, este novo resultado estabelece que o valor a ser adotado para futuros projetos deverá ser avaliado com mais cuidado, considerando as diferentes condições ambientais de cada região.

As configurações de lagoas facultativas seguidas de lagoas de maturação, lagoas aeradas seguidas de lagoas facultativas e/ou de maturação e lagoas seguidas de pós-tratamento, mostraram ter sempre concentrações efluentes (medianas) de DBO e SST menores às outras configurações. A maioria das ETEs destas três configurações são do Estado de Missouri, EUA, mesmas que têm funcionamento tipo reservatório (aumentado consideravelmente o TDH), o que demonstra que este método diferente influencia no melhor desempenho destes sistemas. Houve concentrações efluentes de N-Amoniacal muito baixas (1 mg/L) correspondentes às configurações: lagoas facultativas seguidas de lagoas de maturação e lagoas seguidas de pós-tratamento, configurações que, como foi mencionado acima, pertencem na maioria a Missouri, cujo funcionamento é tipo reservatório.

As concentrações efluentes de *E. coli* mostraram que o efluente pode ser utilizado para irrigação restrita tipo H (todas as configurações), e irrestrita tipo A nas configurações: lagoas facultativas seguidas de lagoas de maturação, e lagoas seguidas de pós-tratamento. Estes dois tipos de configurações estiveram formadas na maioria pelas ETEs dos Estados Unidos, vindo mais uma vez a grande influência do tipo de sistema (tipo reservatório) no melhor desempenho das lagoas.

A configuração formada de lagoas seguidas de pós-tratamento (L+PT) apresentou as concentrações efluentes, dos parâmetros estudados (DBO, SST, N-Amoniacal, C. Termo e *E. coli*), sempre menores que as outras configurações, o que pode ser justificado pelo pós-tratamento (desinfecção, *wetlands*, etc.) que inclui esta configuração.

As configurações apresentaram diferenças significativas nas eficiências de remoção de DBO, SST, C. Termo e *E. coli*. As lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas e reatores anaeróbios seguidos de *outra tratamento* e de lagoas de maturação foram as configurações com melhor desempenho na remoção de DBO; reatores anaeróbios seguidos de lagoas facultativas na remoção de SST. Reatores anaeróbios seguidos de *outra tratamento* e de lagoas de maturação mostraram ter melhor desempenho na remoção de C. Termo quando comparado com as configurações de lagoas facultativas e lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas. Por outro lado, a configuração lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas mostrou ter melhor desempenho na remoção de *E. coli* quando comparado com a configuração de lagoas facultativas.

Não houve diferenças significativas entre as eficiências de remoção de N-Amoniacal.

O atendimento às metas propostas resultou muito variável por parte das configurações, sendo que o cumprimento com mais de 90% dos dados às metas mais exigentes, foi muito baixo, com apenas uma ETE ou com nenhuma na maioria dos casos. Para as metas intermediárias o cumprimento foi mais aceitável por parte das configurações, sendo que em alguns casos o atendimento com mais de 90% dos dados foi alcançado com 100% das ETEs. A configuração formada de lagoas facultativas seguidas de lagoas de maturação foi uma das que mostrou melhor desempenho quanto ao cumprimento das metas propostas.

Em geral, na maioria dos casos em estudo não houve correlações significativas com os fatores operacionais nem com os ambientais, evidenciando que a análise dos fatores operacionais e ambientais de forma isolada, não conseguem explicar o funcionamento das lagoas. Isto demonstra que o desempenho destes sistemas é função de uma multiplicidade de fatores interagindo simultaneamente. Desta forma, a previsão do desempenho de lagoas deve advir de modelos matemáticos que contemplem as diversas variáveis de interesse.

Das poucas correlações observadas com os fatores operacionais, teve-se que o percentil 5% dos parâmetros foi o menos influenciado. Foram quase nulas as correlações com a taxa

aplicada mássica. No entanto, a taxa de aplicação mássica parece explicar melhor o comportamento esperado das lagoas do que o tempo de detenção hidráulica.

As correlações com os fatores ambientais foram mais visíveis do que com os fatores operacionais. Lagoas facultativas mostraram ter correlações positivas entre as concentrações efluentes (SST, N-Amoniacal e C. Termo) e os dois fatores ambientais (temperatura e insolação) e correlações negativas com as concentrações efluentes de *E. coli* e a insolação, sendo esta última a única correlação esperada, pois sabe-se que para maior decaimento bacteriano precisa-se de maior insolação. Porém os resultados para este tipo de configuração devem ser considerados cuidadosamente, desde que há a existência de dois grandes grupos de dados: Missouri e Brasil, sabendo que no primeiro caso as lagoas têm funcionamento tipo reservatório com enchimento e esvaziamento, o que parece estar influenciando no melhor desempenho destas lagoas.

Finalmente, foi observado que os sistemas localizados nas regiões mais quentes (caso do Brasil) não tiveram as remoções de DBO mais altas, na maioria dos casos as ETEs dos Estados Unidos (onde as temperaturas são geralmente menores que 20 °C) apresentaram as melhores remoções. Porém, deve-se lembrar que estes sistemas têm o funcionamento diferente dos sistemas comuns, como já foi explicado antes, estes funcionam como reservatórios, o qual parece estar influenciando nos melhores desempenhos das lagoas. Foi observado também que as configurações que utilizam atividade anaeróbia (UASB e lagoas anaeróbias) são mais utilizadas em São Paulo, Minas Gerais (estados do Brasil), regiões mais quentes, o que quer dizer que as temperaturas mais elevadas são aproveitadas para desenvolver melhor essa atividade anaeróbia. Nas regiões mais frias, como no Equador e nos Estados Unidos, arranjos entre lagoas facultativas, aeradas e de maturação foram mais aproveitadas, as mesmas que se sabe não são tão dependentes da temperatura.

7. RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados e da avaliação dos dados de monitoramento, recomenda-se os seguintes itens às companhias prestadoras de serviço de saneamento, aos operadores das ETEs e em geral ao pessoal encarregado da operação e manutenção dos sistemas de lagoas:

- Padronizar a periodicidade de monitoramento das ETEs, em vista de que a maioria das ETEs em estudo apresentou periodicidade indefinida.
- Padronizar os parâmetros a ser monitorados; nesta pesquisa os cinco parâmetros estudados mostraram ser importantes, uma vez que todos apresentaram boas eficiências de remoção (dependendo da configuração). Portanto, o monitoramento destes parâmetros seria recomendado.
- Monitorar não só as concentrações efluentes, as concentrações afluentes também são importantes, já que ajudam a conhecer melhor o desempenho dos sistemas, permitindo que se obtenham as eficiências de remoção.
- Monitorar pontos intermediários, entre as unidades ao longo do sistema, ou seja, não só o afluente (esgoto bruto) e o efluente final, pois isto irá permitir o conhecimento do desempenho dos distintos estágios dentro do processo de tratamento.
- Os sistemas formados só de lagoas facultativas mostraram as remoções mais baixas de microrganismos indicadores de contaminação fecal, pelo que se recomenda ter um pós-tratamento, sendo as lagoas de maturação uma excelente opção, em vista do bom desempenho deste sistema (LF+LM) no tratamento de esgotos e na remoção destes microrganismos.

Para futuras pesquisas recomenda-se o emprego de modelos matemáticos mais abrangentes e com base física, a fim de obter uma formulação matemática que envolva os fatores operacionais e ambientais que tenham maior relação com as variáveis de concentração efluentes e eficiências de remoção de cada configuração.

8. REFERÊNCIAS

- 33 U.S.C. 1251 ET SEQ. Federal Water Pollution Control Act. , 1992. Disponível em: <<https://www.law.cornell.edu/uscode/text/33/chapter-26>>. .
- ABBAS, H.; NASR, R.; SEIF, H. Study of waste stabilization pond geometry for the wastewater treatment efficiency. *Ecological Engineering*, v. 28, n. 1, p. 25–34, 2006.
- ABIS, K. L.; MARA, D. D. The performance of pilot-scale primary-facultative waste-stabilization pond in the UK. *Water and Environment Journal*, v. 18, n. 2, p. 107–111, 2004.
- ALEXIOU, G.; MARA, D. Anaerobic waste stabilization ponds. *Applied biochemistry and biotechnology*, v. 109, n. 1, 2003. Disponível em: <<http://link.springer.com/article/10.1385/ABAB:109:1-3:241>>. Acesso em: 25/11/2014.
- AL-HASHIMI, M. A. I.; HUSSAIN, H. T. Stabilization Pond for Wastewater Treatment. *European Scientific Journal*, v. 9, n. 14, p. 278–294, 2013.
- AMAHMID, O.; ASMAMA, S.; BOUHOUM, K. Urban wastewater treatment in stabilization ponds: occurrence and removal of pathogens. *Urban Water*, v. 4, n. 3, p. 255–262, 2002. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1462075801000711>>. .
- ARCHER, H. E.; MARA, D. D. Waste stabilisation pond developments in New Zealand. *Water Science and Technology*, v. 48, n. 2, p. 9–15, 2003.
- ARTHUR, J. *Notes on the design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries*. 1983.
- BAE, S.; WUERTZ, S. Rapid decay of host-specific fecal Bacteroidales cells in seawater as measured by quantitative PCR with propidium monoazide. *Water Research*, v. 43, n. 19, p. 4850–4859, 2009. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135409004394>>. .
- BALASHA, E.; SPERBER, H. Treatment of Domestic Wastes in an Aerated Lagoon and Polishing Pond. *Water research*, v. 9, p. 43–49, 1975.
- BECKY, A.; MULEI, D. J.; MWAMBURI, D. L. Evaluation Of Coliforms , Biochemical Oxygen Demand And Dissolved Oxygen In Sewage water Treated By Sewage Stabilization Ponds. *International Journal of Informative & Futuristic Research*, v. 2, n. 6, p. 1680–1688, 2015.
- BEYENE, H.; REDAIE, G. Assessment of waste stabilization ponds for the treatment of hospital wastewater: The case of hawassa university referral hospital. *World Applied Sciences Journal*, v. 15, n. 1, p. 142–150, 2011.
- BITTON, G. *Wasterwater microbiology*. 3ra ed. Hoboken, N.J.: John Wiley & Sons, Inc., 2005.
- BOLIVIA. Ley del Medio Ambiente No. 1333. , 1992. Bolivia.
- CALLEGARI-JACQUES, S. M. Correlação linear simples. *Bioestatística: princípios e aplicações*. p.78–93, 2003. Porto Alegre, Brasil: Artmed.
- CHERNICHARO, C. A. DE L. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Reatores Anaeróbios*. 2nd ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2007.
- COLMENAREJO, M. F.; RUBIO, A.; SÁNCHEZ, E.; et al. Evaluation of municipal

wastewater treatment plants with different technologies at Las Rozas, Madrid (Spain). *Journal of environmental management*, v. 81, n. 4, p. 399–404, 2006. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479705003580>>. .

CONAMA, (CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE). Resolução CONAMA N° 430. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. .

COPAM-MG. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de Maio de 2008. , 2008.

D’ALESSANDRO, E. B.; SAAVEDRA, N. K.; SANTIAGO, M. F.; D’ALESSANDRO, N. C. O. Influência da sazonalidade em lagoas de estabilização. *Ingeniería del agua*, v. 19, n. 4, p. 193, 2015. Disponível em: <<http://polipapers.upv.es/index.php/IA/article/view/3418>>. .

DIAS, D. F. C.; POSSMOSER-NASCIMENTO, T. E.; RODRIGUES, V. A. J.; SPERLING, M. VON. Overall performance evaluation of shallow maturation ponds in series treating UASB reactor effluent: Ten years of intensive monitoring of a system in Brazil. *Ecological Engineering*, v. 71, p. 206–214, 2014. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0925857414003346>>. Acesso em: 21/11/2014.

EL-DEEB GHAZY, M. M.; EL-SENOUSY, W. M.; ABDEL-AATTY, A. M.; KAMEL, M. Performance evaluation of a waste stabilization pond in a rural area in Egypt. *American Journal of Environmental Sciences*, v. 4, n. 4, p. 316–326, 2008.

ELLIS, K. V.; RODRIGUES, P. C. C. Multiple regression design equations for stabilization ponds. *Water Research*, v. 29, n. 11, p. 2509–2519, 1995.

ETAPA EP. Planta de tratamiento de aguas residuales Ucubamba. Disponível em: <<http://www.etapa.net.ec/Productos-y-servicios/Saneamiento/Plantas-de-Tratamiento-de-Aguas-Residuales-Ucubamba>>. .

FALESCHINI, M.; ESTEVES, J. L.; VALERO, M. A. C. The effects of hydraulic and organic loadings on the performance of a full-scale facultative pond in a temperate climate region (Argentine Patagonia). *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 223, n. 5, p. 2483–2493, 2012.

FARZADKIA, M.; EHRAMPOUSH, M. H.; SADEGHI, S.; et al. Performance evaluation of wastewater stabilization ponds in Yazd-Iran. *Environmental Health Engineering and Management Journal*, v. 1, n. 1, p. 7–12, 2014.

GARCIA-RODRÍGUEZ, A.; MATAMOROS, V.; FONTÀS, C.; SALVADÓ, V. The ability of biologically based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants—a review. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 21, n. 20, p. 11708–11728, 2014. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11356-013-2448-5>>. .

GLOYNA, E. F. Waste Stabilization Ponds (World Health Organisation. Monograph series). , 1971. Geneva, Switzerland: World Health Organization.

GLOYNA, E. F. *Ponds as a waste treatment alternative*. Austin, Texas: University of Texas, 1979.

GRATZIOU, M.; CHALATSI, M.; TSALKATIDOU, M. Waste stabilization ponds in North Greece. Proceedings of the 10th International Conference on Environmental Science and Technology. *Anais...* . p.B226–B233, 2007. Kos island, Greece.

GRAY, N. F. Nature of Wastewater. *Biology of Wastewater Treatment*. 2nd ed., p.14–55,

2004. University of Dublin, Ireland: Imperial College Press.

GU, R.; STEFAN, H. G. Stratification dynamics in wastewater stabilization ponds. *Water Research*, v. 29, n. 8, p. 1909–1923, 1995.

GUTIÉRREZ-CACCIABUE, D.; CID, A. G.; RAJAL, V. B. Science of the Total Environment How long can culturable bacteria and total DNA persist in environmental waters? The role of sunlight and solid particles. *Science of the Total Environment*, v. 539, p. 494–502, 2016. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.138>>. .

HAYATI, H.; DOOSTI, M.; SAYADI, M. Performance evaluation of waste stabilization pond in Birjand, Iran for the treatment of municipal sewage. Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences. *Anais...* v. 3, p.52–58, 2013.

HODGSON, I. O. A. Performance of the Akosombo Waste Stabilization Ponds in Ghana. *Ghana journal of science*, v. 47, n. 1, p. 35 – 44, 2008.

HOSETTI, B. B.; FROST, S. A review of the sustainable value of effluents and sludges from wastewater stabilization ponds. *Ecological Engineering*, v. 5, n. 4, p. 421–431, 1995.

HURSE, T. J.; CONNOR, M. A. Nitrogen removal from wastewater treatment lagoons. *Water Science & Technology*, v. 39, n. 6, p. 191–198, 1999.

JAIL, A.; BOUKHOUBZA, F.; NEJMEDDINE, A.; SAYADI, S.; HASSANI, L. Co-treatment of olive-mill and urban wastewaters by experimental stabilization ponds. *Journal of Hazardous Materials*, v. 176, n. 1-3, p. 893–900, 2010.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 7a ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

KADIR, K.; NELSON, K. L. Sunlight mediated inactivation mechanisms of *Enterococcus faecalis* and *Escherichia coli* in clear water versus waste stabilization pond water. *Water Research*, v. 50, p. 307–317, 2014. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S004313541300852X>>. .

KANTACHOTE, D.; DANGTAGO, K.; SIRIWONG, C. Treatment efficiency in wastewater treatment plant of Hat Yai municipality by quantitative removal of microbial indicators. *Songklanakarin Journal of Science and Technology*, v. 31, n. 5, p. 567–576, 2009.

KAYOMBO, S.; MBWETTE, T. S. A; MAYO, A. W.; KATIMA, J. H. Y.; JORGENSEN, S. E. Diurnal cycles of variation of physical-chemical parameters in waste stabilization ponds. *Ecological Engineering*, v. 18, p. 287–291, 2002.

KEHL, O.; WICHERN, M.; LÜBKEN, M.; HORN, H. Analysis of design approaches for stabilization ponds under different boundary conditions—A comparison. *Ecological Engineering*, v. 35, n. 8, p. 1117–1128, 2009. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0925857409000093>>. Acesso em: 28/10/2014.

KELLNER, E.; MOREIRA, J. F. V.; PIRES, E. C. Influência da estratificação térmica no volume útil e no comportamento hidrodinâmico de lagoa de estabilização: determinação experimental e teórica. *Engenharia Sanitaria Ambiental*, v. 14, n. 1, p. 129–138, 2009.

LETTINGA, G.; DEMAN, A.; VANDERLAST, A. R. M.; et al. Anaerobic treatment of domestic sewage and wastewater. *Water Science Technology*, v. 27, n. 9, p. 67–73, 1993.

LETTINGA, G.; REBAC, S.; ZEEMAN, G. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater

- treatment. *Trends in Biotechnology*, v. 19, n. 9, p. 363–370, 2001.
- LOCAS, A.; MARTINEZ, V.; PAYMENT, P. Removal of human enteric viruses and indicator microorganisms from domestic wastewater by aerated lagoons. *Canadian journal of microbiology*, v. 56, n. 2, p. 188–194, 2010.
- MAHMOOD, Q.; PERVEZ, A.; ZEB, B. S.; et al. Natural treatment systems as sustainable ecotechnologies for the developing countries. *BioMed research international*, v. 2013, p. 19, 2013.
- MAÏGA, Y.; WETHE, J.; DENYIGBA, K.; OUATTARA, A. S. The impact of pond depth and environmental conditions on sunlight inactivation of *Escherichia coli* and enterococci in wastewater in a warm climate. *Canadian journal of microbiology*, v. 55, n. 12, p. 1364–1374, 2009.
- MARA, D. D. Waste Stabilization Ponds: A Highly Appropriate Wastewater Treatment Technology for Mediterranean Countries. *Efficient Management of Wastewater*. p.113–123, 2008. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-540-74492-4_10>. .
- MARA, D. D.; SPEARMAN, H. W. Waste Stabilization Ponds: Design Manual for Mediterranean Europe. . p.1–53, 1987.
- MARA, D. D.; SPEARMAN, H. W. WSP Usage in Mediterranean Europe. *Design Manual for Waste Stabilization Ponds in Mediterranean Countries*. p.19–25, 1998a. Leeds: Lagoon Technology International.
- MARA, D. D.; SPEARMAN, H. W. Introduction. *Design Manual for Waste Stabilization Ponds in Mediterranean Countries*. p.1–7, 1998b. Leeds: Lagoon Technology International.
- MARA, D. D.; SPEARMAN, H. W. Wastewater treatment in WSP. *Design Manual for Waste Stabilization Ponds in Mediterranean Countries*. p.8–18, 1998c. Leeds: Lagoon Technology International.
- MARA, D. D.; SPEARMAN, H. W. Process design of WSP. *Design Manual for Waste Stabilization Ponds in Mediterranean Countries*. p.43–54, 1998d. Leeds: Lagoon Technology International.
- MARAIS, G. V. New factors in the design, operation and performance of waste-stabilization ponds. *Bulletin of the World Health Organization*, v. 34, n. 5, p. 737–763, 1966.
- MARECOS DO MONTE, M. H. F.; MARA, D. D. The hydraulic performance of waste stabilization ponds in portugal. *Water Science & Technology*, v. 19, n. 12, p. 219–227, 1987.
- MASCARENHAS, L. C. A.; SPERLING, M. VON; CHERNICHARO, C. A. DE L. Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasas, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 9, n. 1, p. 46 – 54, 2004.
- MAYNARD, H. E.; OUKI, S. K.; WILLIAMS, S. C. Tertiary lagoons: A review of removal mechanisms and performance. *Water Research*, v. 33, n. 1, p. 1–13, 1999.
- MAYO, A. W.; ABBAS, M. Removal mechanisms of nitrogen in waste stabilization ponds. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, v. 72-75, p. 77–82, 2014. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1474706514000576>>. .
- MENYA, E.; WANGI, G. M.; AMANYIRE, F.; EBANGU, B. Design of waste stabilization ponds for dairy processing plants in Uganda. , v. 15, n. 3, p. 198–207, 2013.
- METCALF & EDDY, I. *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. 4th ed. McGraw-

Hill, 2003.

MIDDLEBROOKS, E. J.; PANO, A. Nitrogen removal in aerated lagoons. *Water Research*, v. 17, n. 10, p. 1369–1378, 1983. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/004313548390266X>>. .

MILLAMENA, O. M. Effect of detention time on aerobic waste stabilization pond performance in Southeast Asia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 52, n. 6, p. 856–863, 1994.

MOSHE, M.; BETZER, N.; KOTT, Y. Effect of industrial wastes on oxidation pond performance. *Water Research*, v. 6, n. 10, p. 1165–1171, 1972. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135472900164>>. .

MTETHIWA; H., A.; MUNYENYEMBE, A.; JERE, W.; NYALI, E. Efficiency of Oxidation Ponds for Wastewater. *Int. J. Environ. Res*, v. 2, n. 2, p. 149 – 152, 2008.

NAMECHE, T.; VASEL, J. L. Hydrodynamic studies and modelization for aerated lagoons and waste stabilization ponds. *Water Research*, v. 32, n. 10, p. 3039–3045, 1998.

NASA. Surface meteorology and Solar Energy. Disponível em: <<https://eosweb.larc.nasa.gov/sse/>>. .

NASCIMENTO, L. V.; VON SPERLING, M. Os padrões brasileiros de qualidade das águas e os critérios para proteção da vida aquática, saúde humana e animal. XXVI Congresso interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, AIDIS. *Anais...* . v. 55, p.1–12, 1998. Lima.

NASCIMENTO, L. V.; VON SPERLING, M. Comparação entre os limites de detecção dos métodos analíticos e os padrões de qualidade das águas e de lançamento de efluentes da resolução. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. *Anais...* . p.2407 – 2412, 1999a. Rio de Janeiro.

NASCIMENTO, L. V.; VON SPERLING, M. Padrões Nacionais e Internacionais de Lançamento de Efluentes Líquidos em Corpos D'água. Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. *Anais...* , 1999b. Belo Horizonte.

NOYOLA, A.; MORGAN-SAGASTAMO, J. M.; GÜERECO, L. P. *Selección de Tecnologías para el Tratamiento de Águas Residuales Municipales*. 2013.

NOYOLA, A.; PADILLA-RIVERA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J. M.; GÜERECA, L. P.; HERNÁNDEZ-PADILLA, F. Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America. *Clean - Soil, Air, Water*, v. 40, n. 9, p. 926–932, 2012.

NUNES, J. A. *Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. 3ra ed. Aracaju: Gráfica Editora J. Andrade, 2012.

OAKLEY, S. M.; POCASANGRE, A.; FLORES, C.; MONGE, J.; ESTRADA, M. Waste stabilization pond use in Central America: Experiences of El Salvador, Guatemala, Honduras and Nicaragua. *Water Science & Technology*, v. 42, n. 10, p. 51–58, 2000.

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Avaliação de 166 ETES em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 2: influência de fatores de projeto e operação. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 10, n. 4, p. 347–357, 2005.

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Elements for setting up discharge standards in developing countries based on actual wastewater treatment plant performance. *Water Science*

and Technology, v. 58, n. 10, p. 2001–2008, 2008.

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Assessment of classical surface organic loading design equations based on the actual performance of primary and secondary facultative ponds. *Water Science and Technology*, v. 61, n. 4, p. 971–977, 2010.

OLIVEIRA, S. M. A. DE C. *Análise de Desempenho e Confiabilidade de Estações de Tratamento de Esgotos*, 2006. Belo Horizonte, Brasil: Tese de Doutorado - Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais.

OTHMAN, Z.; ALI, R.; THYN, J. Evaluation of hydraulic efficiency of waste stabilisation ponds (WSP). *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*, v. 206, n. 2, p. 285–294, 1996. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/index/Q56212725226Q057.pdf>>. .

OWUSU-ANSAH, E. DEGRAFT J.; ANGELINA, S.; AMPONSAH, S. K.; ABAIDOO, R. C.; HALD, T. Performance, Compliance and Reliability of Wastestabilization Pond: Effluent Discharge Quality and Environmental Protection Agency Standards in Ghana. *Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology*, v. 10, n. 11, p. 1293 – 1302, 2015.

PEÑA, M.; MARA, D. Thematic Overview Paper: Waste Stabilisation Ponds. *IRC International Water and Sanitation Center*, , n. July, p. 43, 2004.

PERSSON, J.; WITGREN, H. B. How hydrological and hydraulic conditions affect performance of ponds. *Ecological Engineering*, v. 21, n. 4-5, p. 259–269, 2003. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0925857404000059>>. Acesso em: 28/10/2014.

PHAM, D. T.; EVERAERT, G.; JANSSENS, N.; et al. Algal community analysis in a waste stabilisation pond. *Ecological Engineering*, v. 73, p. 302–306, 2014. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857414004571>>. .

PUIG, S.; LOOSDRECHT, M. C. M. VAN; FLAMELING, A. G.; COLPRIM, J.; MEIJER, S. C. F. The effect of primary sedimentation on full-scale WWTP nutrient removal performance. *Water research*, v. 44, n. 11, p. 3375 – 3384, 2010.

RAGUSH, C. M.; SCHMIDT, J. J.; KRKOSEK, W. H.; et al. Performance of municipal waste stabilization ponds in the Canadian Arctic. *Ecological Engineering*, v. 83, p. 413–421, 2015. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0925857415301142>>. .

RAHMATIYAR, H.; SALMANI, E. R.; ALIPOUR, M. R.; ALIDADI, H. Wastewater treatment efficiency in stabilization ponds , Olang treatment. , v. 2, n. 1, p. 217–223, 2015.

RAJBHANDARI, B. K.; ANNACHHATRE, A. P. Anaerobic ponds treatment of starch wastewater: Case study in Thailand. *Bioresource Technology*, v. 95, n. 2, p. 135–143, 2004.

RAMADAN, H.; PONCE, V. M. *Design and Performance of Waste Stabilization Ponds*. 1999.

RECAULT, Y.; BOUTIN, C.; SEGUIN, A. Waste stabilization ponds in France: a report on fifteen years experience. *Water Science Technology*, v. 31, n. 12, p. 91–101, 1995.

REINOSO, R.; BLANCO, S.; TORRES-VILLAMIZAR, L. A.; BÉCARES, E. Mechanisms for Parasites Removal in a Waste Stabilisation Pond. *Microbial Ecology*, v. 61, n. 3, p. 684–692, 2011. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21207019>\nhttp://apps.isiknowledge.com/full_record.

do?product=UA&search_mode=GeneralSearch&qid=2&SID=Y1iWp4IdfFVkadzrmJZ&page=1&doc=11>. .

REINOSO, R.; TORRES, L. A.; BÉCARES, E. Efficiency of natural systems for removal of bacteria and pathogenic parasites from wastewater. *Science of the Total Environment*, v. 395, n. 2-3, p. 80–86, 2008.

SÁENZ, R. Consideraciones en relación con el uso de lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas residuales. *CEPIS*, 2000. Washington D.C.: Biblioteca Virtual de Desarrollo Sostenible y Salud Ambiental - Organización Panamericana de la Salud. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/eswww/proyecto/rapidisc/publica/hdt/hdt33/hdt33.html>>. .

SÁNCHEZ, I. A.; MATSUMOTO, T. Avaliação del desempeño de la planta de tratamiento de aguas residuales urbanas de ILHA Solteira (SP) por lagunas facultativas primarias. *Ingeniería y Desarrollo*, v. 30, n. 2, 2012.

SILVA, F. J. A DA; SOUZA, R. O. DE; ARAÚJO, A. L. C. Revisiting the influence of loading on organic material removal in primary facultative ponds. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, v. 27, n. 1, p. 63–69, 2010.

SILVA, F. L. DA; SILVA, I. J. DA; RODRIGUES, L. DOS S.; OLIVEIRA, P. R. DE. Influência dos Parâmetros de Projeto e Condições Operacionais no Desempenho de Lagoas de Estabilização no Tratamento de Dejetos de Suínos. *Engenharia Ambiental-Espírito Santo do Pinhal*, v. 6, p. 422–433, 2009.

SILVA FILHO, P. A. DA. *Diagnóstico operacional de lagoas de estabilização*, 2007. Natal, Brasil: Dissertação de Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária da Universidade Federal de Rio Grande do Norte.

SILVA, S. A.; MARA, D. D.; OLIVEIRA, R. DE. The performance of a series of five deep waste stabilization ponds in northeast brazil. *Water Science & Technology*, v. 19, n. 12, p. 61–64, 1987.

VON SPERLING, M. Princípios da remoção da matéria orgânica. *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. p.91–138, 1996. Belo Horizonte: UFMG.

VON SPERLING, M. Lagoas de Estabilização. . 2nd ed., p.196, 2002. Belo Horizonte: DESA-UFMG.

VON SPERLING, M.. Modelling of coliform removal in 186 facultative and maturation ponds around the world. *Water research*, v. 39, n. 20, p. 5261–73, 2005. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16310239>>. Acesso em: 25/11/2014.

VON SPERLING, M.. Características das águas residuárias. In: Editora UFMG (Ed.); *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4ta ed., v. 1, p.51–131, 2014a. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais.

VON SPERLING, M.. Legislação ambiental e impacto do lançamento de efluentes nos corpos receptores. In: Editora UFMG (Ed.); *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4ta ed., p.133–260, 2014b. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais.

VON SPERLING, M.. Níveis, processos e sistemas de tratamentode esgotos. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4th ed., p.261–369, 2014c. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. *Biological Wastewater Treatment in Warm*

Climate Regions. London: IWA Publishing. London. Seattle, 2005.

VON SPERLING, M.; JORDÃO, E. P.; KATO, M. T.; et al. Lagoas de Estabilização. *Desinfecção de Efluentes Sanitários*. 1ra ed., p.277 – 336, 2003. Vitória: PROSAB/FINEP.

STEEN, P. VAN DER; BRENNER, A.; BUUREN, J. VAN; ORON, G. Post-treatment of UASB reactor effluent in an integrated duckweed and stabilization pond system. *Water Research*, v. 33, n. 3, p. 615–620, 1999.

SZABO, A.; ENGLE, O. *Upgrading alternatives for a wastewater treatment pond in Johor Bahru, Malaysia*, 2010. Master Thesis, Water and Environmental Engineering - Department of Chemical Engineering. Lund University, Sweden.

THE COUNCIL OF THE EUROPEAN COMMUNITIES. Council Directive 91/271/EEC concerning urban waste water treatment. *Official Journal of the European Communities*, , n. May, p. 40–52, 1991. Disponível em: <http://faolex.fao.org/cgi-bin/faolex.exe?rec_id=009286&database=FAOLEX&search_type=link&table=result&lang=fr&format_name=@FRALL>. .

TILLEY, E.; LÜTHI, C.; MOREL, A.; ZURBRÜGG, C.; SCHERTENLEIB, R. *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland, 2014.

TOPRAK, H. Temperature and organic loading dependency of methane and carbon dioxide emission rates of a full-scale anaerobic waste stabilization pond. *Water Research*, v. 29, n. 4, p. 1111–1119, 1995. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135494002512>>. .

TULAS. Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria del Ministerio de Ambiente (TULAS). (M. del A. del Ecuador, Ed.) *Norma de Calidad Ambiental y de Descarga de Efluentes al Recurso Agua*, 2003. Quito: Presidencia de la República de Ecuador.

US EPA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Principles of Design and Operations of Wastewater Treatment Pond Systems for Plant Operators , Engineers, and Managers*. 2011.

VERBYLA, M. E.; OAKLEY, S. M.; MIHELICIC, J. R. Wastewater infrastructure for small cities in an urbanizing world: Integrating protection of human health and the environment with resource recovery and food security. *Environmental Science and Technology*, v. 47, n. 8, p. 3598–3605, 2013.

WALIA, R.; KUMAR, P.; MEHROTRA, I. Performance of UASB based sewage treatment plant in India: *International Journal of Current Engineering and Technology*, v. 4, n. 3, p. 1543–1548, 2014.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. *WHO Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater: Wastewater Use in Agriculture*. 2006.

ZABALAGA, J.; AMY, G.; MÜNCH, E. VON. Evaluation of agricultural reuse practices and relevant guidelines for the Alba Rancho WWTP (primary and secondary facultative ponds) in Cochabamba, Bolivia. *Water Science and Technology*, v. 55, n. 1333, p. 469–475, 2007.