Universidade Federal do Ceará

Centro de Tecnologia
Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental
Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil
Áreas de Concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental
DOUTORADO

ÍNDICE DE CONCORDÂNCIA E RISCO *FUZZY* NA AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE SISTEMAS DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Fernando José Araújo da Silva
Engenheiro Civil

Fortaleza
Outubro de 2010

ÍNDICE DE CONCORDÂNCIA E RISCO *FUZZY* NA AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE SISTEMAS DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Tese submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, área de concentração em Saneamento Ambiental, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do Grau de Doutor.

Orientador: Prof. Dr. Raimundo Oliveira de Souza

Fortaleza
Outubro de 2010

Fernando José Araújo da Silva

ÍNDICE DE CONCORDÂNCIA E RISCO *FUZZY* NA AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE SISTEMAS DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Tese submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Engenharia Civil - área de concentração: Saneamento Ambiental

Tese defendida, julgada e aprovada em: 18 de outubro de 2010.

Banca Examinadora

_____

Prof. Dr. Raimundo Oliveira de Souza (Orientador)
Universidade Federal do Ceará - UFC

_____

Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota (Examinador Interno)
Universidade Federal do Ceará - UFC

_____

Profa. Dra. Marisete Dantas Aquino (Examinadora Interna)
Universidade Federal do Ceará - UFC

_____

Prof. Dr. André Luis Calado Araújo (Examinador Externo)
Inst. Fed. de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte - IFRN

_____

Profa. Dra. Vanda Tereza Costa Malveira (Examinadora Externa)
Universidade de Fortaleza - UNIFOR

Dedicatória

Aos meus pais Francisco José e Maria Helena
Aos meus filhos Abraão, Davi e Camila
Aos meus irmãos Fernanda Cláudia, Adriana Paula e Francisco José Jr.
A minha mulher Andrea Limaverde

In memorian

Aos que abriram portas e mostraram caminhos...
Eng^{o}. Civil José Andrade de Morais
Prof. Salomão Anselmo Silva
Eng^{o}. Civil Francisco José F. de Castro

AGRADECIMENTO

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq Processo 200464/1994-9) pelo suporte e diálogo constantes.

Ao Professor Raimundo Oliveira de Souza, pelo intelecto, profissionalismo acadêmico, apoio, além de lições de sabedoria e maturidade.

Aos professores do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA), da Universidade Federal do Ceará (UFC), que contribuíram incisivamente para minha formação.

A todos os colegas de curso junto ao DEHA.

À Universidade Federal do Ceará, *Campus* Cariri, pelo apoio, e em especial ao Coordenador do Curso de Engenharia Civil, Professor Ary Ferreira da Silva.

Aos demais colegas docentes da UFC *Campus* Cariri, que expressaram apoio fraterno e colaboraram em discussões construtivas.

À Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE), destacadamente aos amigos do Núcleo de Análises e Monitoramento (NUAM), durante o período em que lá exerci atividades de pesquisa.

À Universidade de Fortaleza pela colaboração durante o período em que lá trabalhei.

Aos componentes da banca examinadora.

"Nihil minus est hominis occupatti quam vivere; nullius rei difficilior scientia est"
De Brevitate Vitae, Sêneca.

RESUMO

No presente trabalho foi empregada a aritmética *fuzzy* com NFTs para o cálculo do Índice de Concordância *Fuzzy* (I_{CF}) e do Risco *Fuzzy* (R_F), com fins de análise de aspectos operacionais, desempenho e qualidade dos efluentes de 14 ETEs do tipo lagoas de estabilização (6 lagoas facultativas primárias - L_{FPs} e 8 séries- L_{Ss}) em escala real, tratando esgotos domésticos. A lógica *fuzzy* provou ser um recurso eficiente na avaliação do desempenho de ETEs e suas compatibilidades ambientais. O estudo propiciou também uma melhor compreensão do funcionamento operacional de lagoas de estabilização. Exceto por dois sistemas (L_{FP4} e a L_{S8}) o I_{CF} mostrou que as L_{FPs} e L_{Ss} operaram em média 81,3 e 86,3% do tempo, abaixo do valor estipulado em projeto. Nestas seriam possíveis incrementos médios de vazão de 74,7 e 84,5%, respectivamente. Quanto às cargas orgânicas afluentes (λ) os valores de I_{CF} mostraram a possibilidade de acréscimos de 91,8 e 71,9%, para as L_{Ss} e L_{FPs}, respectivamente. Sobre a qualidade dos efluentes, o OD obteve os maiores valores de I_{CF} (L_{Ss} = 0,945 e L_{FPs} = 0,867). Os valores de I_{CF} para qualidade do efluente tratado foram mais elevados nas séries, com maior concordância *fuzzy* com as normas ambientais. O risco *fuzzy* concernente à sobrecarga (orgânica e hidráulica) foi maior nas séries. Individualmente, os sistemas L_{FP4} e L_{S8} apresentaram maior risco difuso de sobrecarga, por operarem sob condições próximas às estabelecidas em projeto. O R_F para análise de desempenho mostrou que as ETEs tiveram perfomance um pouco abaixo do que observa a literatura técnica. Os menores valores de R_F foram observados nos sistemas em série. O risco difuso para não atendimento das expectativas de desempenho foi maior em relação a SST (0,929 nas L_{FPs} e 0,903 nas L_{Ss}), seguido de amostras não filtradas de DQO (0,846 nas L_{FPs} e 0,677 nas L_{Ss}). Na violação das normas ambientais o R_F também foi maior nas L_{FPs}. Observou-se que nas séries, quanto maior o número de lagoas menor o R_F. Correlações lineares positivas (nível de significância de 95%) mostraram que quanto menor o conteúdo de DBO e DQO (amostras não filtradas), e de SST, menor o risco difuso em relação a CTm. No caso do R_F para pH e CTm a correlação foi negativa. Foi estabelecido um Índice de Desempenho *Fuzzy* (I_{FD}) para lagoas de estabilização, para comparar a qualidade dos efluentes das ETEs. O modelo propôs uma escala (1 a 18) baseada nos parâmetros DBO_f, DQO_f, SST, AMT, OD e CTm. Os resultados apresentaram o seguinte ordenamento: I_{FD} L_{FP3} (2,09) < I_{FD} L_{FP2} (2,15) < I_{FD} L_{FP4} (2,30) < I_{FD} L_{FP5} (3,49) < I_{FD} L_{FP1} (3,62) < I_{FD} L_{FP6} (4,96) < I_{FD} L_{S5} (9,59) < I_{FD} L_{S8} (9,67) < I_{FD} L_{S4} (9,72) < I_{FD} L_{S3} (10,01) < I_{FD} L_{S1} (10,38) < I_{FD} L_{S2} (13,57) < I_{FD} L_{S6} (15,49) < I_{FD} L_{S7} (15,69). A análise do R_F para ovos de helmintos mostrou que para uma margem e risco difuso de até 10% seria necessário um TDH de 28,8 dias com oH ≤ 1,0 ovo/L e 38,0 dias com oH ≤ 0,1 ovo/L. Em duas séries (L_{S5} e L_{S8}) o cálculo de I_{CF} e R_F em relação à qualidade do efluente de cada lagoa componente permitiu observar distinções impostas pela configuração e condição operacional de cada uma dessas ETEs. Nas citadas séries os NFTs foram empregados para avaliar λr de DBO e AMT. As representações mostraram taxas de remoção superficial com valores negativos, que ofereceram uma interpretação anômala de geração de poluente por via física ou biótica. A causa foi a assincronia entre as concentrações afluentes e efluentes, associadas à flutuações nas vazões, e, de forma indireta, a fatores climáticos e hidráulica das lagoas.

Palavras-chave: lagoas de estabilização; controle da qualidade de efluentes; análise de risco; lógica *fuzzy*.

ABSTRACT

In the present study fuzzy arithmetic *via* triangular fuzzy numbers (TFNs) was applied to compute Fuzzy Agreement Index (F_{AI}) and Fuzzy Risk (F_R) for the evaluation of operational aspects, performance and effluent quality in 14 full-scale waste stabilization pond plants (6 primary facultative ponds – P_{FPs} and 8 pond series- P_{Ss}) treating domestic sewage. Findings showed that fuzzy logic is an attractive approach for the evaluation of the performance of wastewater treatment plants and their environmental compatibilities. The study also provided a better understanding of operational aspects of waste stabilization ponds. Except for two pond systems (P_{FP4} and P_{S8}) the F_{AI} in P_{FPs} and P_{Ss} showed that they operated on average 81.3 and 86.3% of the time below the value stipulated in their original designs. Results indicated average potential increments of 74.7 and 84.5% in influent flow rates to P_{FPs} and P_{Ss}, respectively. With respect to organic load (λ) F_{AI} numbers indicated possible increases of 91.8 and 71.9% in P_{Ss} and P_{FPs} respectively. In the case of the regulatory standards the F_{AI} applied to effluent quality had best results for DO (P_{Ss} = 0.945 and P_{FPs} = 0.867). In general pond series had higher numbers for F_{AI} than P_{FPs}. The fuzzy risk regarded to overloading (organic and hydraulic) was higher in pond series. Comparatively, systems P_{FP4} and P_{S8} showed higher fuzzy risk of overloading because these plants operated close to the design numbers. The F_R on performance analysis showed that all ponds plants had actual performance slightly below that expected and reported by the literature. The lowest F_R values were observed in pond series. On the performance analysis the highest fuzzy risk numbers were for TSS (0.929 in P_{FPs} and 0.903 in P_{Ss}), followed by unfiltered COD (0.846 in P_{FPs} and 0.677 in P_{Ss}). As expected, fuzzy risk regarded to the violation of environmental standards was higher in P_{FPs}. In pond series by increasing number of cells F_R was lower. Positive linear correlations (at a significance level of 95%) showed that lower content of BOD and COD (unfiltered samples), and TSS implied in lower F_R with respect to termotolerant coliform concentrations (TT_{FC}). Correlations between F_R of pH and TT_{FC} were negative. A Fuzzy Performance Index (F_{PI}) was proposed to compare effluent quality with respect to the environmental standard regulation. The model considered a scale (1-18) based on the following parameters: BOD_f, COD_f, TSS, TAN, DO and TT_{FC}. The results showed the following order: F_{PI} P_{FP3} (2.09) < F_{PI} P_{FP2} (2.15) < F_{PI} P_{FP4} (2.30) < F_{PI} P_{FP5} (3.49) < F_{PI} P_{FP1} (3.62) < F_{PI} P_{FP6} (4.96) < F_{PI} P_{S5} (9.59) < F_{PI} P_{S8} (9.67) < F_{PI} P_{S4} (9.72) < F_{PI} P_{S3} (10.01) < F_{PI} P_{S1} (10.38) < F_{PI} P_{S2} (13. 57) < F_{PI} P_{S6} (15.49) < F_{PI} P_{S7} (15.69). The analysis of F_R for helminth eggs showed that for a marginal fuzzy risk of 10% pond systems would require a HRT of 28.8 days for oH ≤ 1.0 egg/L, and 38.0 days for oH ≤ 0.1 egg/L. In two series (L_{S5} and L_{S8}) the F_{AI} and F_R with respect to effluent quality from each pond component provided distinctions imposed by the configuration and operational *status* in each of these plants. Along pond cells in these series BOD and TAN surface removal rates (λr) were represent by TFNs. These fuzzy numbers showed negative surface removal rates. They offered an anomalous interpretation for pollutant generation *via* physical or biotic means. The probable and reasonable cause was the asynchrony between affluent and effluent concentrations, associated with fluctuations in flow rates. Climatic factors and hydraulic behavior of ponds might also influence this.

Keywords: waste stabilization ponds; effluent quality control; risk analysis; fuzzy logic.

Lista de Figuras

Figura 2.1: Mutualismo entre algas e bactérias em lagoas de estabilização 22
Figura 2.2: Representações esquemáticas de arranjo de lagoas de estabilização em série 26
Figura 3.1: Medidas combinadas para proteção da saúde e uma carga de doenças tolerável 47
Figura 3.2: Diagrama representativo da estatística descritiva no monitoramento de ETEs 54
Figura 4.1: Representação de um número real (a), de um número intervalar nítido (b), de um número *fuzzy* triangular - NFT (c), e de um número *fuzzy* trapezoidal – NFT_R (d) 63
Figura 4.2: Sistema de inferência *fuzzy* 66
Figura 4.3: Dados os NFTs $\widetilde{A}$ e $\widetilde{B}$ (a), com adição (b) ($\widetilde{A}(+)\widetilde{B}$) e subtração (c) ($\widetilde{A}(-)\widetilde{B}$) 69
Figura 4.4: Multiplicação de dois números *fuzzy* (a) ($\widetilde{A}(\bullet)\widetilde{B}$) e (b) por um escalar 70
Figura 5.1: Índice de concordância *fuzzy* (I_{CF}) entre um número difuso (Ã) e outro não difuso (H) 80
Figura 5.2: Confiabilidade com base na função densidade de probabilidade (FDP) da solicitação (S) e da capacidade (W) (a), e definição das regiões de falha, de segurança e do ponto de falha com variáveis reduzidas (i.e. normalizadas) (b) 82
Figura 5.3: Número *fuzzy* triangular (a) e função de risco marginal ($\tilde{Z}$) como variável difusa (b) 84
Figura 5.4: Representação de números difusos afluentes (a) e efluentes (b) em sistemas de lagoas de estabilização 85
Figura 5.5: Interseção de tolerância *fuzzy* e nível de garantia em relação à expectativa de desempenho na remoção de poluentes em uma ETE 88
Figura 5.6: Interseção de tolerância *fuzzy* e nível de garantia em relação à expectativa da concentração de um poluente no efluente de uma ETE 88
Figura 5.7: Números difusos para cálculo do risco *fuzzy* a partir dos números difusos da norma ambiental e da concentração de um poluente no efluente de um sistema de lagoas de estabilização 90
Figura 5.8: Área de integração no intervalo [a, b] sob a função f(x) 91
Figura 5.9: Representação gráfica da técnica de integração pelo Método do Trapézio 92
Figura 6.1: I_{CF} do TDH (a) e de λ (b) na ETE L_{FP4} 100
Figura 6.2: I_{CF} do TDH (a) e de λ (b) na ETE L_{FP6} 100
Figura 6.3: I_{CF} da DBO_f (a) e da DQO_f (b) na L_{FP6} 103
Figura 6.4: I_{CF} do pH nas séries L_{S4} (a) e L_{S8} (b) 103
Figura 6.5: Risco *fuzzy* de sobrecarga orgânica superficial nas ETEs L_{PF3} e L_{LPF4} 105
Figura 6.6: Correlação da remoção de DBO_f e DQO_f com o I_{FD} 112
Figura 6.7: Correlação da remoção de AMT e CTm com o I_{FD} 112
Figura 6.8: Variação do risco difuso com R_F ($TDH_{seg.OH}$ = 28,8 dias), oH = 1,0 ovo/L (▲), oH = 0,1 ovo/L (✳) em função do TDH médio das ETEs (a), e da qualidade de efluente desejado (▲ oH = 1,0 ovo/L e ✳ oH = 0,1 ovo/L) em função de R_F (b) 115
Figura 6.9: I_{CF} da DBO_f ao longo das séries L_{S5} (a) e L_{S8} (b) 116
Figura 6.10: I_{CF} da AMT ao longo das séries L_{S5} (a) e L_{S8} (b) 117
Figura 6.11: Risco *fuzzy* (R_F) para SST ao longo das lagoas das séries L_{S5} (a) e L_{S8} (b) 118
Figura 6.12: NFTs das taxas de remoção superficial de DBO ao longo das lagoas das séries L_{S5} (a) e L_{S8} (b) 119
Figura 6.13: NFTs das taxas de remoção superficial de AMT ao longo das lagoas das séries L_{S5} (a) e L_{S8} (b) 119

Lista de Quadros

Quadro 2.1: Critérios básicos para a seleção de tecnologias de tratamento de esgotos 21
Quadro 2.2: Principais vantagens e desvantagens no emprego de lagoas de estabilização 23
Quadro 2.3: Principais tipos de lagoas de estabilização 26
Quadro 2.4: Tipos especiais de lagoas de estabilização 27
Quadro 2.5: Modelos para determinação da concentração efluente em lagoas de estabilização com base em regime hidráulico 38
Quadro 2.6: Modelos empregados para estimar o número de dispersão em lagoas de estabilização 39
Quadro 3.1: Sumário descritivo das categorias de reúso na irrigação 46
Quadro 3.2: Parâmetros a serem analisados para avaliação da qualidade do efluente de lagoa. 52
Quadro 3.3: Estatística básica de conjunto amostral para monitoramento de ETEs 53
Quadro 3.4: Classificação dos tipos de incerteza quanto à origem 56
Quadro 4.1: Principais propriedades dos conjuntos *fuzzy* e respectivas representações 64
Quadro 4.2: Operações elementares com conjuntos *fuzzy* 65
Quadro 4.3: Principais métodos de defuzzificação 67

Lista de Tabelas

Tabela 2.1: Carga orgânica volumétrica admissível para dimensionamento de lagoas anaeróbias e eficiência de remoção de DBO 28
Tabela 2.2: Principais modelos para dimensionamento de lagoas de facultativas com base no critério de carga orgânica aplicada 29
Tabela 2.3: Valores de kb_{20^oC} e θ reportados por diferentes estudos 31
Tabela 3.1: Padrões de efluentes para despejo em corpos receptores no Ceará 44
Tabela 3.2: Comparação de padrões microbiológicos para reúso de efluentes em irrigação 46
Tabela 3.3: Diretrizes para uso agrícola de esgotos sanitários 48
Tabela 5.1: Identificação dos sistemas de lagoas de estabilização do estudo 77
Tabela 5.2: Características operacionais das ETEs do estudo, segundo as premissas de projeto. 78
Tabela 5.3: Características das lagoas das séries L_{S5} e L_{S8}, com base nas premissas de projeto. 79
Tabela 6.1: Características do esgoto doméstico nas ETEs de lagoas de estabilização do estudo (dados agrupados) 94
Tabela 6.2: Características operacionais reais das ETEs de lagoas do estudo 95
Tabela 6.3: Desempenho médio na remoção de poluentes nas ETEs 96
Tabela 6.4: Taxa média de remoção superficial de poluentes nas ETEs 97
Tabela 6.5: Características operacionais reais das lagoas das séries L_{S5} e L_{S8} 97
Tabela 6.6: Desempenho médio na remoção de poluentes e taxa média de remoção superficial nas lagoas das séries L_{S5} e L_{S8} 98
Tabela 6.7: Índice de concordância *fuzzy* (I_{CF}) e grau de pertinência (μ) em relação ao tempo de detenção hidráulica (TDH_{pj}) e carga orgânica a ser tratada (λ_{pj}) pelas ETEs de lagoas de estabilização 99
Tabela 6.8: Índice de concordância *fuzzy* (I_{CF}) e grau de pertinência (μ) em relação aos padrões de despejo de DBO, DBO_f, DQO, DQO_f e SST 102
Tabela 6.9: Índice de concordância *fuzzy* (I_{CF}) e grau de pertinência (μ) em relação aos padrões de despejo de AMT, OD, CTm, CTm reúso e pH 102
Tabela 6.10: Risco *fuzzy* (R_F) de sobrecarga orgânica e hidráulica, e grau de pertinência (μ) para as lagoas de estabilização do estudo 105
Tabela 6.11: Risco *fuzzy* (R_F) no desempenho e grau de pertinência (μ) para lagoas de estabilização 107

Tabela 6.12: Risco *fuzzy* (R_F) na violação de valores normativos para matéria orgânica e grau de pertinência (μ) para lagoas de estabilização do estudo 109
Tabela 6.13: Risco *fuzzy* (R_F) na violação de valores normativos para pH, AMT, CTm, CTm reúso, OD e SST, e grau de pertinência (μ) para lagoas de estabilização do estudo 109
Tabela 6.14: Risco *fuzzy* das ETEs do estudo em relação ao $TDH_{seg.OH}$ (28,8 dias) e da concentração de helmintos desejada no efluente (oH = 1,0 ovo/L e oH = 0,1 ovo/L) 114
Tabela 6.15: Índice de concordância *fuzzy* (I_{CF}) e grau de pertinência (μ) nas lagoas das séries L_{S5} e L_{S8} em relação aos padrões de despejo 115
Tabela 6.16: Risco *fuzzy* (R_F) na violação de valores normativos ao longo das lagoas das séries L_{S5} e L_{S8} 118
Tabela A.1: Estatística descritiva do esgoto bruto afluente (EB) das ETEs do tipo lagoa única (L_{FP}) para pH, DBO, DQO e SST 150
Tabela A.2: Estatística descritiva do esgoto bruto afluente (EB) das ETEs do tipo lagoa única (L_{FP}) para AMT, CTm e oH 151
Tabela A.3: Estatística descritiva do esgoto bruto afluente (EB) das ETEs do tipo lagoas em série (L_S) para pH, DBO, DQO e SST 152
Tabela A.4: Estatística descritiva do esgoto bruto afluente (EB) das ETEs do tipo lagoas em série (L_S) para AMT, CTm e oH 153
Tabela A.5: Estatística descritiva do efluente final das ETEs do tipo lagoa única (L_{FP}) para DBO, DBO_f, DQO, DQO_f e SST 154
Tabela A.6: Estatística descritiva do efluente final das ETEs do tipo lagoa única (L_{FP}) para pH, AMT, CTm e OD 155
Tabela A.7: Estatística descritiva do efluente final das ETEs do tipo lagoas em série (L_S) para DBO, DBO_f, DQO, DQO_f e SST 156
Tabela A.8: Estatística descritiva do efluente final das ETEs do tipo lagoas em série (L_S) para pH, AMT e CTm e OD 157
Tabela A.9: Estatística descritiva dos afluentes/efluentes das lagoas da L_{S5} para DBO, DBO_f, DQO, DQO_f e SST 158
Tabela A.10: Estatística descritiva dos afluentes/efluentes das lagoas da L_{S5} para pH, AMT, OD, CTm e oH 159
Tabela A.11: Estatística descritiva dos afluentes/efluentes das lagoas da L_{S8} para DBO, DBO_f, DQO, DQO_f e SST 160
Tabela A.12: Estatística descritiva dos afluentes/efluentes das lagoas da L_{S8} para pH, AMT, OD e CTm 161

Siglas e Abreviações

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

AMT – nitrogênio amoniacal total (mg N/L)

CEC – Council of European Communities

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos

CTm – coliformes termotolerantes (células/100 mL)

DBO – demanda bioquímica de oxigênio (mg/L)

DBO_f - demanda bioquímica de oxigênio em amostra filtrada (mg/L)

DQO - demanda química de oxigênio (mg/L)

DQO_f - demanda química de oxigênio em amostra filtrada (mg/L)

ETE – estação de tratamento de esgotos

I_{CF} – índice de concordância *fuzzy*

I_{FD} – índice de desempenho *fuzzy*

k – taxa de decaimento da concentração poluente em cinética de 1ª ordem (1/dia)

kb – taxa de decaimento bacteriano em cinética de 1 ordem (1/dia)

L_{FPs} – sistemas de lagoas facultativas primárias

L_{Ss} – sistemas de lagoas em série

λr – taxa de remoção superficial de poluente (Kg/ha.dia)

λs – carga orgânica superficial (Kg DBO ou DQO/ha.dia)

λv – carga orgânica volumétrica (g DBO ou DQO/m^3.dia)

μ – grau de pertinência de um número *fuzzy*

NFT – número *fuzzy* triangular

NFT_R – número *fuzzy* trapezoidal

OD – oxigênio dissolvido (mg/L)

oH – ovos de helmintos (ovos/L)

Q – vazão (m^3/dia)

R_F – risco *fuzzy*

SEMACE – Superintendência Estadual do Meio Ambiente, Ceará

SISNAMA – Sistema Nacional do Meio Ambiente

SST – sólidos suspensos totais (mg/L)

TDH – tempo de detenção hidráulica (dias)

WHO – World Health Organization

$\tilde{Z}$ - função marginal de desempenho *fuzzy*

SUMÁRIO

Lista de Figuras x
Lista de Quadros xi
Lista de Tabelas xi
Siglas e Abreviações xii

Capítulo 1 – INTRODUÇÃO

1.1 Prolegômenos 16
1.2 Motivação do trabalho 17
1.3 Objetivos 18
1.3.1 Geral 18
1.3.2 Específicos 18
1.4 Organização do trabalho 19

Capítulo 2 – LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

2.1 Lagoas de estabilização – conceito 21
2.1.1 Uma contextualização de lagoas de estabilização no Nordeste Brasileiro 24
2.2 Tipos de lagoas de estabilização 25
2.3 Critérios de projeto de lagoas de estabilização 27
2.3.1 Remoção de matéria orgânica 27
2.3.2 Remoção de organismos patogênicos 30
2.3.3 Remoção de nutrientes 32
2.3.4 Pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização 34
2.4 Sobre a modelagem de lagoas de estabilização 35
2.4.1 Modelos empíricos e critérios de carga 35
2.4.2 Modelos baseados em fluxo hidráulico 37
2.4.3 Constantes de degradação de poluentes em lagoas de estabilização 39
2.4.4 Modelos mecanísticos 40
2.5 Lagoas de estabilização em conceito emergente 41

Capítulo 3 – QUALIDADE DE EFLUENTE – padrões, controle e incertezas

3.1 Qualidade de efluente – padrões de normas ambientais e para reúso 43
3.2 Impactos de despejos sobre corpos receptores 48
3.3 Controle de efluentes de ETEs – o caso das lagoas de estabilização 50
3.4 Incerteza e risco acerca da qualidade de efluentes 55

Capítulo 4 – LÓGICA *FUZZY*

4.1 Introdução à lógica difusa 60
4.2 Funções de pertinência e números difusos 61
4.3 Operações com conjuntos difusos 64
4.4 Aritmética com números *fuzzy* triangulares 67
4.5 Algumas aplicações da lógica *fuzzy* na Engenharia Ambiental 70

Capítulo 5 – METODOLOGIA

5.1 Tipo de estudo 76
5.2 Sistemas de lagoas de estabilização selecionados 76
5.2.1 Parâmetros analíticos de monitoração 79
5.3 Enfoque do estudo – formulação geral 80
5.3.1 Índice de concordância *fuzzy* (I_{CF}) 80
5.3.2 Risco *fuzzy* (R_F) em sistemas de lagoas de estabilização 81
5.3.3 Um olhar *fuzzy* sobre as séries L_{S5} e L_{S8} 90
5.4 Técnica de integração numérica empregada 91

Capítulo 6 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Síntese dos dados compilados 93
6.2 Índice de concordância *fuzzy* (I_{CF}) 98
6.3 Risco *fuzzy* 103
6.3.1 Risco *fuzzy* de sobrecarga 103
6.3.2 Risco *fuzzy* no desempenho operacional 106
6.3.3 Risco *fuzzy* na violação de normas ambientais 108
6.3.4 Risco *fuzzy* na remoção de ovos de helmintos 112
6.4 O caso das séries L_{S5} e L_{S8} 115
6.4.1 Representação da λr com NFTs 118

Capítulo 7 – CONCLUSÃO

7.1 Aspectos gerais e específicos 121
7.2 Sugestões para trabalhos futuros 124

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 125
Apêndice A 150

1. INTRODUÇÃO

1.1 Prolegômenos

Os processos biológicos de tratamento de esgotos são mais dinâmicos em regiões cujas temperaturas médias são mais elevadas. A maioria das comunidades microbianas responsáveis pelo tratamento se desenvolve com maior rapidez em ambientes de maior temperatura. Isso favorece aos sistemas de tratamento, com maior rendimento, tornando-os mais simples e econômicos. Dentre as tecnologias não convencionais, uma das que tem maior destaque são as lagoas de estabilização, cujo emprego é evidenciado em locais com disponibilidade de terreno a baixo custo e em áreas periurbanas.

As lagoas de estabilização são simples de construir e operar, apesar de possuírem conjuntos biológicos e bioquímicos bastante complexos. Trabalhos de vários autores (e.g. THIRUMURTHI, 1974; MARA; PEARSON, 1986; CURTIS; MARA; SILVA, 1992) ressaltam que os mecanismos envolvidos na remoção de poluentes são os mais numerosos e complexos dentre todos os sistemas de tratamento de esgotos.

A pesquisa sobre lagoas de estabilização tem alcançado grande evolução no mundo inteiro, incorporando novos conceitos e diferentes visões quanto à aplicabilidade da tecnologia (MARA, 2007). Sistemas híbridos, associados a reatores anaeróbios (principalmente tanques sépticos e UASB - *up-flow anaerobic sludge blanket*), banhados artificiais construídos (*constructed wetlands*) e filtros de polimento permitem configurações de lagoas de estabilização cada vez mais eficientes. Esses sistemas podem produzir efluentes passíveis de incorporação ao ativo hídrico das comunidades para fins de reúso, qualquer que seja a escala.

1.2 Motivação do trabalho

Apesar de evoluída, a investigação sobre lagoas de estabilização permanece centrada em modelos experimentais demonstrativos e experiências com sistemas em escala real. Na maioria dos casos os estudos têm foco sobre a melhoria de desempenho a partir de novas configurações, com alterações de elementos geométricos e operacionais.

Investigações com abordagem mecanicista, a fim de elucidar fenômenos ocorrentes em lagoas, também são destacadas. Em sistemas em escala real, o objetivo principal é validar hipóteses das investigações experimentais.

Há, portanto, um veio principal definido para o estudo desta tecnologia. No entanto, comparativamente, pouca atenção foi dada sobre as incertezas associadas ao desempenho de lagoas de estabilização e qualidade de seus efluentes, além do potencial impacto nos corpos receptores.

Há incertezas nos diferentes fenômenos e processos envolvidos no funcionamento de lagoas de estabilização. Ocorrem incertezas devido à randomicidade inerente, que não pode ser eliminada. Admite-se que todo sistema de tratamento é dinâmico em seu ciclo existencial. Condições irresolutas partem principalmente de variações na vazão e na concentração dos constituintes do esgoto afluente e efluente.

A avaliação de incertezas tem formulação geral baseada na lógica dedutiva, que pode ser analítica ou probabilística. Por outro lado, tal apreciação depende da natureza do problema, da disponibilidade de informação, da complexidade do modelo representativo do processo ou fenômeno, do tipo e da acuracidade dos dados disponíveis.

No caso da análise probabilística é possível obter uma percepção empírica que representa a realidade. Um conjunto de técnicas de aproximação pode ser utilizado na avaliação da segurança desses sistemas de Engenharia. Na perspectiva ambiental as incertezas são traduzidas em risco, como condição limite de ocorrência de algo não desejado (e.g. mau desempenho ou colapso de uma estação de tratamento de esgotos - ETE).

A fim de alcançar-se a devida confiabilidade, a análise probabilística de risco depende de um conjunto de informações cujo tamanho e precisão nem sempre estão disponíveis. Em locais com baixo perfil de controle da qualidade ambiental, como na maioria dos países em desenvolvimento, tais exigências limitam sua aplicação.

Inconteste é o fato de que a Engenharia Ambiental é um campo de ciência com grande necessidade de estruturas matemáticas e computacionais que permitam lidar com as imprecisões e incertezas de maneira mais crítica e realista. Uma teoria surgida na década de

1960 (ZADEH, 1965) pode subsidiar estudos mais detalhados sobre problemas ambientais, com potencial de aplicação encorajador. Trata-se da "Teoria dos Sistemas Difusos" ou "Teoria *Fuzzy*", que pode ser empregada para lidar com informações imprecisas. É baseada em ferramental matemático simples, que considera as incertezas inerentes aos processos descritores dos fenômenos (GONZALEZ; PONS; VILA, 1999). Com ela é possível também obter um sistema cuja inferência exige menor número de informações, se comparado aos requeridos com análise probabilística.

Na maioria dos casos um sistema *fuzzy* é, na realidade, um mapeamento não linear de um vetor de dados. Trata-se de um poderoso recurso para o controle de informações numéricas imprecisas, cuja riqueza de possibilidades pode conduzir a diferentes níveis de informações necessárias ao estudo da qualidade ambiental.

A lógica *fuzzy* permite interpretar o estado de flexibilidade de comportamento de um sistema que não possui, em princípio, uma fronteira distinta. Admite-se, portanto, uma incerteza epistêmica. Uma das abordagens mais ricas da "Lógica *Fuzzy*" diz respeito à análise de risco. Não se trata apenas da consideração da possibilidade de falha de um sistema ambiental, mas da determinação de graus de vulnerabilidade a ele associados.

Diante do exposto, considera-se como relevante motivação dessa tese aplicar a teoria dos conjuntos difusos a sistemas de lagoas de estabilização, com olhar sobre o conceito de risco.

1.3 Objetivos

1.3.1 Geral

O objetivo geral dessa tese é aplicar a "Teoria *Fuzzy*", com base em seus rudimentos de aritmética, na análise do desempenho de sistemas de lagoas de estabilização. Trata-se de uma metodologia, que demonstrada, pode auxiliar a construção de algoritmos e sistemas de avaliação de desempenho de estações de tratamento de esgotos do tipo lagoas de estabilização.

1.3.2 Específicos

Aborda-se no presente estudo a condição operacional, o desempenho e a qualidade do efluente tratado em sistemas de lagoas de estabilização em escala real com o emprego da

aritmética *fuzzy*. Enseja-se verificar o risco difuso em relação aos tópicos citados, com os seguintes objetivos específicos:

1. Computar e avaliar o "Índice de Concordância *Fuzzy*" (I_{CF}) quanto à variação da vazão e da carga orgânica a ser tratada, e da qualidade do efluente tratado em 14 (quatorze) sistemas de lagoas de estabilização em escala real;
2. Empregar números *fuzzy* triangulares (NFTs) para a determinação e discussão do "Risco *Fuzzy*" (R_F) em sistemas de lagoas de estabilização, em relação às condições operacionais, desempenho esperado, e qualidade de efluentes no atendimento de normas ambientais para despejo e reúso;
3. Fazer análise comparativa do I_{CF} e R_F no que tange às configurações dos sistemas de lagoas de estabilização;
4. Subsidiar o desenvolvimento de sistemas computacionais para controle da qualidade de efluentes, e
5. Construir e analisar conjuntos difusos relativos às taxas de remoção superficial de poluentes, com destaque para DBO e amônia total.

1.4 Organização do trabalho

A presente tese foi dividida em sete capítulos, dentre os quais três deles (Capítulos 2, 3 e 4) se referem à fundamentação teórica.

O primeiro capítulo trata da introdução geral, com definição da motivação do trabalho e dos objetivos do mesmo, finalizando com sua organização.

O Capítulo 2 apresenta uma revisão sobre lagoas de estabilização, em que são abordados aspectos conceituais, como o funcionamento e tipos de lagoas, contextualização de sua importância no Nordeste Brasileiro e principais critérios de projeto para remoção de poluentes, inclusive pós-tratamento dos efluentes. O capítulo aborda ainda as principais perspectivas de modelagem de lagoas de estabilização, encerrando com uma visão emergente sobre o emprego dessa tecnologia.

Na divisão seguinte, o Capítulo 3, discorre-se sobre a qualidade de efluentes de estações de tratamento de esgotos. Nesse texto são destacados os padrões de despejo e reúso frente a elementos normativos, o impacto dos despejos em corpos receptores e o controle dos despejos de efluentes de lagoas de estabilização. Esse capítulo considera, ao final, conceitos relevantes sobre incerteza e risco a respeito da qualidade de efluentes.

Encerra-se a fundamentação teórica, com o Capítulo 4, tendo a "Teoria *Fuzzy*" como tema, através de conceitos fundamentais e principais propriedades. É ressaltada a fundamentação algébrica para operação com números *fuzzy*. O capítulo contempla também um relato de aplicações da lógica *fuzzy* na Engenharia Ambiental, para destacar sua importância nesta área do conhecimento.

A metodologia da tese é apresentada no Capítulo 5, com definição do tipo de estudo, descrição dos sistemas de lagoas de estabilização e parâmetros de monitoração contemplados na investigação. Essa parte da tese apresenta o enfoque geral sobre o conceito e aplicação do "Índice de Concordância *Fuzzy*" (I_{CF}) e do "Risco *Fuzzy*" (R_F) em consonância com os objetivos propostos.

Os resultados e discussão são contemplados no Capítulo 6. Esta parte da tese inicia com uma síntese de dados compilados, fazendo uma análise em formato usual acerca do desempenho dos sistemas de lagoas considerados. Em seguida são mostrados os achados de cômputo de I_{CF} e R_F, aplicados de acordo com a metodologia e discutidos de maneira pertinente aos objetivos da tese.

Encerra-se o trabalho com o Capítulo 7, em que são apresentadas as conclusões da investigação, com algumas sugestões para estudos futuros. Seguem, logo após, as Referências Bibliográficas e um apêndice relativo à estatística descritiva de dados compilados.

2. LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

2.1 Lagoas de estabilização – conceito

A escolha de um perfil tecnológico para tratamento de esgotos sanitários leva em conta vantagens e desvantagens existentes entre as alternativas disponíveis. Importa estabelecer critérios orientadores para escolha da tecnologia a ser empregada, conforme sugerido no quadro abaixo.

Quadro 2.1: Critérios básicos para a seleção de tecnologias de tratamento de esgotos.

Critério	*Comentário*
Saúde	O tratamento escolhido deve alcançar elevado grau de remoção de patogênicos
Ecológico	Quando o efluente não for reutilizado sua descarga em corpo receptor não deve exceder a capacidade de autodepuração do mesmo
Custo	Os custos de investimento e de operação não devem exceder a capacidade de pagamento da comunidade
Operacionalidade	A experiência e habilidade requeridas para operação e manutenção devem ser disponíveis no local de implantação, ou administradas através de treinamento mínimo
Reúso	O processo de tratamento deve produzir um efluente seguro para reúso, preferivelmente em fins agronômicos
Estético	O odor emitido deve estar abaixo do limiar considerado ofensivo ao sentido olfativo. Ao mesmo tempo o equipamento deve se integrar da melhor maneira possível ao espaço em que será implantado
Cultural	O método escolhido deve ser compatível com os hábitos e práticas sociais locais

Fonte: adaptado de von Sperling (1995); von Sperling (1996); Souza, Cordeiro Netto e Lopes Jr. (2001).

É claro que nenhuma tecnologia pode satisfazer plenamente todos os critérios listados. Em princípio o desafio consiste em minimizar as desvantagens associadas a cada

alternativa. Há vários modelos de avaliação disjuntiva para o processo de seleção, com consideração de métodos multiobjetivo e multicritério de análise (TECLE; FOGEL; DUCKSTEIN, 1988; GOMES; ARAYA; CARIGNANO, 2004; ANAGNOSTOPOULOS; GRATZIOU; VAVATSIKOS, 2007). Apesar do contexto complexo é possível afirmar que uma das tecnologias mais destacadas são as lagoas de estabilização. São consideradas muito simples e confiáveis, capazes de tratar uma grande variedade de águas residuárias sob diferentes condições climáticas.

Há lagoas de estabilização no mundo inteiro, conforme ressaltam trabalhos de diversos autores (MIDDLEBROOKS et al., 1982; BUCKSTEEG, 1987; AL-SALEM; LUMBERS, 1987; VUILLOT; BOUTIN; DUPUIS, 1987; MADERA; PEÑA; MARA, 2002; TSAGARAKIS; MARA; ANGELAKIS, 2003). Lagoas de estabilização têm emprego enfatizado em países em desenvolvimento e em pequenas comunidades (ARTHUR, 1983; LANSDELL, 1987; MARA et al., 1992; YU; TAY; WILSON, 1997).

Conceitualmente as lagoas de estabilização são reservatórios de pequena profundidade, geralmente limitados por diques de terra, paredes de contenção ou, até mesmo, escavados no próprio terreno, nos quais águas residuárias brutas ou pré-tratadas são estabilizadas por processos naturais que envolvem principalmente bactérias e algas (Figura 2.1).

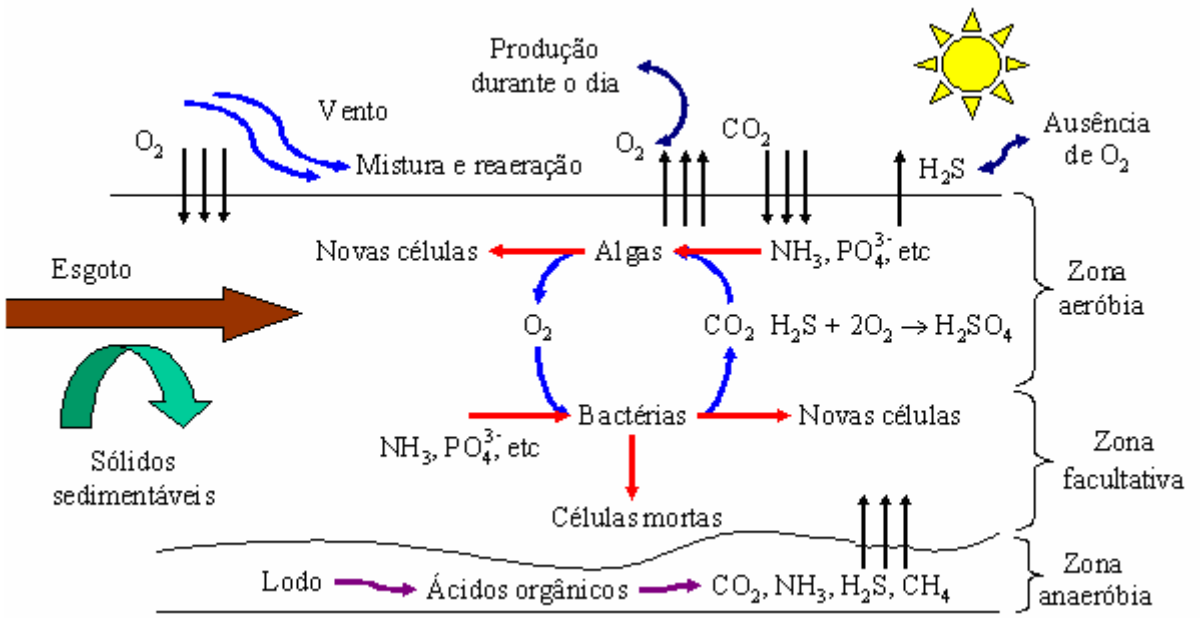


Figura 2.1: Mutualismo entre algas e bactérias em lagoas de estabilização.
Fonte: von Sperling (2002).

Os principais mecanismos de funcionamento de lagoas de estabilização são:

a) Efeito reservatório - expressa a ação de diluição de poluentes na lagoa, com capacidade de absorver choques hidráulicos e orgânicos;
b) Sedimentação primária - responsável pela remoção de sólidos suspensos sedimentáveis que são degradados no sedimento, e
c) Biodegradação de compostos orgânicos por oxidação aeróbia ou digestão anaeróbia.

O Quadro 2.2 mostra as principais vantagens e desvantagens do emprego de lagoas de estabilização no tratamento de esgotos.

Quadro 2.2: Principais vantagens e desvantagens no emprego de lagoas de estabilização.

Vantagens	*Desvantagens*
• Efetividade do tratamento - alta remoção de DBO e organismos patogênicos (bactérias, vírus, protozoários e helmintos) • Possibilidade de reúso do efluente • Flexibilidade - podem suportar choques de cargas hidráulicas e orgânicas, além de capacidade de absorver altas concentrações (até 30 mg/L) de metais pesados • Simplicidade - são simples de construir, operar e manter. Não exigem energia elétrica • Custo - as lagoas de estabilização são consideradas o método mais barato de tratamento de esgoto	• Remoção apenas razoável de SST (sólidos suspensos totais) • Apesar de poderem alcançar elevada remoção de nitrogênio amoniacal, a fração orgânica de nitrogênio remanescente é elevada. Usualmente o efluente não atende às exigências das normas ambientais • Remoção de fósforo irrelevante ou baixa, sendo, porém, desejável para reúso agronômico • Exigem grandes áreas de terreno

Fonte: Mara e Pearson (1986); Oswald (1995).

Em geral as desvantagens das lagoas de estabilização são superadas por suas vantagens, de maneira que possuem emprego potencial mesmo em áreas urbanas relativamente adensadas. Limitações econômico-financeiras exigem sempre considerá-las como alternativa de tratamento (PEARSON, 1996).

A tecnologia de lagoas de estabilização tem evoluído, ocasionando redução das críticas. Mara (2007) ressalta que o aprimoramento dos modelos empregados no projeto de lagoas de estabilização permite a produção de efluente com excelente qualidade e potencial de reúso.

Pressões ambientais resultantes do não tratamento de esgotos estão estritamente ligadas à disseminação de doenças de veiculação hídrica (FEACHEM et al., 1983; MOTA,

1997). A minimização desse quadro requer o emprego de tecnologias de tratamento adequadas, em concordância com o conceito de sustentabilidade.

2.1.1 Uma contextualização de lagoas de estabilização no Nordeste Brasileiro

No que tange à completa infraestrutura de esgotamento sanitário (i.e. coleta e tratamento) a região Nordeste do Brasil apresenta déficit maior que as demais regiões, se considerada a densidade demográfica (ABICALIL, 2002). Concomitantemente, o impacto ambiental tende a ser agravado em razão do regime hidrológico dos corpos aquáticos de fluxo intermitente.

O clima tropical, com temperatura média elevada, as várias vantagens descritas e a necessidade de aplicação de tecnologia adequada fazem das lagoas de estabilização a alternativa ideal para o tratamento de esgotos sanitários no Nordeste do Brasil. Também, a escassez de recursos financeiros reforça a necessidade dessa técnica.

As primeiras referências sobre lagoas de estabilização na literatura técnico-científica do Brasil datam da década de 1970. São dessa época os sistemas inicialmente projetados na região Sudeste do país (AZEVEDO NETTO, 1975). As estações de tratamento eram constituídas de uma única lagoa ou unidades em paralelo, e refletiam os conceitos de Engenharia do período, baseados em Marais e Shaw (1961) e McGarry e Pescod (1970).

A partir da segunda metade da década de 1970 é sobressaído o trabalho da EXTRABES (Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários), na Universidade Federal da Paraíba, com um programa de pesquisa consistente. Nesse período distinguiram-se os estudos de Silva (1982) e seus colaboradores (e.g. KÖNIG, 1987; DE OLIVEIRA, 1990; CURTIS; MARA; SILVA, 1992; ORAGUI et al., 1993). Isso possibilitou a difusão da tecnologia de lagoas no país, mas principalmente no Nordeste Brasileiro, através de conceitos inovadores. Era pretendida uma investigação para aplicação de novas soluções de ETEs (Estações de Tratamento de Esgotos) na região. Despertou-se então para uma reflexão crítica acerca das tecnologias implantadas anteriormente, que frequentemente colapsavam. Em termos gerais as seguintes razões viabilizam a adoção do tratamento simplificado por lagoas de estabilização no Nordeste Brasileiro:

1. Existência de áreas disponíveis a custos relativamente baixos, propícias à implantação de sistemas de lagoas de estabilização;
2. Minimização dos impactos de lançamento de efluentes nos corpos receptores;

3. Suprimento de água e nutrientes para atividades agronômicas;
4. Aproveitamento de águas residuárias tratadas como forma de compensação de incertezas climáticas associadas ao baixo nível de precipitação pluviométrica;
5. Real possibilidade de incremento indireto de volumes hídricos para fim potável, em regiões com disponibilidade hídrica limitada, uma vez que os efluentes podem atender a demandas que são, via de regra, supridas com água do sistema de abastecimento público.

O fato é que nas duas últimas décadas as lagoas de estabilização se firmaram como a principal tecnologia de tratamento de esgotos domésticos no Nordeste Brasileiro. Por exemplo, no caso do Estado do Ceará (37°14'50"- 41°24'45" oeste e 2°46'20"-7°52'15" sul), em 2009 já havia cerca de 96 sistemas de lagoas de estabilização em operação e 17 outros em fase de execução ou projeto (DA SILVA et al., 2009). O primeiro sistema foi implantado em 1974, em Fortaleza, no bairro Conjunto Ceará. A área útil média requerida por ETEs do tipo lagoa de estabilização no Estado do Ceará é de 3,5 m^2/hab, com configuração dominante de séries com 3 e 4 lagoas. Os sistemas mais antigos, construídos nas décadas de 1970 e 1980, foram projetados apenas com lagoa facultativa primária.

2.2 Tipos de lagoas de estabilização

A classificação de lagoas de estabilização baseia-se na dominância relativa de dois processos bioquímicos (oxidação aeróbia e digestão anaeróbia) sob os quais o material orgânico é degradado (MARA; PEARSON, 1986). A predominância de condições aeróbias ou anaeróbias é determinada principalmente pela carga orgânica aplicada à lagoa. O Quadro 2.3 apresenta uma síntese dos principais tipos de lagoas.

As lagoas do Quadro 2.3 podem compor diferentes configurações. As anaeróbias destinam-se principalmente à remoção de matéria orgânica, enquanto as de maturação à remoção de patogênicos. Já as lagoas facultativas, podem alcançar boas remoções, tanto de matéria orgânica como de patogênicos. Dentre esses diferentes tipos, as lagoas facultativas são as mais empregadas, individualmente, ou em séries e, portanto, as mais estudadas.

A configuração de lagoas em série maximiza o uso de terreno. Projetada de maneira correta uma série de lagoas apresenta efluente de melhor qualidade que uma única lagoa facultativa primária de mesma área (Figura 2.2). Nesse tipo de arranjo a inclusão de uma lagoa anaeróbia como primeiro reator permite melhor aproveitamento de área (MARA,

1997; VON SPERLING, 2002). Há ainda outros tipos de lagoas cujo conceito é dirigido a usos específicos e são ditas especiais, conforme mostrado no Quadro 2.4.

Quadro 2.3: Principais tipos de lagoas de estabilização.

Tipo de lagoa	*Descrição*
Anaeróbia	Predomina o mecanismo de digestão anaeróbia e ausência de oxigênio dissolvido (O_2). Altas cargas orgânicas são aplicadas a esse tipo de lagoa (carga orgânica volumétrica, λv entre 100 e 350 g DBO/m^3. dia). Opera com curtos tempos detenção hidráulica (TDH = $\text{volume}/\text{vazão média}$ de 1 a 5 dias) e apresenta profundidade entre 2 e 5 m
Facultativa	Coexistem os processos de oxidação aeróbia e digestão anaeróbia na coluna líquida. Pode ser lagoa facultativa primária, que recebe esgoto bruto, ou facultativa secundária, que recebe efluente de lagoa anaeróbia ou outra unidade de tratamento. A dinâmica mutualística entre algas e bactérias apresenta variações consideráveis ao longo do dia. Opera com carga orgânica superficial (λs) de 100 a 400 Kg DBO/ha.dia, com profundidade entre 1 e 2 m (tipicamente 1,5 m), e tempo de detenção hidráulica (TDH) mínimo de 3 a 5 dias
Maturação	É predominantemente aeróbia e opera com cargas orgânicas superficiais baixas ($\lambda s \leq$ 100 Kg DBO/ha.dia). Geralmente tem profundidade igual à lagoa facultativa. Experimenta variações nas concentrações de oxigênio e pH, assim como estratificação térmica de modo similar ao que ocorre em lagoas facultativas. O tempo de detenção hidráulica mínimo varia de 3 a 10 dias

Fonte: Mara (1997); von Sperling (2002).

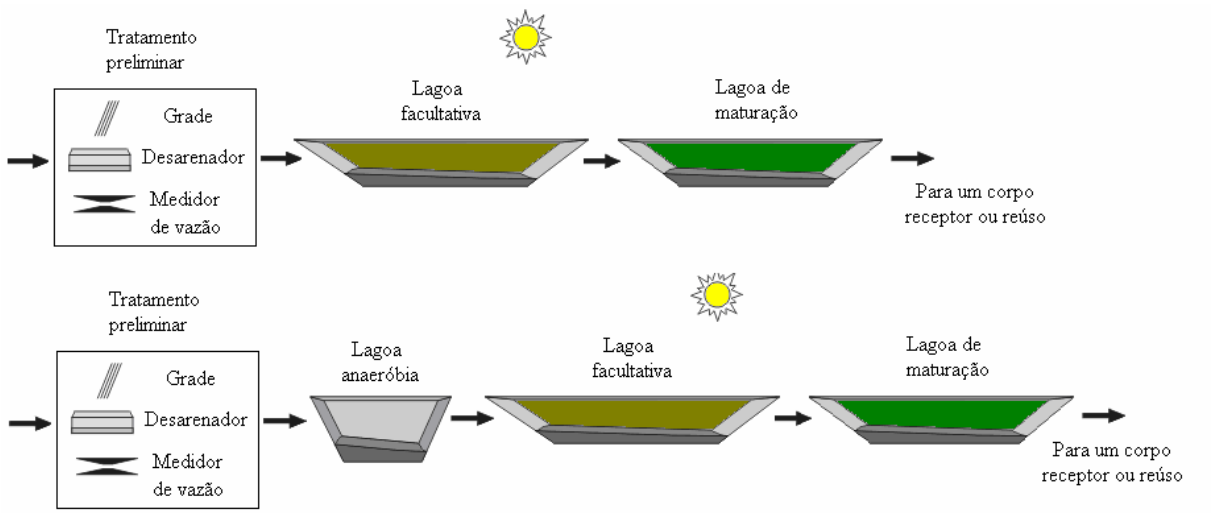


Figura 2.2: Representações esquemáticas de arranjo de lagoas de estabilização em série.

Fonte: von Sperling (2002).

.

Quadro 2.4: Tipos especiais de lagoas de estabilização.

Tipo de lagoa	*Descrição*
Anóxica	Deve operar sob carga orgânica intermediária (30 a 100 g DBO/m^3.dia), entre a aplicada à lagoa anaeróbia e à lagoa facultativa. Minimiza a produção de gases odoríferos, comum em lagoas anaeróbias, e ao mesmo tempo ocupa áreas menores que as requeridas por lagoas facultativas
Alta taxa	Projetada para operar com elevada carga orgânica e pequena profundidade (20 - 60 cm), com finalidade de maximizar o crescimento de algas. A biomassa de algas produzida pode ser empregada como alimento peletizado, fertilizante, na produção de biogás e como fonte de produtos químicos. Entretanto, lagoas de alta taxa ainda possuem aceitação pública limitada e custo elevado, além de exigirem técnicas especiais para a colheita de algas (flotação por ar dissolvido e autofloculação química)
Facultativa parcialmente aerada	Nessa lagoa aeradores suprem o déficit de oxigênio dissolvido. O emprego deve ser considerado para solucionar a má-operação e geração de mau cheiro em lagoas anaeróbias. Trata-se de uma variante de lagoas aeradas, que por sua vez são uma variação dos sistemas de lodos ativados
Lodo	Projetada para receber e tratar lodo de estações de tratamento de esgotos como lodos ativados e fossas sépticas
Peixe	Destina-se à produção piscícola, sendo bastante empregada na Ásia, especialmente Índia, China e Tailândia. As principais espécies de peixes utilizadas são Tilápia e Carpa
Macrófitas	O emprego de macrófitas (i.e. plantas flutuantes) tem como objetivo a melhoria da qualidade do efluente da lagoa, principalmente na remoção de material em suspensão e nutrientes. Infelizmente, essas plantas colaboram na proliferação de mosquitos
Reservatórios de estabilização	São tanques profundos (5 a 10 m) em que o esgoto bruto ou previamente tratado é armazenado durante certo período, para posterior reúso em irrigação. O conceito foi desenvolvido em Israel no início dos anos 1990

Fonte: adaptado de Almasi e Pescod (1996); Hosseti e Frost (1998); WEF (2001a).

2.3 Critérios de projeto de lagoas de estabilização

Há diversas abordagens no dimensionamento de lagoas de estabilização. Entretanto, é possível dividir a marcha de cálculo com base na remoção de matéria orgânica, de patogênicos e de nutrientes em processo iterativo, até que a qualidade desejada para o efluente tratado seja alcançada.

2.3.1 Remoção de matéria orgânica

O critério de carga é provavelmente o mais empregado em razão da simplicidade. Os parâmetros orientadores de projeto levam em conta concentração do esgoto afluente (Co), vazão média (Q), carga orgânica máxima admissível a ser aplicada na lagoa, profundidade e tempo de detenção hidráulica mínimo (PESCOD; MARA, 1988; MARA et al., 1992).

A carga orgânica máxima admissível a ser aplicada à lagoa pode ser expressa em termos volumétrico (λv) ou superficial (λs), obtida em função da temperatura média do mês mais frio ao longo do ciclo anual. Para lagoas anaeróbias, emprega-se o parâmetro de carga orgânica volumétrica (λv em g DBO/m^3.dia); enquanto para lagoas facultativas e de maturação, considera-se a carga orgânica superficial (λs em Kg DBO/ha.dia) (YANEZ, 1993; MARA, 1997). Assim, o emprego de λv permite determinar o volume da lagoa anaeróbia e o de λs, a área das lagoas facultativa e de maturação.

A Tabela 2.1 é a referência mais empregada para o dimensionamento de lagoas anaeróbias. A tabela mostra ainda que a performance na remoção de matéria orgânica também é dependente da temperatura ambiente.

Tabela 2.1: Carga orgânica volumétrica admissível para dimensionamento de lagoas anaeróbias e eficiência de remoção de DBO.

Temperatura média do ar do mês mais frio (^{o} C)	*Carga orgânica volumétrica máxima admissível (g DBO/m^3.dia)*	*Remoção de DBO (%)*
< 10	100	40
10 a 20	20.T – 100	2.T + 20
20 a 25	10.T + 100	2.T + 20
> 25	350	70

T = temperatura ^{o}C

Fonte: Mara (1997).

O critério de carga para dimensionamento de lagoas facultativas dispõe de diferentes modelos (Tabela 2.2). O sugerido por Mara (1987) é mais recomendado pela literatura, por oferecer maior margem de segurança operacional (VON SPERLING, 2002).

Tabela 2.2: Principais modelos para dimensionamento de lagoas de facultativas com base no critério de carga orgânica aplicada.

Modelo	**Comentário**	*Referência*
$\lambda s = 375 - 6{,}25.L$	Baseado na latitude de localização da lagoa	Arceivala et al. (1970)
$\lambda s = 60{,}3.(1{,}099)^{T}$	Baseado na temperatura média do mês mais frio. Trata da carga limite (em Kg DBO/ha.dia) para o colapso da lagoa (i.e. tornar-se anaeróbia)	McGarry e Pescod (1970)
$\lambda s = 20.T - 120$ $\lambda s = 20.T - 60$ $\lambda s = 350.(1{,}107 - 0{,}002.T)^{T-25}$ $\lambda s = 357.(1{,}085)^{T-20}$	Tratam da carga máxima admissível (em Kg DBO/ha.dia) para que a lagoa apresente bom funcionamento	Mara (1976) Arthur (1983) Mara (1987) Yanez (1993)
$\lambda s = 26.T - 156$	Obtido com lagoas facultativas secundárias	Mara et al. (1997)

T = temperatura ^{o}C; L = latitude ^{o}

A remoção de DBO em lagoas facultativas primárias varia entre 70 e 80%, para amostras não filtradas (MARA, 1996). A biomassa algal presente no efluente não filtrado varia entre 500 e 2.000 mg/m^3 de clorofila "a'. Bucksteeg (1987) sugere que cada 100 mg/m^3 de clorofila "a" no efluente de uma lagoa de estabilização exercem uma DBO de 3 mg/L. Assim, a remoção de DBO em relação à amostra filtrada pode alcançar 90%. Isso é ratificado no estudo da Silva, de Souza e Araújo (2010) com lagoas facultativas primárias em escala real na região Nordeste do Brasil, em que a remoção para DBO filtrada foi de 89%.

Em lagoas facultativas secundárias a remoção de DBO é menor (de 15 a 43%) (SILVA, 1982; VON SPERLING et al., 2004). Porém, quando associadas às lagoas anaeróbias a performance na remoção de matéria orgânica é semelhante à de lagoas primárias ou ligeiramente superior (MARA, 2004).

Apesar de possuírem como função principal a remoção de organismos patogênicos, o dimensionamento de lagoas de maturação também obedece ao critério de carga (MARA; PEARSON, 1986). O valor máximo de λs é de 75% daquele aplicável a lagoas facultativas (MARA, 2004). A DBO da massa líquida pode atingir valores inferiores a 25 mg/L. A remoção de DBO em lagoas de maturação é baixa (cerca de 20%) e diminui à medida que são incorporadas outras unidades em uma série (DA SILVA, 2006).

2.3.2 Remoção de organismos patogênicos

Os organismos patogênicos presentes em lagoas de estabilização pertencem aos grupos microbianos de helmintos, protozoários, bactérias e vírus. A remoção desses organismos depende essencialmente de quão hostil é o ambiente da lagoa e envolve diferentes mecanismos. Autores como Curtis e Mara (1994), Mayo (1995) e Davies-Colley, Donninson e Speed (1999) mostram através de seus estudos que temperatura, luz solar, e tempo de detenção hidráulica são a chave da remoção de patogênicos em lagoas.

Os coliformes fecais (CF) são os principais indicadores da qualidade sanitária de efluentes (TORANZOS; McFETERS, 1997). Uma denominação mais recente do subgrupo CF é a de coliformes termotolerantes (CTm). Porém, os coliformes constituem um grupo heterogêneo de bactérias e outra referência é obter a densidade de *Escherichia coli*, considerado o melhor indicador de poluição fecal (ASHBOLT; GRABOW; SNOZZY, 2001). Sob a ótica operacional as diferenças entre esses parâmetros estão relacionadas aos procedimentos analíticos de determinação, mas quantitativamente os valores estão na mesma escala logarítmica.

Em lagoas de estabilização os mecanismos envolvidos na eliminação de CTm são: pH, oxigênio dissolvido, predação, ação de raios solares e ausência de substrato (alimento). Marais (1974) propõe que a remoção de CTm obedece à cinética de 1ª ordem em reator com mistura completa. Em uma série de lagoas será representada da seguinte forma:

$$C = \frac{Co}{(1 + kb.TDH_1).(1 + kb.TDH_2)...(1 + kb.TDH_n)} \qquad (2.1)$$

Em que: C e Co são as concentrações efluente e afluente, respectivamente, de CTm (células/100 mL); TDH_1, TDH_2 ... TDH_n correspondem ao tempo de detenção hidráulica de cada lagoa da série, e kb é a constante de decaimento bacteriano específico (1/dia).

Os valores de TDH na equação anterior são calculados com base nos critérios de carga já descritos. A correção da constante de decaimento de CTm (kb) é função da temperatura da água (Tágua), que pode ser estimada a partir da temperatura do ar (Tar), conforme sugere von Sperling (2002).

$$T_{água} = 0{,}54.T_{ar} + 12{,}7 \qquad (2.2)$$

O valor de kb é estimado com base em equação tipo van't Hoff-Arrhenius (equação 2.3), que emprega a temperatura de 20º C como referência. O modelo proposto por Marais (1974) é o mais disseminado pela literatura. A Tabela 2.3 apresenta uma compilação de valores de kb_{20^oC} e θ (constante de Arrhenius) segundo diferentes estudos.

$$kb = kb_{20^oC} .\theta^{T-20} \qquad (2.3)$$

Tabela 2.3: Valores de kb_{20^oC} e θ reportados por diferentes estudos.

Valor de kb a 20º C	*Valor de θ*	*Referência*
1,10	1,07	Klock (1971)
2,60	1,19	Marais (1974)
1,50	1,06	Sherry e Parker (1979)
1,20	1,19	Arceivala (1981)
0,70	1,17	Mills et al. (1992)
0,84	1,07	Yanez (1993)
1,90	1,08	Mayo (1995)
2,60	1,15	Mara et al. (2001)

Von Sperling (2002) propõe estimar o valor de kb_{20^oC} em função da profundidade da lagoa (H), válido para fluxo hidráulico de regime disperso. O autor sugere então corrigir o coeficiente para regime de mistura completa, em função da relação comprimento/largura (L/B). Em seguida a constante de decaimento é ajustada à temperatura de projeto, empregando o modelo de Yanez (1993) mostrado na tabela acima.

Além da remoção de coliformes termotolerantes, há ainda o critério de projeto relacionado à remoção de helmintos, que são parasitos intestinais (e.g. *Ascaris lumbricoides*, *Taenia*, *Necator americanus*, *Schistosoma*, *Ancylostoma duodenale*). São mais comuns em regiões de clima tropical e onde as condições de saneamento são piores. A presença de ovos de helmintos é muito grande em esgotos domésticos de tais localidades. A remoção de ovos de parasitos nos esgotos interrompe o ciclo de contaminação e a reinfestação nos seres humanos (FEACHEM et al., 1983; STERRIT; LESTER, 1988).

Em lagoas de estabilização a remoção de ovos de helmintos se dá por sedimentação. Portanto, quanto maior o TDH maior será a remoção. A equação 2.4 é o modelo de remoção empregado, ajustado para um limite inferior de 95% de confiança

(AYRES et al., 1992). Teoricamente para valores de TDH superiores a 30 dias a remoção será integral.

$$R\% = 100.\left[1 - 0{,}41.e^{(-0{,}49.TDH+0{,}0085.TDH^2)}\right] \quad (2.4)$$

Em que: R é a remoção em % e TDH o tempo de detenção hidráulica (dias).

2.3.3 Remoção de nutrientes

Quantificar a remoção de nutrientes em lagoas de estabilização exige conhecimento sobre a dinâmica dos ciclos de nitrogênio (N) e fósforo (P). Trata-se de tarefa difícil e complexa, que é intensamente influenciada por fatores climáticos e também pelas características de cada lagoa.

As algas, por serem produtores primários, são essenciais no consumo de formas inorgânicas de nutrientes (i.e. amônio e fosfato) (OSWALD, 1988). Por outro lado, a rica composição microbiana das lagoas estabelece fluxos de utilização e excreção no conjunto sedimento-coluna líquida-atmosfera e abrange muitas compartimentações.

Em espectro geral, o pH e a temperatura são os fatores determinantes para a remoção de nutrientes. São também relevantes o tempo de detenção hidráulica e a profundidade da lagoa (FERRARA; AVCI, 1982; REED, 1985; SOARES, 1996).

Nitrogênio

Os esgotos sanitários apresentam conteúdo de nitrogênio fracionado nas formas orgânicas e inorgânicas (essencialmente como amônia), nas proporções de 60 e 40%, respectivamente (ECKENFELDER; ARGAMAN, 1991; METCALF & EDDY, 2003). Pano e Middlebrooks (1982), Reed (1985) e Silva et al. (1995) assinalam que os mecanismos envolvidos na remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização são:

1. Sedimentação de nitrogênio orgânico seguida por amonificação (i.e. hidrólise bacteriana);
2. Volatilização de amônia;
3. Assimilação de nitrogênio através de algas, e

4. Nitrificação seguida de desnitrificação.

As lagoas anaeróbias são responsáveis pela remoção da maior parte da fração orgânica em configurações em série, através da sedimentação (SANTOS; OLIVEIRA, 1987; SILVA et al., 1995). Entretanto, pode haver incremento no conteúdo de amônia devido à amonificação (DA SILVA, 1994; SOARES et al., 1996; MARA et al., 1997). O sedimento das lagoas representa fonte de amônia formada pela degradação biológica de formas orgânicas (proteínas e aminoácidos) que é liberada para a coluna líquida (SOARES, 1996; HARGREAVES, 1998).

Em arranjos em série os reatores anaeróbios são importantes, pois nas unidades subseqüentes, lagoas facultativas e de maturação, os mecanismos de assimilação e volatilização algal são favorecidos. Apesar de mencionada a nitrificação seguida de desnitrificação não constitui mecanismo relevante (REED, 1985; SOARES, 1996). Valero e Mara (2007) enfatizam que o modelo de Pano e Middlebrooks (1982) (equação 2.5) é o menos impreciso, porém sem endereçar qualquer mecanismo de remoção específico.

No modelo de Pano e Middlebrooks o pH da coluna líquida da lagoa é uma das variáveis independentes, com estimação em função da alcalinidade total (em mg $CaCO_3$/L) do esgoto afluente, conforme a equação 2.6 compilada em WEF (2001b).

$$C = Co/ [1+ 5{,}035 \times 10^{-3}(A/Q)\, e^{(1{,}540\,(pH - 6{,}6)}] \qquad (2.5)$$

$$pH = 7{,}3\, e^{0{,}0005.\text{Alcalinidade total}} \qquad (2.6)$$

Mara et al. (2001) sugerem modelos baseados na carga superficial de amônia total e NKT (Nitrogênio Kjeldahl Total) para se estimar as concentrações no efluente tratado (equações 2.7 e 2.8). Entretanto, ressalta-se que o estudo foi realizado em lagoas submetidas a altas cargas, não havendo investigações mais recentes que sejam representativas dessa abordagem.

$$C^{-1} = [0{,}60/\text{Log}\,(\lambda s\ \text{N.amoniacal})] - 0{,}24 \qquad (2.7)$$

$$C^{-1} = [0{,}189/\text{Log}\,(\lambda s\ \text{NKT})] - 0{,}0625 \qquad (2.8)$$

Fósforo

Os esgotos sanitários contêm fósforo em quantias que variam de 4 a 15 mg P/L (METCALF & EDDY, 2003) e inclui principalmente fosfato (APHA, 1992, SAWYER; McCARTY; PARKIN, 1994). A ciclagem do fósforo envolve diversas formas químicas.

Em lagoas de estabilização, a remoção de fósforo depende de quanto desse nutriente pode ser estabilizado e permanecer no sedimento. A assimilação algal com autofloculação constitui mecanismo de remoção (HOUNG; GLOYNA, 1984; SUKENIK; SHELEF, 1984). É, porém, pouco ressaltado caso a biomassa de algas não seja removida. A remoção de fósforo por via biótica primária não é significativa, pois a parcela que compõe a biomassa de algas, e que pode ser imobilizada no sedimento é pequena, inferior a 10% (NURDOGAN; OSWALD, 1995).

O melhor entendimento é que a remoção depende do pH com precipitação de P inorgânico, principalmente como hidroxiapatita, que ocorre com valores a partir de 9,5 (HOUNG; GLOYNA, 1984; SOMIYA; FUJJI, 1984). Silva, de Oliveira e Mara (1996) assinalam que acréscimo no número de lagoas em uma série pode favorecer a remoção. Não há um modelo representativo da remoção de fósforo, mas há estimativas de que a redução gira em torno de 40%, quando a remoção de DBO não filtrada alcançar 90% (SILVA, 1982; PEARSON et al., 1996).

2.3.4 Pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização

O pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização tem como propósito a redução da concentração de sólidos em suspensão e da DBO a eles associados. Há boas revisões acerca do assunto (e.g. MIDDLEBROOKS, 1995; SAIDAM; RAMADAN; BUTLER, 1995; OLIVEIRA; GONÇALVES, 1999), que incluem como principais alternativas:

1) Disposição no solo;
2) Filtros intermitentes de areia;
3) Filtros de pedra;
4) Flotação por ar dissolvido;
5) Micropeneiramento;
6) Floculação algal;

7) Processos físico-químicos (coagulação-floculação);
8) Banhados artificiais;
9) Lagoas de macrófitas, e
10) Lagoas de peixes.

Cada opção tem sua adequabilidade de aplicação e limitações, enfim: vantagens e desvantagens. Mesmo assim, a filtração em leito fixo com alimentação contínua apresenta imensas vantagens operacionais, em razão da simplicidade e da boa performance. Há relatos de filtros com operação contínua por períodos de até 10 anos. A profundidade do leito filtrante varia entre 60 e 200 cm e esses filtros podem produzir efluentes com DBO e sólidos suspensos totais (SST) inferiores a 30 mg/L. A remoção média de DBO e SST é de 45 e 69%, respectivamente, sendo 50% um número de desempenho aceitável como parâmetro de projeto. As cargas hidráulicas volumétricas variam entre 0,4 e 1,2 m^3/m^3.dia (MIDDLEBROOKS, 1995; MARA; JOHNSON, 2007).

2.4 Sobre a modelagem de lagoas de estabilização

Chapra (1997) declara que a modelagem representada por linguagem matemática oferece um suporte quantitativo para integrar informações dos componentes físico, químico e biológico de sistemas ambientais. Cada lagoa de estabilização é, em si, um ecossistema único, com estrutura física e interações complexas de matéria e energia. Porém, é necessária uma abordagem reducionista que permita compreender melhor as interrelações entre os níveis biótico e físico (SCHIZAS; STAMOU, 2007), de maneira que a modelagem represente a análise desse ecossistema.

Uma boa revisão sobre o tema é oferecida por Shilton (2001) que declara haver quatro abordagens principais na modelagem de lagoas de estabilização: empírica, critério de carga, teoria dos reatores e mecanística. Ressalta-se que, na verdade, as abordagens são integradas entre si.

2.4.1 Modelos empíricos e critérios de carga

Dentre os estudos iniciais, uma das melhores compilações foi realizada por Marais (1966). O autor sugere pré-determinar um TDH de referência (TDHref.) em modelo tipo van't Hoff-Arrhenius com expectativa de remoção de DBO de 90% em 3,5 dias, a uma temperatura

de referência (equação 2.9). O TDH de projeto é calculado em função desse TDHref. e da concentração afluente de DBO (Co), admitida uma Co mínima de 200 mg/L (Cref.) (equação 2.10). O autor estima ainda o valor máximo de DBO efluente em função de constantes empíricas e da profundidade da lagoa. Posteriormente, Mara (1974) propõe pequenas modificações, mas mantém a mesma perspectiva.

$$\text{TDHref.} = f(\text{Tágua}) = a.\theta^{(\text{Tref.água} - \text{Tágua})} \tag{2.9}$$

$$\text{TDH} = f(\text{TDHref.}, \text{Co}) = \frac{\text{Co}}{\text{Cref.}}.\text{TDHref.} \tag{2.10}$$

Dentre diferentes modelações empíricas Shilton (2001) aponta a de Larsen (1974) como representante típica para o cômputo da área da lagoa (equação 2.11). Autores como Ellis e Rodrigues (1995) lembram que na prática há pouca ou nenhuma utilidade nesse tipo de modelo, por se tratar de cálculo iterativo envolvendo muitas variáveis nem sempre disponíveis.

$$A = f(Q, C, Co, \text{Umidade rel.do ar}, \text{Radiação solar}, \text{Tar}, \text{Tágua}, \text{Vel.do vento}) \tag{2.11}$$

Outras representações empíricas foram obtidas através de regressão linear múltipla, por Ellis e Rodrigues (1995) e Carvalho et al. (1999), para estimativa de concentrações efluentes de coliformes termotolerantes e DBO. Nesses casos os modelos tendem apenas a representar as características ambientais e operacionais das lagoas sem potencial de uso geral.

A modelagem baseada em critério de carga é destacada por McGarry e Pescod (1970). O estudo considera sistemas de lagoas em escala real com base na temperatura do ar durante o mês mais frio, como variável independente para o cálculo da carga a ser aplicada à lagoa (já referido no item 2.3.1). Trabalhos subsequentes (e.g. MARA, 1976; SILVA, 1982; ARTHUR, 1983; MARA, 1987) seguem esse curso, conforme mostrado nos modelos gerais das equações 2.12 e 2.13. Os parâmetros a, b e c são definidos a partir de estudo estatístico com análise de regressão.

$$\lambda s = f(T) = a.T \pm b \tag{2.12}$$

$$\lambda s = a.(b - c.T)^{T-Tref.} \tag{2.13}$$

A carga aplicada, superficial ou volumétrica, implica uma respectiva taxa de remoção (λr), conforme mostrada no modelo geral da equação 2.14. Esse enfoque é observado em trabalhos como Silva (1982); Silva, de Oliveira e Mara (1996); da Silva, Araújo e Freitas (1998) e Johnson, Valero e Mara (2007).

$$\lambda r = f(\lambda s, \lambda v) = a.(\lambda s, \lambda v) \pm b \tag{2.14}$$

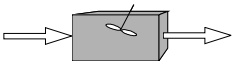
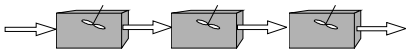
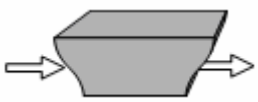
2.4.2 Modelos baseados no fluxo hidráulico

A remoção de poluentes também pode ser representada por modelos que levam em conta o regime hidráulico dominante (i.e. baseado na teoria dos reatores). O fluxo pode ser ideal, em mistura completa ou não disperso, ou ainda com a admissão de um determinado grau de dispersão.

Preul e Wagner (1987) declaram que a acuracidade dos modelos de fluxo ideal pode variar consideravelmente de acordo com as condições e características da lagoa. Para Thirumurthi (1974) as lagoas não devem ser dimensionadas para regime de mistura completa. Com essa refutação o autor sugere que, apesar do regime real se aproximar do fluxo empistonado, é necessário determinar o grau de dispersão para um cômputo mais preciso. O Quadro 2.5 mostra os modelos para determinação do conteúdo efluente, com base no regime hidráulico dominante.

A admissão de fluxo disperso exige a determinação do número de dispersão (d). Esse número tende a infinito quando o regime é de mistura completa e a zero quando é de fluxo empistonado. O valor de d é obtido em estudo com traçadores, o que permite sair do conceito de caixa-preta normalmente referido nos demais modelos. O emprego de modelo com fluxo disperso encontra maior aplicabilidade na remoção de CTm (SHILTON; HARRISON, 2003; VON SPERLING, 2003; SHILTON; MARA, 2005, BRACHO; LLOYD; ALDANA, 2006).

Quadro 2.5: Modelos para determinação da concentração efluente em lagoas de estabilização com base em regime hidráulico.

Regime hidráulico	*Representação esquemática*	*Modelo*
Fluxo em pistão		$C = Co.e^{-k.TDH}$
Mistura completa		$C = \frac{Co}{1 + k.TDH}$
Mistura completa (lagoas iguais em série)		$C = \frac{Co}{(1 + k.\frac{TDH}{n})^n}$
Fluxo disperso		$C = Co.\frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}}$ $a = \sqrt{1 + 4k.TDH.d}$

Co= concentração afluente (M/L^3);
C = concentração efluente (M/L^3);
k = coeficiente de decaimento (T^{-1});
TDH = tempo de detenção hidráulica (T);
n = número de lagoas em série;
d = número de dispersão (adimensional).
Fonte: von Sperling (2002).

O número de dispersão é influenciado por variáveis físicas como: a) vazão; b) tamanho das estruturas de entrada e saída, posição e orientação; c) velocidade do vento; d) geometria da lagoa, e e) temperatura da água na lagoa. Também, o valor de d varia ao longo do tempo, em função de flutuações nas condições ambientais, que afetam a hidrodinâmica na lagoa. Diante de tal complexo, Ferrara e Harleman (1981) sugerem que a melhor abordagem, por razões práticas, ainda seria considerar regimes de fluxo ideal. Kellner e Pires (1998) atentam para as limitações associadas à estimativa de d em lagoas, e essas devem estar presentes na interpretação de resultados operacionais. Por outro lado, a rápida evolução dos recursos computacionais permitiu o desenvolvimento de vários modelos, com destaque para os mostrados no Quadro 2.6.

Quadro 2.6: Modelos empregados para estimar o número de dispersão em lagoas de estabilização.

Modelo de determinação do número de dispersão (d)	*Referência*
$d = 0{,}184 \cdot \frac{[TDH \cdot \nu \cdot (B + 2H)]^{0{,}489} \cdot B^{1{,}511}}{(L \cdot H)^{1{,}489}}$	Polprasert e Bhattarai (1985)
$d = 0{,}102 \cdot \left[\frac{3 \cdot (B + 2 \cdot H) \cdot TDH \cdot \nu}{4 \cdot L \cdot B \cdot H}\right]^{-0{,}410} \cdot \left(\frac{H}{L}\right) \cdot \left(\frac{H}{B}\right)^{-(0{,}981 + 1{,}385 \cdot H/B)}$	Agunwamba et al. (1992)
$d = \frac{(L/B)}{-0{,}261 + 0{,}254 \cdot (L/B) + 1{,}014 \cdot (L/B)^2}$	Yanez (1993)
$d = \frac{1}{(L/B)}$	von Sperling (1999)

L = comprimento da lagoa (m);
B = largura da lagoa (m);
H = profundidade da lagoa (m);
TDH = tempo de detenção hidráulica (d);
ν = viscosidade cinemática da água (m^2/d).

O cálculo de d tem melhor elucidação através da Dinâmica dos Fluidos Computacional (DFC) ("Computational Fluid Dynamics – CFD"). Lagoas com chicanas, que resultam em maiores valores na razão comprimento/largura, associadas à localização das estruturas de entrada e saída que minimizem a ocorrência de zonas mortas no interior das células, produzem menor dispersão e alcançam assim maior remoção de CTm. Vários estudos apontam estratégias para obter maior desempenho de lagoas (e.g. LLOYD; VORKAS, 1999; KELLNER; PIRES, 1999; SHILTON; HARRISON, 2003; VEGA et al., 2003; SHILTON; MARA, 2005), com melhoria de remoção de CTm em até uma unidade logarítmica (90%).

2.4.3 Constantes de degradação de poluentes em lagoas de estabilização

As constantes de decaimento são baseadas em cinética de 1ª ordem. A variação da concentração (C) ao longo do tempo (t) representa a maior parte dos fenômenos de transformação no ambiente (equação 2.15) (MASTERS, 1991; CHAPRA, 1997). Conforme já relatado o valor da constante de decaimento pode ser estimado a partir do modelo de van't Hoff-Arrhenius, considerando o efeito da temperatura no meio. O modelo parte de uma temperatura de referência (Tref.) (equação 2.16).

$$\frac{dC}{dt} = -k.C \tag{2.15}$$

$$k = f(\text{Tágua}) = a.\theta^{\text{Tágua}-\text{Tref.água}} \tag{2.16}$$

O valor de k também pode ser calculado com base no fluxo hidráulico, sob condições ideais, para fins de comparação entre resultados operacionais e previsto em projeto. A constante também é influenciada por fatores operacionais (TDH e carga orgânica), de acordo com estudos de autores como Ellis e Rodrigues (1993) e da Silva, de Souza e Araújo (2010), sobre a remoção de matéria orgânica (equações 2.17 e 2.18).

$$k = f(\lambda s, \lambda v) = a.(\lambda s, \lambda v) + b \tag{2.17}$$

$$k = f(\text{TDH}) = a.\text{TDH}^{-b} \tag{2.18}$$

No caso da remoção de CTm, um trabalho extensivo de von Sperling (2005) sugere associar a profundidade da lagoa e o TDH para determinação de kb (equação 2.19).

$$kb = f(H; \text{TDH}) = a.H^{-b}.\text{TDH}^{-c} \tag{2.19}$$

Pelo que foi exposto até aqui a maximização de k ou kb pode ser obtida não apenas a partir de uma menor dispersão, mas também através de situações operacionais favoráveis, como no estudo de Mara et al. (2001) em lagoas com altas cargas orgânicas e baixos TDHs. Trata-se, portanto, da construção de modelos híbridos, em que elementos empíricos são incorporados a um modelo teórico, com auxílio de análise estatística.

2.4.4 Modelos mecanísticos

A modelagem mecanística tenta incorporar todos os principais fatores influentes na dinâmica de funcionamento das lagoas. Um estudo rico e bem representativo é o de Fritz, Middleton e Meredith (1979), que parte do modelo geral de balanço de massa (equação 2.20) em reator de fluxo contínuo e completamente misturado. Assim, para um volume de lagoa (V_L) é admitido que a vazão de entrada (Qo) é a mesma de saída (Q), e que apenas as

concentrações de entrada (Co) e saída (C) são alteradas, de acordo com as taxas de reação e número dessas.

$$V\sum_{n=1}^{n}(r_c)_j + (Qo.Co) = Qo.C + V\frac{dC}{dt} \qquad (2.20)$$

Segundo os autores, a lagoa, como sistema, pode ser compartimentada em diferentes submodelos bioquímicos (12 ao todo), com interação das várias biomassas envolvidas nas transformações de macro e micronutrientes. Os autores sugerem ainda, incorporar submodelos relativos ao regime hidráulico e à variação climática. Colomer e Rico (1993) tentam complementar o estudo anterior de Fritz e colaboradores, e, apesar de melhores resultados, reconhecem as limitações impostas pela complexidade dos fenômenos envolvidos.

Sob a ótica matemática, a aparente simplicidade do modelo geral de balanço inicialmente apresentado passa a exigir técnicas numéricas. Essa visão é mais identificada com o conceito de modelagem ecológica vista, por exemplo, em Jørgensen (1994) e Valentin (2000). As investigações mecanísticas mais relevantes são devotadas para os submodelos de nutrientes (HOUNG; GLOYNA, 1984; SOARES et al., 1996; MESPLÉ et al. 1996, ARAÚJO et al., 2000), remoção de patogênicos (ORAGUI et al., 1987; ORAGUI et al., 1993; DAVIES-COLLEY; DONNINSON; SPEED, 1999) e balanço energético (YANEZ, 1993).

2.5 Lagoas de estabilização em conceito emergente

A revisão empreendida até aqui trata o tema lagoas de estabilização no âmbito da Engenharia de Tratamento de Águas, com atenção para o fato de que ela agrega valor através de usos específicos, notadamente como recurso hídrico suplementar, através do reúso de seus efluentes. Cabe, por outro lado, destacar um enfoque emergente sobre esta tecnologia.

Em evolução contínua, o conhecimento sobre a biota de lagoas aponta para seu uso como fonte de biorrecurso necessário à produção de biocombustíveis. Não se trata apenas do potencial de aproveitamento de metano produzido em lagoas anaeróbias, como sugerem Cakir e Stenstrom (2005), mas principalmente da biomassa de algas. Segundo Stewart e Hessami (2005) a biota aquática fornece microalgas, cianobactérias e bactérias passíveis de aproveitamento na produção de biocombustíveis, especialmente etanol e biodiesel.

É interessante assinalar que boa parte dos combustíveis fósseis deriva de biomassa vegetal. Autores como Regan e Gartside (1983) e Sheehan et al. (1998) lembram que uma

idéia mais consistente sobre a produção de biocombustíveis a partir de biomassa algal surgiu na década de 1970, motivada à época pela crise do petróleo. Em período mais recente somou-se a isso a necessidade de redução da emissão de gases do efeito estufa. Portanto, conceituamente, as lagoas de estabilização servem como meio de captura de CO_2, com cultivo de algas para produção de biocombustível (BENEMANN; OSWALD, 1994). Paralelo a isso são necessários estudos detalhados sobre o ciclo de vida do processo de funcionamento de lagoas, a fim de que o cômputo demonstre um balanço de carbono favorável. Ou seja: que ao final a emissão total de carbono e outros gases do efeito estufa sejam menores que a obtida com o uso de combustíveis fósseis.

Em seu peso seco as microalgas contêm cerca de 10 a 30% de lipídios, e algumas espécies, como *Chlorella sp*, *Euglena sp, Spirulina sp* e *Scenedesmus sp*, já são reconhecidas como candidatas à produção de biocombustíveis (CHISTI, 2007; PACKER, 2009, RAMANAN et al., 2010). O conteúdo de lipídios pode alcançar até 70% em pelo menos 30 outras espécies (MATA; MARTINS; CAETANO, 2010). Comparadas às outras espécies vegetais cultivadas em solo, Ramanan et al. (2010) destacam as seguintes vantagens na produção de biomassa algal:

1. Rápido crescimento;
2. Alta produtividade;
3. Sequestro do excesso de CO_2;
4. Produção de biocombustíveis livres de enxofre, com baixa toxicidade e alta biodegradabilidade;
5. Não compete com a produção de alimentos, fibras ou outros usos, e
6. Não envolve a destruição de *habitats* naturais.

Brennan e Owende (2010) relatam diferentes tecnologias para recuperação de biomassa algal como: floculação, centrifugação, sedimentação e filtração. Os autores descrevem ainda os processos de extração e purificação, e também a tecnologias disponíveis para conversão de biomassa algal em biocombustíveis.

Espera-se que no futuro, mesmo que em pequena escala, as estações de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização possam integrar não apenas o capital hídrico da sociedade, mas também o energético.

3. QUALIDADE DE EFLUENTE – padrões, controle e incertezas

3.1 Qualidade de efluente – padrões de normas ambientais e para reúso

Os resíduos líquidos são a principal causa da deterioração das águas. Portanto, a coleta e o tratamento dos esgotos são necessários à minimização da poluição hídrica, e exigem o estabelecimento de padrões de despejo (BRAGA et al., 2005; BEAMONTE et al., 2007).

Muitas vezes não é possível planejar um controle detalhado de despejos, uma vez que o uso e a ocupação do solo, principalmente no espaço urbano, são desordenados. Por requerer grandes investimentos, em princípio, os padrões qualitativos devem ser alcançados de maneira gradual.

No Brasil o escopo geral de padrões de despejo de efluentes é definido pela resolução CONAMA 357/05 (Artigos 24 a 37) e alterações complementares (CONAMA 397/08). A norma impõe que o despejo em corpos receptores, que é uma forma de uso, não deve torná-lo incompatível com seus usos preponderantes, tornando-o dessa forma em desacordo com seu padrão de enquadramento (Art. 28).

A CONAMA 357/05 determina que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente nos corpos aquáticos, caso obedeçam às condições pré-estabelecidas. Além de valores padrões limites para diferentes poluentes, a norma exige que o despejo não cause efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, e que o regime de lançamento não apresente variação superior a 50% da média.

A norma admite que o órgão ambiental competente poderá alterar condições e padrões, ou mesmo torná-los mais restritivos. Em tal contexto devem ser consideradas circunstâncias locais, mediante fundamentação técnica. O lançamento em desacordo com os padrões da norma poderá ser autorizado pelo órgão ambiental competente, de forma excepcional (Art. 25, parágrafo único), observando o seguinte:

a) Comprovação de relevante interesse público, devidamente motivado;

b) Atendimento ao enquadramento e às metas intermediárias e finais, progressivas e obrigatórias;

c) Realização de Estudo de Impacto Ambiental - EIA, às expensas do empreendedor, responsável pelo lançamento;

d) Estabelecimento de tratamento e exigências para o lançamento, e

e) Fixação de prazo máximo para o lançamento excepcional.

Há exemplos de critérios complementares ou mais restritivos. Em São Paulo o limite de DBO para despejo é de 60 mg/L. Já em Minas Gerais o parâmetro DQO (limite de 90 mg/L) também é considerado, além da DBO (limite de 60 mg/L). Outros estados, como Espírito Santo e Rio de Janeiro exigem uma eficiência de remoção de DBO de pelo menos 90% (JORDÃO; PESSOA, 2005). Independente da hierarquia normativa deve-se observar sempre o *lex mitior* e o princípio de *in dubio pro natura*.

No Estado do Ceará a Portaria 154/02 da Superintendência Estadual do Meio Ambiente – SEMACE considera diferenças relativas ao emprego de lagoas de estabilização, com parâmetros complementares e outros mais restritivos que os definidos pela resolução do CONAMA, conforme mostrado na Tabela 3.1.

Tabela 3.1: Padrões de efluentes para despejo em corpos receptores no Ceará.

Parâmetro	***Valor máximo permitido (VMP)***	
	Efluentes em geral	***Efluentes de lagoas de estabilização***
DBO	-	60 mg/L (para amostra filtrada)
DQO	200 mg/L	200 mg/L (para amostra filtrada)
Coliformes termotolerantes	5.000 células/ 100 mL	5.000 células/ 100 mL
Amônia total	5 mg N/L	5 mg N/L
pH	5 – 9	7,5 – 10,0
Sólidos suspensos	50 mg/L	150 mg/L
Oxigênio dissolvido	-	> 3,0 mg/L

Fonte: Portaria SEMACE 154/02.

Um controle mais efetivo da qualidade de efluentes vai de encontro à busca por novas fontes de suprimento de água, forçada por fatores diversos como: crescimento continuado da população, distribuição desigual de recursos hídricos, períodos de estiagem e pela contaminação das águas superficiais e subterrâneas (METCALF & EDDY, 2003; SOUSA; LEITE, 2003).

Para tal contexto, o reúso de águas vem se tornando elemento importante no gerenciamento de recursos hídricos. Constitui fonte alternativa diferente daquelas tradicionalmente consideradas (i.e. mananciais), entendido não apenas como oportunidade, mas principalmente como necessidade (ASANO; LEVINE, 1995; FLORÊNCIO et al., 2006). A Resolução 54/05 (CNRH, 2006) do Conselho Nacional de Recursos Hídricos reconhece o reúso como recurso hídrico e tema de política ambiental.

Em entendimento mais simples, quando de seu consumo a água não tem passado, valendo pela qualidade presente. Tal premissa associada à quantidade disponível define o real valor desse bem. Portanto, esgoto é água, e serve como fonte para uso industrial, agronômico e até mesmo abastecimento humano em diversos locais do mundo, respeitados os critérios de qualidade e saúde.

Crook (1991) lembra que padrões de qualidade de água para reúso são estabelecidos com base em critérios complexos como: riscos à saúde pública (potencial e real), requerimentos de uso, impactos ambientais, efeitos estéticos, aceitação do usuário e política local. Bastos e Bevilacqua (2006) destacam que os critérios de qualidade envolvem diversos parâmetros físicos químicos e biológicos associados às diferentes modalidades de reúso (i.e. urbano, industrial e agronômico).

O reúso deve ser prioritariamente para fins não potáveis, com aplicação mais frequente na irrigação (FLORÊNCIO et al., 2006; URKIAGA et al., 2008). A qualidade microbiológica das águas residuais para esse fim foi estabelecida inicialmente pela Organização Mundial da Saúde, através de três categorias de reúso, em que foram recomendados limites específicos para coliformes fecais (termotolerantes) e ovos de helmintos (WHO, 1989). Carr, Blumenthal e Mara (2004) apresentam um sumário descritivo das categorias de reúso na irrigação com base nas recomendações da OMS de 1989 (Quadro 3.1). Observa-se o destaque dado ao emprego da tecnologia de lagoas de estabilização.

Blumenthal et al. (2000) sugerem que as evidências epidemiológicas, que associam o reúso à ocorrência ou agravo de doenças, devem ser investigadas de forma mais detalhada. Reforça-se assim um debate mais rico sobre o risco de contaminação microbiológica e reúso de esgotos na irrigação. Tal reflexão pode ser observada, por exemplo, na Tabela 3.2, em que são mostrados os valores limites recomendados por WHO (1989) e os sugeridos pelos autores supracitados

Quadro 3.1: Sumário descritivo das categorias de reúso na irrigação.

Categoria – condições de reúso	*Grupo exposto*	*Técnica de irrigação*	*Tratamento esperado*
A – Irrigação irrestrita de vegetais a serem ingeridos crus, campos esportivos e parques públicos	Trabalhadores, consumidores e público	Todas	Séries de lagoas de estabilização bem projetadas, reservatórios de estabilização ou tratamento de nível secundário com desinfecção equivalente
B – Irrigação restrita de cereais, forragem, pasto e árvores	Trabalhadores e comunidades vizinhas	Todas, porém aspersão, inundação e por canais, possuem indicações de prevenção epidemiológica específicas	Semelhante ao nível definido para a categoria **A**
C – Irrigação restrita da categoria B caso não haja exposição de trabalhadores ou público	-	Gotejamento	Tratamento primário

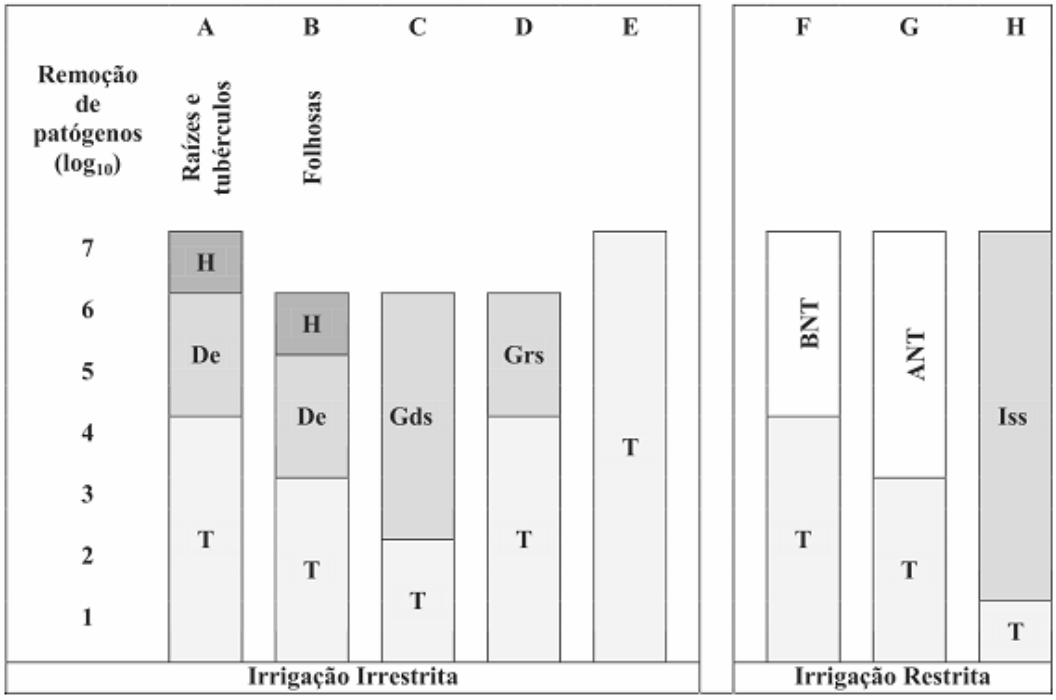
Fonte: Carr, Blumenthal e Mara (2004).

Tabela 3.2: Comparação de padrões microbiológicos para reúso de efluentes em irrigação.

Categoria	*Helmintos (ovos/L)*		*CTm (células/100 mL)*	
	WHO (1989)	BLUMENTHAL et al. (2000)	WHO (1989)	BLUMENTHAL et al. (2000)
A	≤ 1	$\leq 0{,}1$	$\leq 10^3$	$\leq 10^3$
B	≤ 1	$\leq 0{,}1$ a 1	s.r.	$\leq 10^3$ a 10^5
C	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

n.a. – não se aplica; s.r. – sem referência.

O debate sobre o risco e diretrizes para reúso tem evoluído e, mais recentemente, foi desenvolvido um arcabouço que integrou a avaliação e o gerenciamento do risco para o controle das doenças relacionadas à água (ver WHO, 2006). As novas diretrizes de qualidade foram estabelecidas com base no grau de tratamento, em medidas de proteção, higiene dos alimentos, decaimento microbiano no ambiente, técnica de irrigação empregada, tipo de vegetal cultivado e nível tecnológico empregado no cultivo (Figura 3.1).



T: tratamento; De: Decaimento no ambiente; H: Higiene dos alimentos (lavagem)
Gds: irrigação por gotejamento de plantas que se desenvolvem distantes do nível do solo; Grs: irrigação por gotejamento de plantas que se desenvolvem rentes ao nível do solo; BNT: agricultura de baixo nível tecnológico (mão de obra intensiva); ANT: agricultura de alto nível tecnológico (mecanização); Iss: irrigação subsuperficial.

Figura 3.1: Medidas combinadas para proteção da saúde e uma carga de doenças tolerável. Fonte: adaptado de WHO (2006).

A proposta acima endereça o cômputo de risco real e a ação de medidas protetivas. Entretanto, a aparente flexibilização dificulta a interpretação dos critérios. No Brasil, Bastos e Bevilacqua (2006) realizaram investigações experimentais e estudos documentais sobre o assunto. Os autores apresentam justificativas convincentes e recomendam diretrizes mais objetivas, mostradas na Tabela 3.3. Sugerem também que em efluentes de lagoas de estabilização com CTm $\leq 10^3$células/100 mL o risco relativo à presença de vírus e bactérias patogênicas é desprezível. Complementam ainda que a remoção de (oo)cistos de protozoários é indicada pela remoção de ovos de helmintos e alcançada em sistemas de lagoas com TDH mínimo de 8 a 10 dias. O referido estudo fornece discussão detalhada das diretrizes referente a outros parâmetros e formas de reúso.

Tabela 3.3: Diretrizes para uso agrícola de esgotos sanitários.

Categoria de irrigação	*CTm (células/100 mL)*	*Ovos de helmintos (ovos/L)*	*Observação*
Irrestrita	$\leq 10^3$	≤ 1	CTm $\leq 10^4$ células/100 mL no caso de irrigação por gotejamento de culturas que se desenvolverem distantes do nível do solo ou técnicas hidropônicas em que o contato com a parte comestível da planta seja minimizado
Restrita	$\leq 10^4$	≤ 1	CTm $\leq 10^5$ células/100 mL o caso de existência de barreiras adicionais de proteção ao trabalhador. É facultado o uso de efluentes primários e secundários, oriundos de tratamento com reduzida capacidade de remoção de patógenos, desde que associada à irrigação subsuperficial

Fonte: Bastos e Bevilacqua (2006).

A despeito das diretrizes acima, no Ceará a Portaria 154/02 da SEMACE exige para reúso agronômico que a contagem de helmintos nos efluentes de lagoas seja sempre < 1 ovo/L. Esse parâmetro deve ser combinado com CTm < 10^3células/100 mL para irrigação irrestrita, e CTm < $5x10^3$células/100 mL para irrigação restrita. Tal restrição considera limitações no controle da qualidade dos efluentes produzidos na região, bem como o risco de disseminação de doenças relacionadas à água.

3.2 Impacto de despejos sobre corpos receptores

Os rios são os corpos aquáticos mais estudados, o que reflete o fato das comunidades humanas viverem próximo ou de interagirem intensamente com os mesmos. Elementos geoambientais, naturais e antrópicos, determinam a qualidade da água desses corpos aquáticos conforme destacam Thomann e Mueller (1987) e von Sperling (2007).

Todo corpo aquático tem certa capacidade de absorver despejos e, após algum tempo, retornar ao seu estado de limpeza inicial (*status quo ante*). O processo é denominado de autodepuração (BRAGA et al., 2005). O *status* inicial da qualidade da água é definido principalmente pelas concentrações de matéria orgânica (DBO) e de oxigênio dissolvido (OD). A autodepuração consiste no balanço entre o consumo de oxigênio (O_2) para estabilizar a matéria orgânica presente e a capacidade de reoxigenação do corpo aquático.

O processo de degradação da matéria orgânica obedece à cinética de primeira ordem, definida anteriormente (Capítulo 2). Ao longo do tempo a quantidade de matéria orgânica a ser degradada diminui e o que sobra é dita remanescente (DBOr). Posteriormente essa matéria orgânica remanescente torna-se de difícil degradação, atingindo assim um ponto de "equilíbrio". A estabilização da matéria orgânica é realizada por via aeróbia e a concentração de oxigênio dissolvido decresce ao longo do tempo. Ocorre uma diferença de oxigênio dissolvido em relação à concentração sob condição de saturação, denominada déficit de OD (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 1994). Isso é observado não apenas no ensaio de DBO, mas é também representativo do que ocorre no corpo aquático. A descrição do fenômeno da autodepuração pode ser facilmente encontrada na literatura.

O fenômeno de autodepuração aqui descrito foi inicialmente proposto por Streeter e Phelps em 1925 (CHAPRA, 1997). O estudo é considerado um marco da modelagem da qualidade da água. Porém, o modelo original tem limitações por não considerar o consumo de oxigênio para oxidação de amônia (demanda nitrogenada), a demanda exercida pelo sedimento, nem a reoxigenação e o consumo proporcionado pelas algas. Também, o modelo é de caráter unidimensional e pontual. Apesar disso, o modelo permanece essencial para o estudo da poluição dos corpos aquáticos, e a literatura aqui citada fornece subsídios necessários ao aprofundamento do assunto.

O modelo de Streeter e Phelps apresenta ainda aplicação limitada para rios intermitentes. No âmbito da modelagem da qualidade da água, os rios intermitentes, frequentes em regiões semiáridas, diferem substancialmente dos rios permanentes, pois nos primeiros os eventos hidrológicos naturais exercem influência mais significativa que naqueles de regiões úmidas e temperadas.

Souza et al. (2003) lembram que a classificação da qualidade da água dos rios brasileiros é baseada apenas em faixas de concentração de poluentes, sem considerar determinados aspectos caracterizadores dos corpos d'água, como se todos os rios de uma mesma classe fossem iguais. Os recursos hídricos não devem ser considerados isoladamente, mas integrantes de um ambiente completo, que forma a sua bacia hidrográfica.

Ao longo do ciclo hidrológico anual a capacidade de diluição nos rios intermitentes desaparece com a estação seca, e o conceito de $Q_{7,10}$ (média das vazões mínimas de 7 dias consecutivos em 10 anos de ocorrência em cada seção de estudo no rio) é impraticável. Da mesma forma, é impossível aplicar o conceito de autodepuração, por ser a $Q_{7,10}$ nula nos períodos de seca e intermitência dos rios.

No caso de despejos pontuais provenientes de áreas urbanas, a regularização da vazão se dará com esgoto. Surge então uma situação paradoxal, pois a aplicação de instrumentos de gestão de recursos hídricos, como licenciamento ambiental e outorga pode ajudar a reduzir os impactos causados a esses corpos aquáticos, mas paralelamente, a supressão de vazão pode piorar a qualidade da água em pontos de jusante. Assim, durante o período seco a outorga será de esgotos, cuja qualidade é bem inferior àquela observada quando há vazão natural na calha do rio.

A área de dominância de rios intermitentes no Brasil coincide com os limites do semiárido do Nordeste, que vai do rio Parnaíba até o sul do sertão baiano; limitada a leste pelo oceano Atlântico (MAGALHÃES; REBOUÇAS, 1987). Envolve uma área de aproximadamente 800.000 km^2, que representa cerca de 60% do território da região, e constitui área anômala entre os trópicos quanto ao perfil climático (PEDRO; MALTCHIK; BIANCHINI Jr, 2006). O sistema de circulação atmosférica e a proximidade com o Equador tornam o semiárido brasileiro um dos climas mais complexos do planeta, diferindo da maioria das outras regiões semiáridas. Os índices pluviométricos variam entre 200 e 800 mm anuais, com períodos erráticos de seca entre 1 a 11 meses, e amplitude térmica mínima (25 e 30 °C).

É nesse cenário que ocorre a crescente implantação de sistemas de lagoas de estabilização. Portanto, a qualidade da água na estação seca terá correspondência de semelhança com a qualidade do efluente tratado.

3.3 Controle de efluentes de ETEs – o caso das lagoas de estabilização

A administração da qualidade da água requer ações mitigadoras para preservação e, se necessário, melhoria. O controle da qualidade da água tem premência contextual como recurso exigido para apoiar a administração eficiente dos recursos hídricos (ARAÚJO, 2005; LIU; YANG; GUO, 2008).

A qualidade do efluente gerado por uma estação de tratamento de esgotos deve apresentar correspondência entre o desempenho efetivamente alcançado pela tecnologia e o esperado pela mesma. Para tanto, admite-se inicialmente um equipamento projetado e implantado de acordo com critérios técnicos consagrados.

Satisfeitas as premissas de Engenharia, deve ser estabelecido um sistema de controle relacionado à conformidade legal e ao desempenho. Para tanto é necessário um programa de monitoração da ETE que deve seguir orientações normativas técnicas (NBR

9897/87; NBR 9898/87, ABNT, 1987a e b), planos de desempenho ambiental e normas legais (e.g. CONAMA 357/05).

Kellner e Pires (1998) lembram que um bom programa de monitoração possibilita conhecer melhor a ETE, e deve ensejar uma escolha criteriosa dos parâmetros a serem analisados. Assim, a avaliação da performance do sistema de tratamento será mais precisa e, quando necessários, os procedimentos corretivos serão mais seguros. Os programas de monitoração objetivam especificar não só as características para avaliação, como também a frequência com que serão realizadas as campanhas, o número de amostras a serem coletadas e o local onde serão feitas as coletas.

A monitoração de lagoas de estabilização deve obedecer a certos critérios que distingue tipos de amostra a serem coletadas (composta ao longo de 24 horas, amostra de coluna líquida e de efluente). Tal enfoque é proposto por Pearson, Mara e Bartone (1987) e Mara (2004) (Quadro 3.2). Assinala-se, entretanto, que a frequência de coleta e o emprego de amostras compostas ou mesmo de coluna líquida das lagoas são práticas que exigem suporte técnico e laboratorial que muitas vezes não está disponível, ou é impraticável. Destaca-se ainda que a complexidade proposta pelos autores citados é contrária à idéia de simplicidade e baixo custo de manutenção e operação concernentes à tecnologia de lagoas de estabilização.

Na prática, mesmo em investigações acadêmicas, o uso de amostras de efluentes é mais comum em razão da simplicidade e baixo custo. A frequência e o conjunto de parâmetros a serem analisados dependem do propósito da monitoração. Há que se reconhecer que em países como o Brasil, em geral não há uma definição normativa para isto. Em princípio, uma monitoração com bom delineamento de parâmetros e frequência depende do grau de exigência dos entes do SISNAMA (Sistema Nacional do Meio Ambiente) para controle da qualidade ambiental, das agências reguladoras dos serviços de saneamento (quando pertinentes) e do sistema de gerenciamento de recursos hídricos. Por fim, as prestadoras de serviços de água e esgotos tendem a dar maior atenção ao controle da qualidade da água de abastecimento humano, posto que água é produto com consumo definido, enquanto o esgoto corresponde a serviço.

Quadro 3.2: Parâmetros a serem analisados para avaliação da qualidade do efluente de lagoa.

Parâmetro	*Tipo de amostra*	*Frequência*	*Comentário*
Vazão	Composta	D	Afluente e efluente final
Temperatura	Meia profundidade da coluna líquida	D	Afluente e efluente de cada lagoa
DBO	Composta	S	Afluente e efluente de cada lagoa, amostra filtrada em efluente de lagoas facultativa e de maturação
DQO	Composta	S	Afluente e efluente de cada lagoa, amostra filtrada em efluente de lagoas facultativa e de maturação
Sólidos suspensos totais	Composta	S	Afluente e efluente de cada lagoa
pH	Efluente/Composta	D	-
Coliformes termotolerantes	Efluente	S	-
Clorofila "a"	Coluna	S	Lagoas facultativa e de maturação
Amônia	Composta	S	Afluente e efluente de cada lagoa
Nitrato	Composta	S	Afluente e efluente de cada lagoa
Fósforo total	Composta	S	Afluente e efluente de cada lagoa
Sulfeto	Efluente/Coluna	S	Afluente e efluente de cada lagoa
Oxigênio dissolvido	Perfil de coluna líquida	D	-
Condutividade elétrica[a]	Composta	S	Afluente e efluente de cada lagoa
Ovos de helmintos	Composta	S	Afluente e efluente de cada lagoa
Razão de adsorção de sódio[a]	Composta	S	Afluente e efluente de cada lagoa
Cloreto[a]	Composta	S	Afluente e efluente de cada lagoa

D – diária; S – semanal; [a] – quando é pretendido o reúso do efluente para fins agronômicos.

Fonte: adaptado de Mara (2004).

Simplificadamente, a performance de ETEs consiste em verificar a eficiência (E%) na remoção de poluentes (equação 3.1) ou o valor da função de transferência (C/Co). Para parâmetros de remoção de patogênicos (coliformes termotolerantes) o desempenho é expresso em termos de unidades de log removidas (LogCo – LogC).

$$E\% = \left(\frac{Co - C}{Co}\right) x100\% \qquad (3.1)$$

Em que: Co e C são as concentrações afluente e efluente do poluente (M/L^3).

Após a implementação do programa de monitoração de uma ETE é necessário interpretar as informações coletadas. Isso envolve a organização e sumarização através de metodologias simples, com estudo básico representativo do conjunto amostral (Quadro 3.3). Além da descrição estatística básica devem ser considerados descritores gráficos e classes de frequências dos valores obtidos para cada parâmetro, de forma a conhecer o comportamento da ETE. Essa abordagem é similar àquela aplicada em sistemas de controle em outras áreas do conhecimento, conforme destacam Morettin (2000) e Pinheiro et al. (2009). O fluxograma da Figura 3.2 representa o processo como um todo.

Quadro 3.3: Estatística básica de conjunto amostral para monitoração de ETEs.

Tipo de descritor	***Elemento estatístico***	***Representação***
Tamanho da amostra	Número de dados	N
Medidas de tendência central	Média aritmética	$\bar{x} = \frac{X_1 + X_2 + X_3 + ... + X_n}{n} = \frac{\sum_{i=1}^{n} X_i}{n}$
	Média geométrica	$MG = (X_1.X_2.X_3...X_n)^{1/n}$
	Mediana	É o valor central da distribuição (ponto médio)
Medidas de dispersão	Variação (valores mínimo e máximo)	$R = X_{máx} - X_{mín}$
	Desvio padrão	$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}\left(x_i - \bar{x}\right)^2}{n}}$
	Coeficiente de variação de Pearson	$CV = \frac{\sigma}{\bar{x}}$

Fonte: adaptado de von Sperling (2007).

Figura 3.2: Diagrama representativo da estatística descritiva na monitoração de ETEs.

Outras formas de interpretação dos dados envolvem, por exemplo, a análise de medidas de posição (quartis, decis e percentis), desvio médio, curtose, assimetria, correlação entre parâmetros e verificação do tipo de distribuição. Segundo McBean e Rovers (1998), na interpretação de dados de controle da qualidade ambiental a maioria das informações é verificada quanto às distribuições normal e lognormal, sendo esse último tipo mais representativo da realidade.

Estudos mais detalhados tratam de inferências estatísticas correspondentes à confiança do investigador acerca dos resultados obtidos, ou para comparar conjuntos de informações relativas a diferentes ETEs. Para isso são efetuados testes de hipóteses, paramétricos e não paramétricos, em que os primeiros utilizam os parâmetros da distribuição, ou uma estimativa destes. Os testes paramétricos são considerados mais rigorosos e possuem mais pressuposições para sua validação. A validação dos resultados exige verificar seus pressupostos, como por exemplo, a normalidade dos dados, considerada condição básica. Interessa ainda verificar até que ponto os resultados dos testes paramétricos serão prejudicados caso a pressuposição de normalidade não venha a ser satisfeita.

Os testes não paramétricos por sua vez fazem poucas suposições sobre as distribuições originais. Entretanto, seguem o mesmo procedimento geral que os testes paramétricos, com formulação de hipóteses a serem testadas, e cômputo do valor da estatística

do teste, empregando os dados contidos em uma amostra aleatória de observações. Dependendo da grandeza estatística, rejeita-se ou não uma hipótese.

Trabalhos que destacam a importância do controle estatístico da qualidade de efluente de ETEs constituem tema bem estabelecido em alguns países (e.g. NIKU; SCHROEDER; SAMANIEGO, 1979, NIKU; SCHROEDER, 1981; NIKU; SCHROEDER; HAUGH, 1982). As investigações estatísticas sobre o desempenho de ETEs tornam-se particularmente relevantes para detecção de violações ambientais (CHANG, 1995; GUNTER; HODGES; REGENS, 2005; OUYANG et al., 2006). Isso porque, subsidiar agências ambientais e entes reguladores dos serviços de saneamento é prática de crescente interesse na sociedade.

Alguns estudos ressaltam que é necessário construir distribuições de referência para o tipo de tecnologia de tratamento empregada, de maneira a se estimar uma qualidade esperada para o efluente e suas variações (BERTHOUEX; HUNTER, 1981 e 1983; CHARLES et al., 2005). Neste contexto, os estudos de Oliveira (2006) e Monteiro (2009) são exemplos de como devem ser tratados os dados de monitoração de ETEs com atribuição de índices de confiabilidade.

3.4 Incerteza e risco acerca da qualidade de efluentes

As incertezas integram as várias partes de um hidrossistema, nas componentes ambiental, ecológica e sócio-econômica. As implicações das incertezas são particularmente importantes na avaliação dos vários aspectos da gestão dos recursos hídricos, com influência sobre o processo decisório (LIU; YANG; GUO, 2008). As estações de tratamento de esgotos podem ser compreendidas como hidrossistemas. Portanto, há incertezas na estimativa de emissão de poluentes, transformação e transporte destes, assim como nos impactos causados pelos despejos.

Skeffington (2006) destaca que uma vez que modelos são simplificações de sistemas naturais sempre há certo grau de incerteza. Barkman (1998) define incerteza como "o estudo em que há uma tentativa sistemática de explorar a faixa de variação de uma variável de saída do hidrossistema, gerada pela incerteza quantificada nos dados dos parâmetros de entrada do mesmo". As incertezas podem ser de imprecisão e ambiguidade (VIEIRA, 2005). O Quadro 3.4 apresenta os tipos de incerteza quanto à origem.

Quadro 3.4: Classificação dos tipos de incerteza quanto à origem.

Tipo de incerteza	*Origem*
Variação estatística	Decorre do erro randômico em medidas de quantidade
Julgamento subjetivo	É função de tendências instrumentais ou de procedimentos experimentais
Imprecisão linguística	Resulta de entendimento impreciso de eventos ou quantidades
Variabilidade	Diz respeito a eventos ou quantidades que variam no espaço ou tempo, cuja população amostral descreve as distribuições de frequência e de probabilidade
Randomicidade inerente	É inerente a eventos ou fenômenos e não permite avaliar a incerteza mesmo com aporte de novos conhecimentos ou informações experimentais
Discordância	Discordância de opiniões técnicas ou científicas, teorias ou interpretações são uma importante fonte de incerteza
Aproximação	Decorre de simplificações impostas aos modelos na representação do mundo real

Fonte: adaptado de Vieira (2005).

A análise de incerteza permite verificar o nível de confiança das estimativas de emissões poluentes de uma ETE. Auxilia na identificação dos principais elementos relativos à incerteza, sobre os quais há necessidade de maior investigação, para obtenção de informações ou considerar a não relevância destas. A redução do nível de incerteza somente é possível com a adição de informações e preenchimento de falhas de dados, embora a aplicabilidade do modelo representativo da ETE seja limitada pelas suposições admitidas em sua concepção.

Na realidade, é precisamente para os casos em que os dados disponíveis são limitados, e onde simplificações são admitidas, que a análise quantitativa de incerteza atua como recurso de identificação do grau de robustez dos resultados alcançados com o modelo (RADWAN; WILLEMS; BERLAMONT, 2004). Assim, as fontes de incerteza em modelos representativos da qualidade de um efluente tratado podem ser:

1. Variáveis de entrada;
2. Valores dos parâmetros de entrada;
3. Imperfeições na descrição da realidade física em razão de um número limitado de relações matemáticas, e
4. Medidas com as quais os resultados do modelo são comparados.

Há, em última análise, a ignorância de fenômenos e mecanismos desconhecidos que podem ocorrer num hidrossistema. Tal ignorância resulta em omissões nos processos e parâmetros de concepção. Pode-se afirmar então que há incertezas sistemáticas em todas as tentativas de modelagem. Esse nível de incerteza pode ser definido como epistemológico e, em virtude de sua definição, não pode ser reduzido, mas apenas endereçado indiretamente (BARKMAN, 1998).

A tentativa de analisar incertezas em relação à regulação da qualidade da água, principalmente no que tange às normas ambientais, converge ao conceito de risco. Em linguagem geral o risco é definido como a probabilidade de ocorrência de um evento não desejado (VIEIRA, 2005; HOKSTAD; STEIRO, 2006).

Em qualidade de água o risco diz respeito à probabilidade de que nos corpos aquáticos os valores limites de parâmetros (e.g. DBO, OD, amônia, coliformes termotolerantes, etc.) estabelecidos pelas normas ambientais sejam excedidos. Isso é extensivo à qualidade de efluentes de ETEs. A análise de risco compreende tanto qualificação como quantificação. Vieira (2005) sugere atribuir ao evento indesejado uma escala linguística de valores (i.e. nulo, muito baixo, baixo, médio, alto, e muito alto) como subsídio à avaliação de impactos, que podem auxiliar na tomada de decisão com vista à prevenção ou melhoria de desempenho.

Eventuais violações de valores limites podem ser verificadas no sistema modelado através de análise de sensibilidade. Esse recurso mostra mudanças nos resultados de saída de modelo representativo do hidrossistema, com base em alterações realizadas nos dados de entrada ou parâmetros (RADWAN; WILLEMS; BERLAMONT, 2004). É possível assim fazer uma inferência sobre a importância de determinada variável, que indica a incerteza nos resultados de simulação. Serve também para avaliar a aplicabilidade das equações de concepção da ETE, verificar parâmetros de maior importância, com busca de maior acuracidade, e compreender melhor o sistema que está sendo investigado. Esse último aspecto retorna à importância do controle de efluentes.

A análise de incerteza se dá através de elementos probabilísticos, e não apenas como valores determinísticos individuais (OLIVEIRA, 2006; VON SPERLING, 2007). Nesse contexto, uma das principais ferramentas de apoio é a simulação Monte Carlo, que pressupõe o conhecimento das distribuições de probabilidades das variáveis do hidrossistema.

As completas distribuições de probabilidade das variáveis randômicas dependentes são facilmente determinadas (TUNG; YEN; MELCHING, 2006). A idéia básica da ferramenta é formar uma amostra significativa do comportamento do sistema, pelo sorteio

de situações aleatórias e respectiva análise. Intenta-se assim avaliar o valor médio dos resultados ou outros parâmetros, e daí deduzir o comportamento global do sistema a partir do comportamento da amostra (EPA, 1997; McBEAN; ROVERS, 1998).

A simulação Monte Carlo é um recurso bastante útil na análise de risco probabilístico. As simulações são facilmente efetuadas em planilha eletrônica com distribuições normal e lognormal. A seleção dessas distribuições segue a recomendação da literatura, como mais apropriadas e mais difundidas para eventos naturais (e.g. SINGH; SINGH; ENGELHARDT, 1997; VAN BUREN; WATT; MARSALEK, 1997; LIMPERT; STAHEL; ABBT, 2001).

As funções densidade de probabilidade (FDP) normal e lognormal são representadas pelas equações abaixo, respectivamente. A lognormal é representada com base na transformação dos dados originais (i.e. y = ln(x)).

FDP para distribuição normal →:

$$f(x) = \frac{1}{\sigma.\sqrt{2\pi}}.e^{-\frac{1}{2}\left[\left(\frac{x-\mu}{\sigma}\right)^2\right]} \tag{3.2}$$

FDP para distribuição lognormal →:

$$f(x) = \frac{1}{x.\sigma_y.\sqrt{2\pi}}.e^{-\frac{1}{2}\left[\left(\frac{\ln x-\mu_y}{\sigma_y}\right)^2\right]} \tag{3.3}$$

Com o método são geradas aleatoriamente sucessivas amostras, testadas contra um modelo estatístico que vem a ser a verdadeira distribuição de probabilidade dos dados representados. Cada amostra simulada corresponde a uma iteração, de maneira que é fornecida uma estimativa de valor, assim como um erro para essa estimativa (VOSE, 1996; NAGHETTINI; PINTO, 2007).

Para uma simulação qualquer, o erro total (ε) é função do número (N) de iterações efetuadas ou desejadas, e do desvio padrão (σ) dos dados originais (equação 3.4). Dessa forma, quanto maior o número de iterações, menor o erro. Para avaliar o risco o analista deve estabelecer um erro máximo admissível para sua simulação (em torno de 2%) a fim de determinar o número de iterações necessárias. A partir do coeficiente de variação dos dados originais ($CV = \sigma/\overline{x}$) o número de iterações será dado pela equação 3.5. Importa destacar que é imperativo que, para se obter uma simulação confiável, a distribuição deve ser conhecida.

$$\varepsilon = \frac{3\sigma}{\sqrt{N}} \tag{3.4}$$

$$N = \left(\frac{3CV.\mu}{\varepsilon}\right)^2 \tag{3.5}$$

Uma descrição sucinta do procedimento é:

a) Determinar a média ($\overline{x}$) e o desvio padrão (σ) dos dados originais;

b) Estabelecer o erro máximo admissível, e em seguida calcular o número de iterações necessárias (N);

c) Gerar N números aleatórios ($\mu_{1\text{-}N}$) entre 0 e 1 com distribuição uniforme;

d) Gerar N amostras aleatórias correspondentes aos dados originais ou em relação à função-desempenho (i.e. P[Z<0]) que correspondem ao risco a ser calculado;

e) Contar o número de iterações em que Z<0.

O cálculo do risco é dado pela razão entre a quantidade de valores negativos de Z ($N_{Z<0}$) e a quantidade total de eventos Z gerados (N_Z), conforme abaixo:

$$P[Z < 0] = \frac{N_{Z<0}}{N_Z} \tag{3.6}$$

4. LÓGICA *FUZZY*

4.1 Introdução à lógica difusa

A mente humana é capaz de lidar com informações imprecisas ou aproximadas e, da mesma forma, o mecanismo de operação adotado para tratar tais informações é de natureza imprecisa, com emprego de termos linguísticos (KOSKO, 1993). Conceitos subjetivos como alto, baixo, velho e novo, são incorporados em classes de objetos de forma a permitir a interpretação das informações.

A interpretação de informações imprecisas é conflitante com a lógica clássica bivalorada, que admite apenas as hipóteses verdadeira (1) ou falsa (0) para uma determinada assertiva, sendo possível, entretanto, adicionar a teoria das probabilidades como elemento auxiliar. Mesmo assim, não há em muitos casos uma propriedade característica que possibilite uma representação numérica precisa.

O conceito de conjunto difuso (nebuloso ou *fuzzy*) foi introduzido por Zadeh (1965) para tratar em linguagem matemática as informações de caráter impreciso ou vago. A teoria dos conjuntos *fuzzy* intenta construir uma estrutura formal quantitativa, capaz de capturar as imprecisões do conhecimento humano formulado em linguagem natural. A teoria pode unir modelos matemáticos tradicionais, precisos, de sistemas físicos, e a representação mental, geralmente imprecisa.

Belchior (1997) destaca em seu trabalho dois enfoques principais para a formulação da teoria dos conjuntos *fuzzy*: o axiomático e o semântico. Um axioma é uma proposição que se admite como verdadeira porque dela se podem deduzir as proposições de uma teoria ou de um sistema lógico ou matemático. No enfoque axiomático uma função numérica é usada para modelar o conjunto *fuzzy* de maneira a fornecer uma interpretação

consistente para o mesmo, apesar de não evidenciar diretamente a estrutura sob esse conjunto. É necessário, entretanto, que as definições tenham suporte científico anterior.

O significado físico dos conceitos do sistema envolvido e sua modelação através de conjuntos *fuzzy* são tratados no enfoque semântico (estudo de sentido), considerado por análise empírica. Esses são formulados como axiomas quantitativos, e produzem não somente uma teoria consistente, mas também uma interpretação específica dos mesmos. O enfoque semântico pode ser dividido em normativos e descritivos (GAZDIK, 1996; BELCHIOR, 1997). O enfoque normativo conjectura sobre a organização do julgamento humano em uma situação particular através de conjuntos *fuzzy*. Já o descritivo é mais empregado e investiga como de fato os julgamentos são realizados.

Na teoria *fuzzy* o princípio da dualidade é destacado, de maneira que dois eventos opostos podem coexistir. Assim um elemento pode pertencer em certo grau a um conjunto e, em outro grau, a outro conjunto. As variáveis podem assumir valores fuzzificados de forma que a verdade ou falsidade não assumem valor absoluto. Essa é a base conceitual da lógica *fuzzy*, que foi estruturada a partir de conceitos já estabelecidos na lógica clássica. Operadores lógicos foram definidos à semelhança dos tradicionalmente utilizados, mas outros foram introduzidos ao longo do tempo, geralmente por exigência de caráter eminentemente prático.

4.2 Funções de pertinência e números difusos

Um conjunto ordinário, ou nítido, é definido como uma coleção de elementos $x \in X$, em que X é o conjunto universo. Cada elemento pode pertencer ou não a um conjunto A, em que $A \subseteq X$. Os números *fuzzy* compreendem um subconjunto do conjunto dos Números Reais, representando valores incertos. Em um conjunto *fuzzy*, representado por $\tilde{A}$ em X, cada elemento x pode ter um grau de pertinência, usualmente no intervalo real [0, 1], em decorrência de sua função de pertinência característica (ZIMMERMANN, 1991).

A função de pertinência é representada na forma $\tilde{A}:X \rightarrow [0,1]$ ou $\mu_{\tilde{A}}(x): X \rightarrow [0, 1]$. Um conjunto *fuzzy* compreende os pares ordenados em que o primeiro elemento é $x \in X$ e o segundo é a função de pertinência $\mu_{\tilde{A}}(x)$ que mapeia x no intervalo [0,1] (equação 4.1).

$$\tilde{A} = \{(x, \mu_{\tilde{A}}, (x))\ x \in X;\ \mu_{\tilde{A}}(x) \in [0, 1]\} \tag{4.1}$$

O grau de pertinência pode representar também, segundo Dubois e Prade (1997):

a) O grau de similaridade em que $\mu_{\tilde{A}}$ (x) é o grau de proximidade de x a elementos protótipos de Ã;

b) O grau de preferência em que Ã representa um conjunto de objetos preferidos e $\mu_{\tilde{A}}$ (x) representa a intensidade de preferência a favor do objeto x ou a praticidade de selecionar x como um valor da variável em questão, e

c) O grau de incerteza, em que $\mu_{\tilde{A}}$ (x) é o grau de possibilidade que um parâmetro K tenha um valor x, dado que tudo que se sabe é "K é Ã".

Há diferentes tipos de números *fuzzy*: triangular, trapezoidal, exponencial ou gaussiana. Os números *fuzzy* incluem números e intervalos reais ordinários, como mostra a Figura 4.1, com representação de: (a) um número real; (b) um intervalo nítido; (c) um número *fuzzy* triangular - NFT; (d) um número *fuzzy* trapezoidal – NFT_R. As expressões mais empregadas são triangular e trapezoidal. Porém, os números *fuzzy* podem ser ainda representados na forma de função S, como parte de um número exponencial ou de gauss, e função Γ (sigma) como parte de um número *fuzzy* trapezoidal.

As funções de pertinência $\mu_{\tilde{A}}(x)$ de números *fuzzy* triangular e trapezoidal são expressas nas equações 4.2 e 4.3, respectivamente. Há uma inconsistência aparente quanto ao conceito de intervalo, porém há que se ressaltar que não há necessariamente excludências intervalares nos números difusos.

$$\mu\tilde{A} = \begin{cases} 0, \text{se } x \le a \\ \dfrac{x-a}{b-a}, \text{se } x \in [a,b] \\ \dfrac{c-x}{c-b}, \text{se } x \in [b,c] \\ 0, \text{se } x \ge c \end{cases} \tag{4.2}$$

$$\mu\tilde{A} = \begin{cases} 0, \text{se } x \leq d \\ \dfrac{x-d}{e-d}, \text{se } x \in [d,e] \\ 1, \text{se } x \in [e,f] \\ \dfrac{g-x}{g-f}, \text{se } x \in [f,g] \\ 0, \text{se } x \geq g \end{cases} \tag{4.3}$$

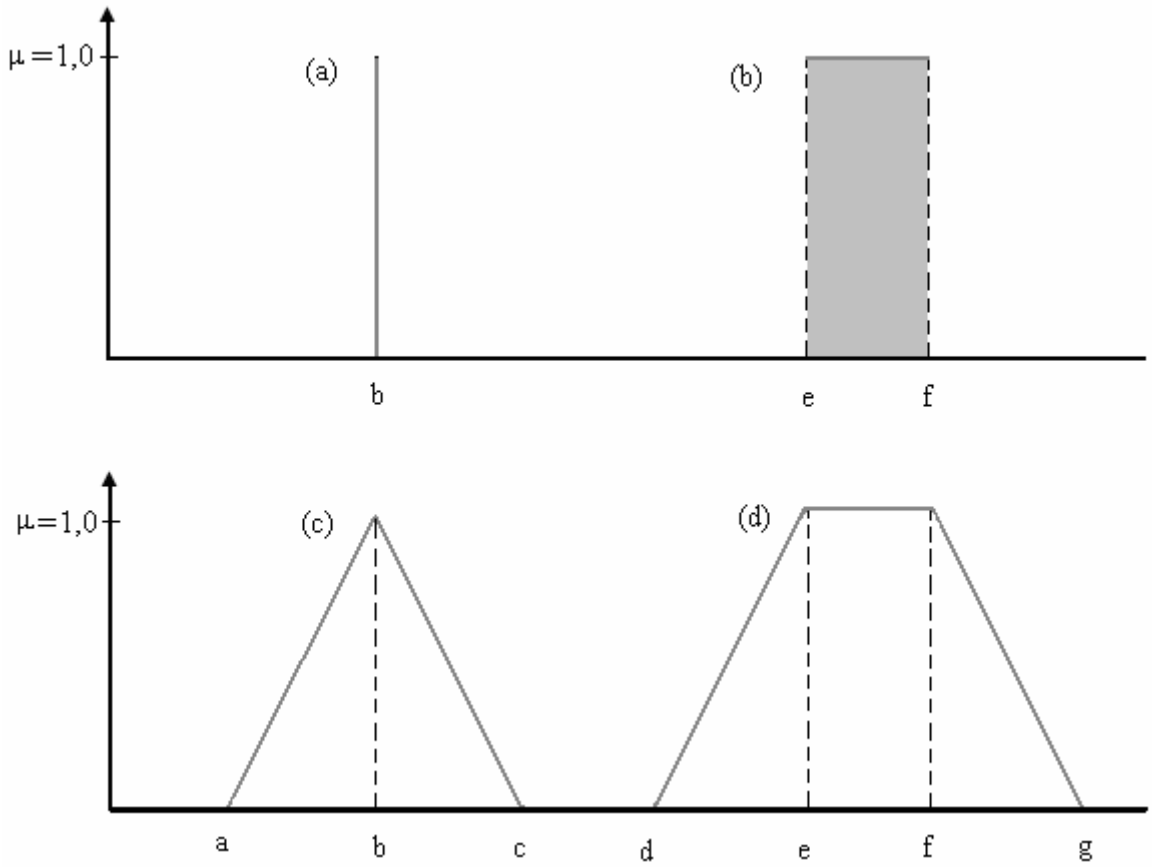


Figura 4.1: Representação de um número real (a), de um número intervalar nítido (b), de um número *fuzzy* triangular - NFT (c), e de um número *fuzzy* trapezoidal – NFT_R (d).

Existem diversas formas de representar conjuntos e números difusos, seja no universo de discurso finito ou infinito. As principais propriedades de representação desses números são mostradas no quadro a seguir:

Quadro 4.1: Principais propriedades dos conjuntos *fuzzy* e respectivas representações.

Propriedade	***Conceito***	***Representação***
Normalização	Quando o grau de pertinência é máximo $\mu_{\tilde{A}}$ (x) será igual a 1. Caso um conjunto *fuzzy* seja não vazio e subnormal, pode-se torná-lo normal por meio da divisão dos graus de pertinência de cada elemento pelo maior grau de pertinência encontrado no conjunto	$\mu_{\tilde{A}}' = \frac{\mu_{\tilde{A}}(x)}{\sup\mu_{\tilde{A}}(x)}$
Corte-α	O conjunto de corte-α é o conjunto nítido dos elementos que pertencem ao conjunto *fuzzy* Ã, cujos graus de pertinência em Ã são, no mínimo, iguais ao valor especificado em α	$\tilde{A}\alpha = \{x \in X \mid \mu_{\tilde{A}}(x) \geq \alpha\}$
Convexidade	É uma generalização do conceito de convexidade de conjuntos nítidos. Exige que os conjuntos de corte-α de um conjunto *fuzzy* convexo sejam convexos para todo α ∈ [0,1]	Convexo $\mu_{\tilde{A}}(\lambda.x_1 + (1-\lambda) \geq \min(\mu_{\tilde{A}}(x_1), \mu_{\tilde{A}}(x_2))$ Côncavo $\mu_{\tilde{A}}(\lambda.x_1 + (1-\lambda) \geq \max(\mu_{\tilde{A}}(x_1), \mu_{\tilde{A}}(x_2))$ Para $x_1, x_2 \in X$ e $\lambda \in [0,1]$
Supremo	É o maior grau de pertinência encontrado no conjunto *fuzzy*, também denominado altura [h(Ã)]	$h(\tilde{A}) = \sup_{x \in X} \tilde{A}(x)$
Suporte	Conjunto nítido que contém todos os elementos do universo X, que pertencem a Ã com grau de pertinência diferente de zero	$Supp(\tilde{A}) = \{x \in X \mid \mu_{\tilde{A}} > 0\}$
Cardinalidade	É o somatório de todos os graus de pertinência de todos os elementos X do conjunto *fuzzy* Ã	$\lvert\tilde{A}\rvert = \sum_{x \in X} \mu_{\tilde{A}}(x) > 0$

4.3 Operações com conjuntos difusos

As operações com conjuntos *fuzzy* são necessárias ao processamento de informações (quantitativas ou qualitativas). As operações elementares clássicas; igualdade, união, interseção e complemento, pertencem à teoria de conjuntos. Há extensão para o domínio dos conjuntos *fuzzy* e possuem diversas formas de implementação (ZIMMERMANN, 1991; SHAW; SIMÕES, 1999). Uma síntese de operações elementares é mostrada no Quadro 4.2.

Os operadores min., max. e de complemento possuem propriedades já definidas na teoria clássica de conjuntos como: comutatividade, associatividade, idempotência, distributividade, condições de limite, absorção, Lei de De Morgan, involução, fórmula equivalente e diferença simétrica. Os dois únicos axiomas da teoria clássica dos conjuntos que não são satisfeitos são a Lei da Contradição e a Lei dos Meios Excluídos, $\tilde{A} \cap \sim\tilde{A} \neq \Phi$ e $\tilde{A} \cap \sim\tilde{A} \neq X$, respectivamente.

Quadro 4.2: Operações elementares com conjuntos *fuzzy*.

Operação	***Definição***
Igualdade	Definição: $\mu_{\tilde{A}}(x) = \mu_{\tilde{A}'}(x), \forall x \in X$ Para um conjunto *fuzzy* Ã contido em um conjunto *fuzzy* Ã': $\mu_{\tilde{A}}(x) < \mu_{\tilde{A}'}(x), \forall x \in X$
Complemento	Definição: $\mu_{c\tilde{A}}(x) = 1 - \mu_{\tilde{A}}(x), \forall x \in X$ Em um conjunto *fuzzy* Ã, cÃ pode ser: $\mu_{c\tilde{A}}(x) = c(\mu_{\tilde{A}}(x)), \forall x \in X$
União	Definição: a união de dois conjuntos *fuzzy* Ã e Ã' resulta em outro conjunto *fuzzy*, cuja função de pertinência é formada pelos máximos das funções de pertinência dos conjuntos Ã e Ã', conforme: $\mu_{A \cup A'} = \mu_{\tilde{A}} \vee \mu_{\tilde{A}'} = \max\{\mu_{\tilde{A}}, \mu_{\tilde{A}'}\}$
Interseção	Definição: a interseção *fuzzy* dos conjuntos *fuzzy* Ã e Ã' resulta em outro conjunto *fuzzy*, cuja função de pertinência é formada pelos mínimos das funções de pertinência dos conjuntos Ã e Ã', conforme: $\mu_{A \cap A'} = \mu_{\tilde{A}} \wedge \mu_{\tilde{A}'} = \min.\{\mu_{\tilde{A}}, \mu_{\tilde{A}'}\}$

A fundamentação teórica sobre o assunto acima pode ser encontrada em Zimmermann (1991), Ganoulis (1994), Shaw e Simões (1999), Oliveira Jr. (1999), Chen e Pham (2001) e Ross (2004). As citadas referências apresentam também extensões dos conjuntos *fuzzy* que permitem operações algébricas como:

a) Princípio da extensão;
b) Produto cartesiano;
c) Soma algébrica;
d) Soma de contorno;
e) Diferença de contorno;
f) Produto algébrico;
g) Produto de um valor *fuzzy* por um escalar;
h) Produto escalar entre dois conjuntos *fuzzy*;
i) Potência de um número *fuzzy*, e
j) Combinação convexa de subconjuntos *fuzzy*.

O mapeamento do domínio de Números Reais ($\mathbb{R}$), geralmente discretos, para o domínio *fuzzy* é denominado de fuzzificação. A atribuição de valores linguísticos com definições de funções de pertinência permite o pré-processamento de dados em categorias ou classes, e resulta na redução de valores a serem processados. Na fuzzificação as funções de pertinência podem ser conjuntos tabulados de valores numéricos e consultas de dados

tabelados. Em etapa seguinte são estabelecidas as regras operativas dos conjuntos *fuzzy* de entrada, com passagem então à ilação. Essa inferência é por fim levada à etapa de defuzzificação.

Pretende-se na desfuzificação obter um valor a partir do conjunto *fuzzy* gerado pelas regras operadas e respectivas inferências resultantes, conforme características especificadas. O objetivo é gerar uma interface com os modelos nítidos do mundo real, associando cada conjunto *fuzzy* final a um elemento que o represente. A Figura 4.2 contém a representação esquemática do processo descrito.

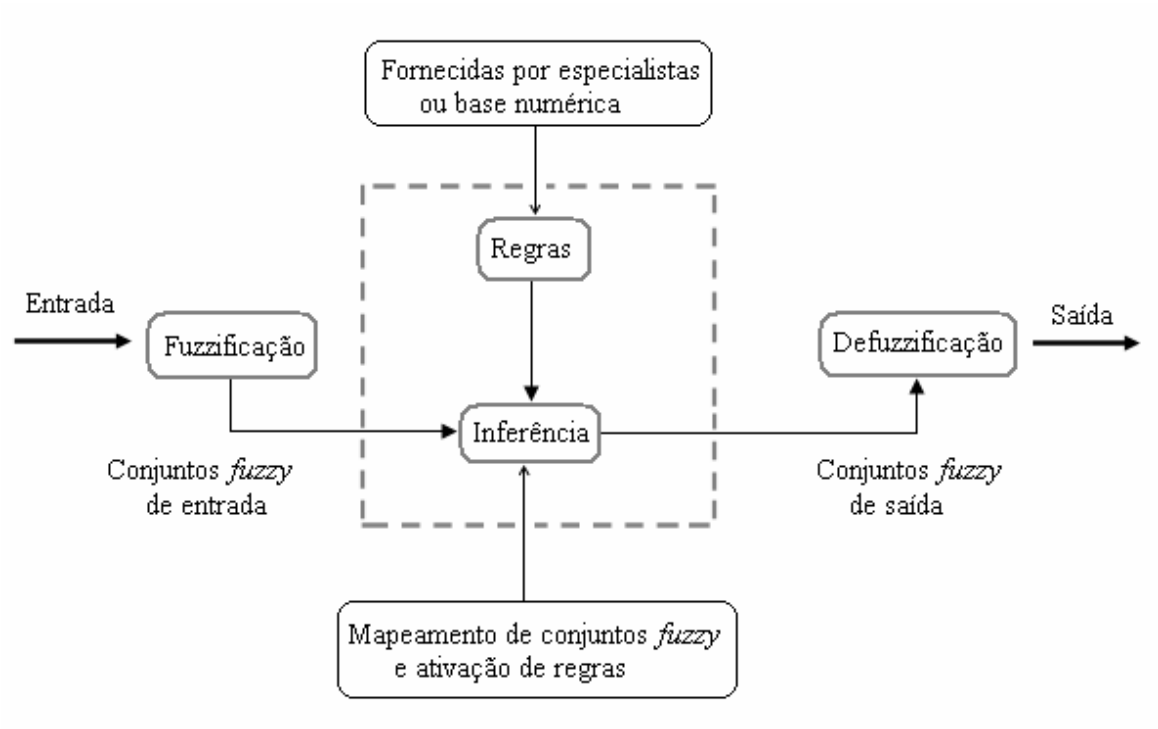


Figura 4.2: Sistema de inferência *fuzzy*.
Fonte: adaptado de Zimmermann (1991).

Há diferentes métodos empregados na defuzzificação. O Quadro 4.3 mostra uma síntese dos principais métodos, com descrição didática e aplicações em Shaw e Simões (1999), Oliveira Jr. (1999), Chen e Pham (2001) e Ross (2004).

Quadro 4.3: Principais métodos de defuzzificação.

Método	*Descrição*
Centróide	A saída precisa é o valor no universo que corresponde ao centro de gravidade do conjunto *fuzzy*
Média dos máximos	A saída precisa é obtida com a média dos elementos extremos no universo que correspondem aos maiores valores da função de pertinência do conjunto *fuzzy* de saída
Máximo	Examina-se o conjunto *fuzzy* de saída e escolhe-se, como valor preciso, o valor no universo da variável de saída para o qual o grau de pertinência é máximo
Altura	Método simples em que o valor no universo que corresponde ao centro de gravidade das funções de pertinência mais comuns é conhecido a priori: a) triangular - corresponde ao ápice do triângulo, b) guassiana - corresponde ao centro da função e c) trapezoidal - corresponde ao ponto médio do suporte. A principal limitação é utilizar somente o centro do suporte da função de pertinência. Assim, qualquer que seja a largura da função de pertinência, obtém-se o mesmo resultado

4.4 Aritmética com números *fuzzy* triangulares

A aritmética *fuzzy* é similar à operação com números intervalares, uma vez que os números *fuzzy* são uma generalização de intervalos de confiança em $\mathbb{R}$ (KAUFMANN; GUPTA, 1991).

Em razão de sua simplicidade as operações algébricas com números *fuzzy* são preferencialmente referidas a números *fuzzy* triangulares. As operações de adição, subtração e de multiplicação por um escalar de NFTs são lineares e resultam em outro NFT. No caso de multiplicação e divisão entre NFTs, os resultados não são necessariamente outro NFT (GIACHETTI; YOUNG, 1997). As operações algébricas fundamentais com dois números *fuzzy* triangulares $\widetilde{A} = (a_1, a_2, a_3)$ e $\widetilde{B} = (b_1, b_2, b_3)$ são definidas conforme abaixo:

i) Adição:

$$\widetilde{A}(+)\widetilde{B} = (a_1 + b_1, a_2 + b_2, a_3 + b_3)$$

ii) Subtração:

$$\widetilde{A}(-)\widetilde{B} = (a_1 - b_3, a_2 - b_2, a_3 - b_1)$$

iii) Produto de um escalar por um NFT:

$\forall\ \kappa \in \mathbb{R}$, se $\kappa > 0$, então $\kappa\widetilde{A} = \kappa(a_1, a_2, a_3) = (\kappa a_1, \kappa a_2, \kappa a_3)$ e, $\forall\ \eta \in \mathbb{R}$, se $\eta > 0$, então

$\eta\,\widetilde{B} = \eta(b_1, b_2, b_3) = (\eta b_1, \eta b_2, \eta b_3)$

iv) Multiplicação:

$$\widetilde{A}(\bullet)\widetilde{B} = [\min(a_1 \bullet b_1, a_1 \bullet b_3, a_3 \bullet b_1, a_3 \bullet b_3), a_2 \bullet b_2, \max(a_1 \bullet b_1, a_1 \bullet b_3, a_3 \bullet b_1, a_3 \bullet b_3)]$$

$$= [(a_1 \bullet b_1, a_2 \bullet b_2, a_3 \bullet b_3)]$$

v) Divisão:

$$\widetilde{A}/\widetilde{B} = [\min(\frac{a_1}{b_1}, \frac{a_1}{b_3}, \frac{a_3}{b_1}, \frac{a_3}{b_3}), \frac{a_2}{b_2}, \max(\frac{a_1}{b_1}, \frac{a_1}{b_3}, \frac{a_3}{b_1}, \frac{a_3}{b_3})] = [(\frac{a_1}{b_3}, \frac{a_2}{b_2}, \frac{a_3}{b_1})]$$

vi) Imagem simétrica:

$$-\widetilde{A} = (-a_3, -a_2, -a_1) \text{ e } -\widetilde{B} = (-b_3, -b_2, -b_1)$$

A Figura 4.3 mostra as operações de adição e subtração entre NFTs. Na Figura 4.4 são mostradas as operações de multiplicação entre NFTs, e de um NFT por um escalar.

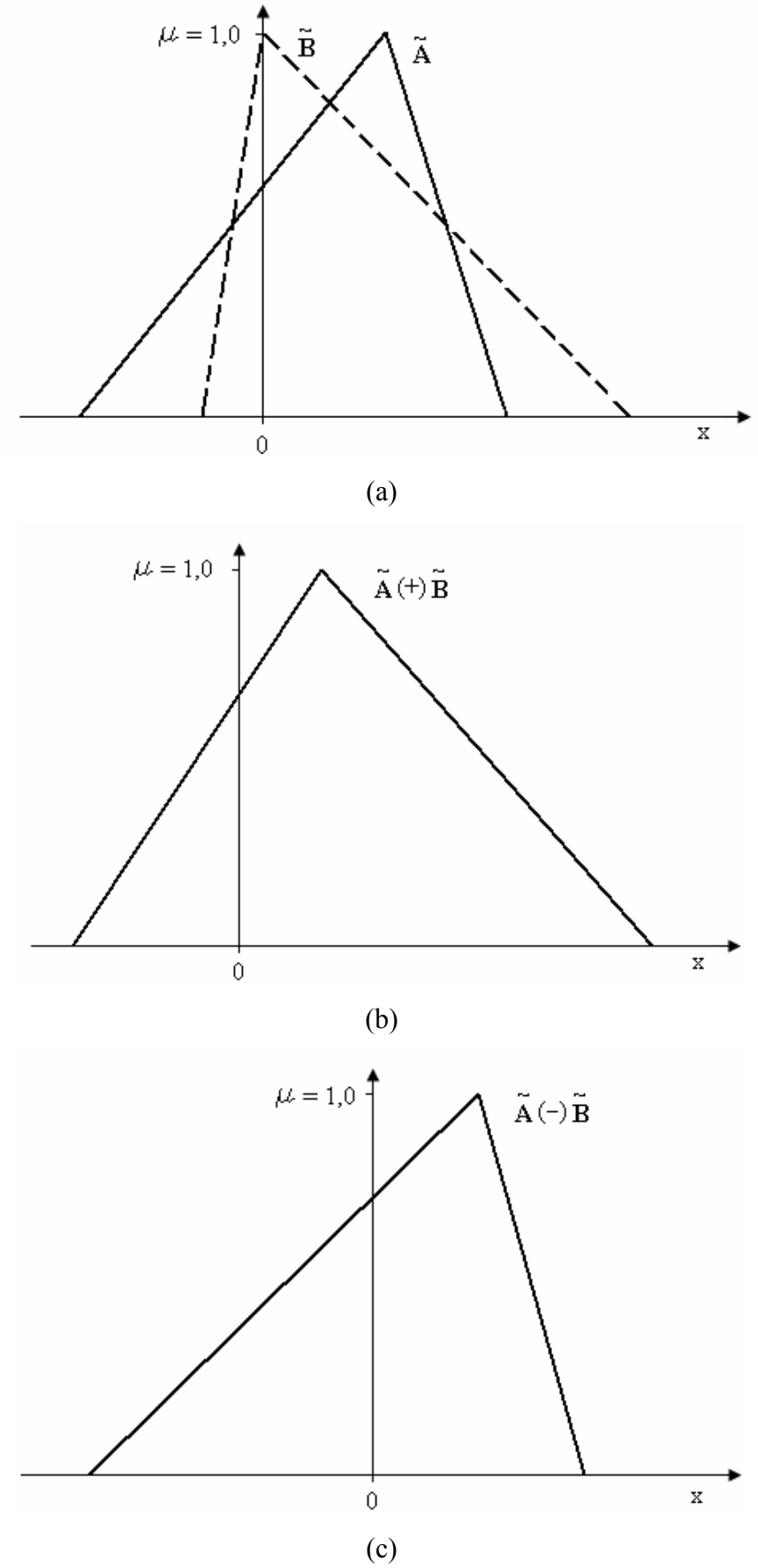
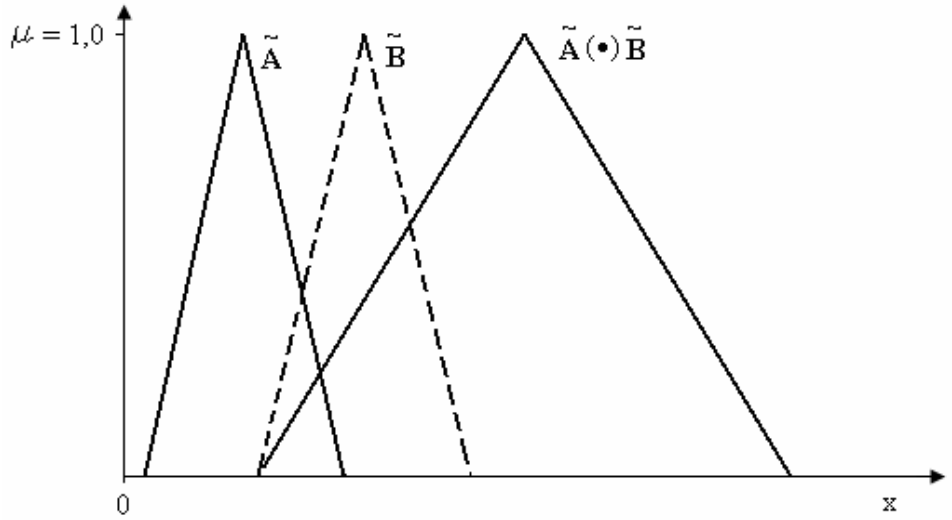
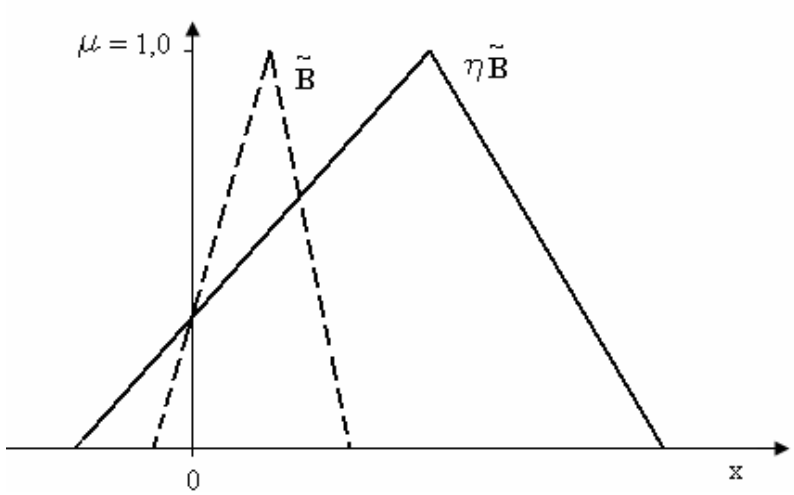


Figura 4.3: Dados os NFTs $\tilde{A}$ e $\tilde{B}$ (a), com adição (b) ($\tilde{A}(+)\tilde{B}$) e subtração (c) ($\tilde{A}(-)\tilde{B}$).



(a)



(b)

Figura 4.4: Multiplicação de dois números *fuzzy* (a) ($\tilde{A}(\bullet)\tilde{B}$) e (b) por um escalar.

4.5 Algumas aplicações da lógica *fuzzy* na Engenharia Ambiental

As aplicações de lógica *fuzzy* em tecnologia ambiental são diversificadas, mas podem ser divididas em: (i) sistemas de apoio à decisão, (ii) inferência de qualidade ambiental, (iii) análise de risco e incertezas, (iv) avaliação de impactos ambientais, e (v) desenvolvimento de recursos destinados ao controle de equipamentos (sistemas computacionais). Os estudos partem em geral de modelos determinísticos e paradigmas de

qualidade, e consideram a construção de cenários através de simulações. Regularmente se impõe uma redução nos modelos, de maneira que os sistemas a serem modelados sejam do tipo caixa-preta ou caixa-cinza. O objetivo principal é simplificar os cálculos computacionais.

Guimarães e Lapa (2007) propõem um sistema *fuzzy* para gradação de riscos operacionais em unidades nucleares para geração de energia. No trabalho um sistema de inferência *fuzzy* é empregado como alternativa e complemento ao processo de avaliação de risco por inspeção tradicionalmente empregado. Os autores tomam como base o processo de envelhecimento dos componentes do equipamento, e como isso afeta a segurança das plantas nucleares como um todo. Trata-se de um enfoque mecanístico que utiliza um conjunto de regras do tipo SE-ENTÃO ("IF-THEN") através de mapeamento, tanto de variáveis de entrada quanto de saída. A partir desse processo os autores determinam um número *fuzzy* de risco prioritário (NFRP) baseado na opinião de especialistas em segurança de plantas nucleares. Os resultados demonstram a viabilidade do sistema proposto para detecção de modos de falha, probabilidades de ocorrência e graus de severidade.

A análise de risco em reatores termonucleares é também objeto do estudo de Zio e Baraldi (2003), que investigam sistemas passivos de refrigeração. Esses dispositivos construtivos são integrados em edifícios, cujo objetivo é contribuir para o aquecimento ou arrefecimento natural. São, portanto, sistemas de controle de temperatura obtido com o auxílio de termopares. No processo a água perde calor para o meio ambiente, por convecção natural, radiação e evaporação. Baseado no modelo teórico, os autores desenvolvem um sistema computacional para controle de sistemas de resfriamento de emergência em usinas termonucleares de nova geração.

O foco principal do estudo é a avaliação da confiabilidade desses sistemas. A investigação considera um estudo de caso, em busca de projetos mais realísticos de condensadores de isolamento térmico. Os parâmetros mais relevantes são identificados por meio de técnicas de análise de sensibilidade. A partir de então um sistema *fuzzy* mapeia com maior eficiência os dados de entrada e saída do sistema. Na avaliação final emprega-se o paradigma de qualidade "satisfatório", com respostas rápidas e acuradas a partir de regras *fuzzy*.

Um modelo de análise de decisão para identificação de áreas poluídas (DAPS - *Decision Analysis of Polluted Sites*), que enseja avaliar o risco imposto à saúde humana, é tema do estudo de Mohamed e Côté (1999). O método considera as concentrações de poluentes presentes no solo e sedimentos dos corpos aquáticos, que possam migrar até a água. A migração inclui uma trajetória que vai até o consumo humano, nas vias de ingestão e

dermal. São faceados diferentes caminhos, com simulação de modelos de transporte de poluentes; em águas subterrâneas, erosão, difusão pelo ar, sedimento, e em suspensão. Os autores demonstram a redução do modelo para tornar possível a resolução do problema com o auxílio da lógica *fuzzy*.

Icaga (2007) apresenta um sistema de números índices para avaliar a qualidade de águas superficiais através da lógica *fuzzy*. No estudo o autor se baseia no sistema tradicional de classificação, com conversão dos números índices de classes em números *fuzzy*, de maneira que os valores das concentrações de diferentes parâmetros de composição são somados com emprego de regras *fuzzy*. Os somatórios dos resultados são por fim defuzzificados com determinação do índice de qualidade da água. O autor demonstra a viabilidade do modelo proposto com aplicação do mesmo em um lago localizado na Turquia.

A avaliação de risco no transporte de materiais perigosos, por via rodoviária em condutos de fluidos, é tratada com lógica *fuzzy* por Bonvicini, Leonelli e Spadoni (1998). O modelo pretende quantificar as incertezas que afetam o risco, sob perspectiva individual e da coletividade. Essas incertezas são parâmetros de entrada em um sistema de avaliação e descritas como números *fuzzy*. Portanto, os cálculos são efetuados com aritmética *fuzzy*. O estudo fornece uma descrição condensada dos fundamentos matemáticos necessários à quantificação do risco. Traz ainda conceitos básicos de lógica *fuzzy* e sua aritmética, com uma explanação de como os dados de entrada de um modelo de avaliação podem ser representados e discutidos como números *fuzzy*. Os autores apresentam uma aplicação com análise de sensibilidade na avaliação de risco no transporte de um gás tóxico. Mostram ainda como as incertezas de entrada afetam as de saída no sistema proposto, ressaltando a importância da necessidade de dados de entrada consistentes para uma avaliação acurada.

Em investigação no Brasil, Malutta (2004) trata do crescente desafio de lidar com a disposição adequada dos resíduos sólidos urbanos. O autor enfatiza que sempre será necessário um aterro sanitário, apesar da existência de técnicas e estratégias para minimização da demanda por área e volume desse equipamento.

No trabalho desenvolvido por Malutta o desempenho de um aterro sanitário deve ser avaliado quanto à sua adequação técnica e ambiental. Para tanto o autor apresenta um modelo de avaliação do sistema de gestão através de lógica *fuzzy*. No estudo são estabelecidas variáveis de entrada fuzzificadas, coletadas através de um *checklist* concebido para aterros em operação. Os resultados obtidos destacam que a metodologia proposta é de fácil compreensão e aplicação pelos gestores. Os achados mostram que os pontos fracos detectados podem sofrer encaminhamento mais rápido de soluções.

No trabalho de Mpimpas, Anagnostopoulos e Ganoulis (2001) a teoria *fuzzy* é aplicada na definição de parâmetros imprecisos na modelagem da poluição de águas. Coeficientes físico-químicos e cargas de fontes poluentes são expressos como números *fuzzy* triangulares. Os autores desenvolvem um algoritmo bidimensional em malha de elementos finitos para solução da equação de advecção-dispersão de poluentes.

O modelo trabalha com dez diferentes variáveis de qualidade de água e considera a discretização temporal em operações intervalares, com estabelecimento da área de influência dos poluentes. A solução algébrica dos sistemas de equações é levada a termo com coeficientes *fuzzy*. O modelo é aplicado em estudo de poluição no golfo de Thermaikos, norte da Grécia. Apesar de uma abordagem aparentemente mais complexa que nos sistemas de inferência, o modelo proposto requer um pequeno número de dados de entrada com simplificação dos cálculos de resposta (*output*). Conclusivamente, a proposta se mostra eficiente e produz resultados confiáveis no que tange aos valores dos parâmetros de qualidade de água, inclusive com resultados discrepantes (*outliers*). É possível perceber a influência das fontes de poluição e dos diferentes parâmetros sobre a concentração e distribuição espacial de cada poluente.

As limitações da visão convencional para definir sustentabilidade de ecossistemas antropizados ou não, através de indicadores como renda da população, biodiversidade e qualidade de água são objetos da discussão de Prato (2005). O trabalho enfatiza que atributos definidores da sustentabilidade podem ser incompatíveis com as incertezas inerentes na avaliação descritiva de ecossistemas. Desta forma, o gestor de um ecossistema não distingue com clareza o *status* de sustentável ou não sustentável simplesmente a partir de atributos. Neste contexto o autor propõe que a lógica *fuzzy* é uma alternativa que pode avaliar melhor o conceito de sustentablidade e levar em conta nuances de distinções de atributos de qualidade ambiental.

A partir de conjuntos ordinários abruptos (*crisp sets*) o autor faz duas proposições de inferência *fuzzy* para qualificar ecossistemas: uma incondicional e outra condicional. O sistema proposto faz a conversão *fuzzy* de atributos e qualificadores probabilísticos, estima a frequência de distribuição dos qualificadores e desenvolve proposições com regras de inferência. O sistema permite ainda avaliar a sensibilidade condicional de alterações nos atributos, com diferentes combinações destes ou mesmo através de simulações estocásticas.

No trabalho de Silvert (2000) são discutidos sistemas convencionais de avaliação da qualidade da água. O autor relata sobre as ambiguidades e imprecisões na interpretação conjunta de parâmetros de qualidade. Uma avaliação sintética *fuzzy* é proposta, com emprego

de uma escala numérica que agrega vários parâmetros de avaliação de qualidade da água. O modelo possibilita inclusive incorporar variáveis subjetivas. A metodologia é ilustrada na avaliação de uma área sujeita ao impacto da atividade de maricultura. Ao final o autor discute os méritos do modelo proposto e enfatiza a utilidade da lógica *fuzzy* na construção de índices ambientais. O estudo apresentado dá continuidade a um artigo anterior de caráter mais teórico (SILVERT, 1997), que trata da classificação de impactos ecológicos com sistemas *fuzzy*.

Chongfu (2002) discute alternativas para lidar com o cômputo de risco de inundações em áreas de produção agrícola, com estudo de caso em Huarong, China. Um destaque do trabalho é a demonstração do uso da lógica *fuzzy* com uma base de dados pequena. O modelo proposto mostra que o risco calculado com base em elementos *fuzzy* é mais confiável que o computado através de histogramas ou estimadores estatísticos, e possibilita uma interpretação subjetiva mais clara.

Um exemplo de aplicação da lógica *fuzzy* em tecnologia de tratamento de águas residuárias é apresentado por Murnleitner, Becker e Delgado (2002). Esses autores apresentam um sistema eletrônico para controle de um reator anaeróbio com dois estágios. O sistema permite predizer o estado biológico do reator frente às flutuações de carga orgânica aplicada e de risco de sobrecarga. As variáveis dependentes no controle do reator são a produção de metano e o pH, para minimizar o risco de acidificação. O sistema proposto possibilita a diminuição do controle analítico.

Tay e Zhang (2000) apresentam um trabalho semelhante, porém, mais elaborado. Os autores propõem um modelo conceitual aplicado a três tipos de reatores anaeróbios (reator anaeróbio de leito fluidizado, UASB e filtro anaeróbio). O sistema permite predizer respostas às perturbações no ambiente dos reatores, com base em flutuações de carga orgânica e de tempo de detenção hidráulica.

Na verdade os dois estudos acima são destinados ao desenvolvimento de dispositivos de automação e controle, para diagnóstico de falhas a partir de dados em tempo real. Enfoques semelhantes são mostrados em outros trabalhos (e.g. MÜLLER et al., 1997; ESTABEN; POLIT; STEYER, 1997; KALKER et al., 1999; POLIT; ESTABEN; LABAT, 2002; MARSILI-LIBELLI; GIUNTI, 2002).

Dos Santos (2008) apresenta em seu trabalho a teoria *fuzzy* aplicada em balanço hidrológico de reservatórios para determinar o risco de falha quanto à garantia de volume utilizável. O balanço tem seus parâmetros principais (tempo de esvaziamento e evaporação) considerados como funções de pertinência, com conversão do modelo geral em modelo *fuzzy*. Isso permite a construção de cenários em forma de funções de pertinências.

Abordagens mais complexas são consideradas a partir da incorporação de variáveis difusas em modelos de transporte de poluentes, com base em equações diferenciais que exigem soluções numéricas. Chagas (2005), por exemplo, enfoca a conjunção da teoria *fuzzy* à solução da equação de difusão advectiva de poluentes. A autora constrói campos de risco *fuzzy* que incorporam graus de incerteza, e intentam avaliar a degradação ambiental em sistemas hidrodinâmicos.

Em campo semelhante, Andrade (2006) desenvolve estudo sobre inundação de planícies de canais naturais em função de parâmetros hidráulicos e hidrológicos das bacias. Semelhante ao trabalho anteriormente mencionado a autora constrói cenários de avaliação das variáveis de controle pertinentes ao escoamento, com determinação do risco *fuzzy* em áreas susceptíveis à inundação durante chuvas intensas. O modelo proposto emprega a teoria *fuzzy* no cômputo de funções de pertinência, demonstrando que a abordagem é eficaz.

Lopes (2009) também se baseia nos princípios de transporte de massa e propõe um modelo tipo DBO/OD através de equações diferenciais *fuzzy*, com representação dos principais parâmetros como funções de pertinência. Isso possibilita a determinação de intervalos de risco com base em simulações, sem exigir grande robustez computacional, se comparada com modelos determinísticos.

5. METODOLOGIA

5.1 Tipo de estudo

O presente estudo é caracterizado como pesquisa aplicada, segundo conceitos de Kerlinger (1980) e Cervo e Bervian (1983). Conceitualmente, a investigação intentou contribuir, para fins teóricos e práticos, sobre o estudo e emprego de lagoas de estabilização como tecnologia de tratamento de esgotos sanitários. Buscaram-se soluções para problemas concretos relativos ao assunto e a consequente transformação destas em resultados.

O trabalho também possui caráter teórico-empírico, pois trata da coleta de dados associada à fundamentação temática, da aritmética *fuzzy*, com vista à explicação científica dos objetivos definidos, conforme explana Vieira (1999). Portanto, quanto à especificidade metodológica, trata-se da aplicação direta de uma teoria, de acordo com Oliveira (2001).

A investigação científica em apreço teve suporte em pesquisa documental e em base bibliográfica. Portanto, envolveu não apenas dados publicados e registrados na literatura, mas também consulta de registros não publicizados, em concordância com os conceitos definidos por Lakatos e Marconi (2003).

5.2 Sistemas de lagoas de estabilização selecionados

Foram selecionadas 14 ETEs do tipo lagoas de estabilização, em escala real, sendo: 6 compostas de lagoa única (i.e. lagoas facultativas primárias - L_{FPs}) e 8 com arranjo de lagoas em série - L_{Ss} (Tabela 5.1). Na seleção consideraram-se, *a priori*, as seguintes condições: diversidade de configurações e de características operacionais, notadamente TDH; e disponibilidade de informações consistentes de projeto e de monitoração.

Os sistemas de lagoas localizam-se na Região Metropolitana de Fortaleza (3º 43' sul; 38º 32' oeste), Ceará, exceto pela série designada L_{S8}, localizada em Natal (5º 53' sul; 35º 10' oeste), no Rio Grande do Norte. Esta última operava com recirculação de vazão de cerca de 30% em relação à afluente, que era encaminhada à entrada da primeira lagoa da série, de acordo com Oliveira et al. (2005). A Tabela 5.2 traz informações relativas às ETEs em apreço, de acordo com os projetos originais.

Conforme já mencionado, os dados foram adquiridos com base em investigação documental. Paralelo a isso, destaca-se que os dados provenientes da Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE) foram obtidos em trabalho de campo realizado pelo autor.

Tabela 5.1: Identificação dos sistemas de lagoas de estabilização do estudo.

Nome da ETE	*Designação*	*Configuração*	*Coordenadas de localização*	*Fonte*
João Paulo II	L_{FP1}	L_{FP}	3º49'19" – 38º31'07"	SEMACE
Nova Metrópole	L_{FP2}	L_{FP}	3º45'55" - 38º39'42"	SEMACE
Jereissati III	L_{FP3}	L_{FP}	3º53'44" – 38º36'13"	SEMACE
Lagamar	L_{FP4}	L_{FP}	3º46'42" - 38º30'26"	SEMACE
Conj. Esperança	L_{FP5}	L_{FP}	3º48'50" - 38º36'10"	SEMACE
Planalto Caucaia	L_{FP6}	L_{FP}	3º44'49" - 38º39'59"	SEMACE
São Cristovão	L_{S1}	$L_A+L_{FS}+L_{MP}+L_{MS}$	3º49'53" - 38º31'42"	SEMACE
Palmeiras	L_{S2}	$L_A+L_{FS}+L_{MP}+L_{MS}$	3º50'29" - 38º31'58"	SEMACE
Tabapuá	L_{S3}	$L_{FP} + L_{MP} + L_{MS}$	3º44'12" - 38º36'37"	SEMACE
Tupã-Mirim	L_{S4}	$L_{FPA}+L_{FS}+L_{MP}+L_{MS}$	3º47'50" - 38º32'44"	SEMACE
Fluminense	L_{S5}	$L_A+L_{FS}+L_{MP}$	3º48'59" - 38º36'06"	SEMACE, Nogueira (1999)
Guadalajara	L_{S6}	$L_A+L_{FS}+L_{MP}+L_{MS}+L_{MT}$	3º45'24" – 38º37'05"	SEMACE
Dias Macedo	L_{S7}	$L_{FP}+L_{MP}+L_{MS}+L_{MT}$	3º47'27" – 38º31'36	SEMACE
Ponta Negra	L_{S8}	$L_{FP}+L_{MP}+L_{MS}$	5º47'42" - 35º12'34"	Abujamra, Ingunza e Brito (2005), Oliveira et al. (2005)

L_{FP} – lagoa facultativa primária; L_A – lagoa anaeróbia; L_{FS} – lagoa facultativa secundária; L_{FPA} – lagoa facultativa parcialmente aerada; L_{MP} – lagoa de maturação primária; L_{MS} - lagoa de maturação secundária, e L_{MT} - lagoa de maturação terciária.

Tabela 5.2: Características operacionais das ETEs do estudo, segundo as premissas de projeto.

Sistema	*TDH (dias)*	*Q afluente (m^3/dia)*	*Área da superfície líquida (m^2)*	*Carga orgânica aplicada*	
				λs (Kg DBO/ha.dia)	λv (g DBO/m^3.dia)
L_{FP1}	26,9	825	13.055	178	10
L_{FP2}	62,4	2.697	84.200	128	6
L_{FP3}	25,7	1.001	16.069	261	16
L_{FP4}	25,0	2.040	30.000	230	14
L_{FP5}	22,3	2.175	26.904	283	16
L_{FP6}	18,8	951	9.950	287	16
L_{S1}	23,2	3.086	40.800	291	17
L_{S2}	20,4	3.495	42.309	372	22
L_{S3}	39,0	540	10.965	156	10
L_{S4}	22,0	870	10.140	330	18
L_{S5}	17,3	736	7.712	344	21
L_{S6}	23,3	303	4.915	277	19
L_{S7}	33,5	375	8.088	209	13
L_{S8}	33,4	5.847	111.818	142	8

Os sistemas acima foram analisados como um todo, levando-se em conta elementos operacionais e o desempenho global, com dados relativos ao esgoto bruto afluente e efluente final.

Nas séries L_{S5} e L_{S8}, descritas na Tabela 5.3, foi empreendida uma análise mais detalhada no que tange à qualidade do efluente de cada lagoa.

Tabela 5.3: Características das lagoas das séries L_{S5} e L_{S8}, com base nas premissas de projeto.

ETE	*Elemento de projeto*	L_A	L_F[a]	L_{MP}	L_{MS}
L_{S5}	Área (m^2)	732	3.515	3.465	-
	Volume (m^3)	2.196	5.275,5	5.197,5	-
	Profundidade (m)	3,0	1,5	1,5	-
	λs (Kg DBO/ha.dia)	3.620	302	153	-
	λv (g DBO/m^3.dia)	121	20	10	-
	TDH (dias)	3,0	7,2	7,1	-
L_{S8}	Área (m^2)	-	55.174	28.038	28.600
	Volume (m^3)	-	110.348	42.057	42.899
	Profundidade (m)	-	2,0	1,5	1,5
	λs (Kg DBO/ha.dia)	-	268	250	237
	λv (g DBO/m^3.dia)	-	13	12	16
	TDH (dias)	-	18,9	7,2	7,3

[a] L_{FS} para a série L_{S5} e L_{FP} para a série L_{S8}.

Fonte: Nogueira (1999); Oliveira et al. (2005).

5.2.1 Parâmetros analíticos de monitoração

Foram considerados os seguintes parâmetros de monitoração nos sistemas de lagoas de estabilização: vazão média diária afluente (Q), temperatura da amostra (Tágua), pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST), oxigênio dissolvido (OD), amônia total (AMT), coliformes termotolerantes (CTm) e ovos de helmintos (oH). No efluente tratado de lagoas contendo biomassa algal, além dos parâmetros já mencionados foram determinadas as parcelas filtradas de DBO e DQO (i.e. DBO_f e DQO_f, respectivamente). Os procedimentos analíticos seguiram os métodos descritos em APHA (1992), exceto para oH (AYRES; MARA, 1996).

As vazões medidas foram referentes ao *status* real de operação dos sistemas de lagoas. Exceto nas séries L_{S6} e L_{S8}, as vazões foram determinadas com base em leitura dos horímetros de registro de funcionamento dos conjuntos motor-bomba, necessários à transferência do esgoto bruto para a ETE. Inicialmente, em cada ETE, o conjunto motor-bomba foi aferido por meio de cubagem. No caso da L_{S6} a vazão foi determinada através de medição na calha Parshall (medidor de regime crítico) na entrada da ETE, pois esta operava inteiramente por gravidade. Na L_{S8} a medição de vazão foi obtida com medidor ultrassônico, conforme descrevem Oliveira et al. (2005).

5.3 Enfoque do estudo – formulação geral

Foram aplicados fundamentos da aritmética *fuzzy* às informações de desempenho de sistemas de lagoas de estabilização, em duas abordagens principais:

a) Índice de concordância *fuzzy* (I_{CF}), e
b) Risco *fuzzy* (R_F).

5.3.1 Índice de concordância *fuzzy* (I_{CF})

A concordância entre números *fuzzy* é uma análise da razão entre as áreas de interseção entre dois números difusos $(\tilde{A} \text{ e } \tilde{H})$, ou entre um difuso e um não difuso $(\tilde{A} \text{ e } H)$ (KAUFMANN; GUPTA, 1991). No último caso, o número não difuso (x) pode ser contínuo em um intervalo definido à esquerda ou à direita, conforme $x \leq H$ ou $x \geq H$, respectivamente. A Figura 5.1 mostra a concordância entre um número *fuzzy* e outro não *fuzzy* contínuo à esquerda.

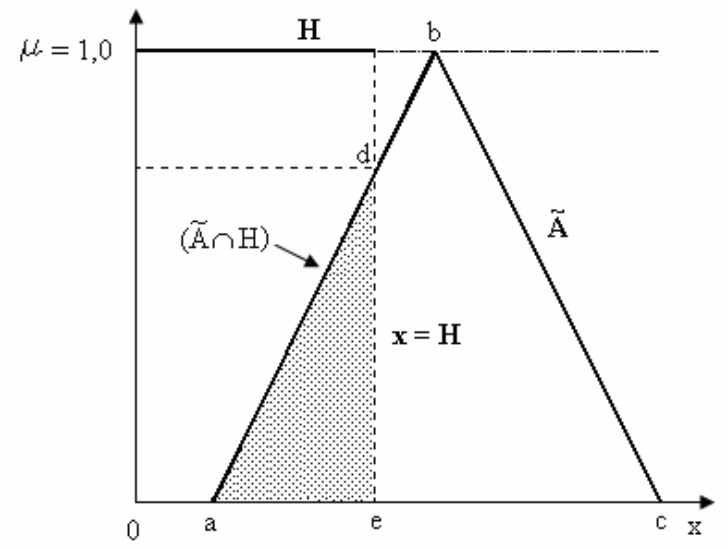


Figura 5.1: Índice de concordância *fuzzy* (I_{CF}) entre um número difuso (Ã) e outro não difuso (H).

A definição do índice de concordância *fuzzy* (I_{CF}) é dada pela expressão da equação 5.1. Com base na figura anterior, o computo de I_{CF} é dado pela equação 5.2.

$$I_{CF}\ (\widetilde{A}, H) = \left[\frac{(\text{Área } \widetilde{A} \cap H)}{(\text{Área } \widetilde{A})} \right] \in [0,1] \tag{5.1}$$

$$I_{CF}\ (\widetilde{A}, H) = \frac{\text{Área } \Delta \text{ ade}}{\text{Área } \Delta \text{ abc}} \tag{5.2}$$

A interpretação do I_{CF} tratou de verificar o quanto os resultados obtidos para um determinado parâmetro operacional ou analítico dos sistemas de lagoas satisfez as premissas de projeto ou valores de concepção. Os parâmetros avaliados inicialmente foram o TDH e a carga orgânica a ser tratada ($\lambda = Q_xCo$) nos sistemas de lagoas. Esses parâmetros foram admitidos como números difusos e comparados em relação às premissas de projeto (TDH_{pj} e λ_{pj}) como números não difusos. Em tal caso admitiu-se uma dilação (DL, alargamento) simétrica do TDH e de λ reais (efetivos). Assim, o suporte destes $\widetilde{TDH}$ e $\widetilde{\lambda}$ variou de 0,2μ a 1,8μ (80% em relação ao valor mais provável). A variação em questão considerou hipoteticamente a variação que ocorre nas vazões e carga orgânica que afluem às ETEs, conforme sugere a literatura (e.g. METCALF & EDDY, 2003; MARA, 2004).

O cômputo de I_{CF} foi estendido ao conteúdo dos efluentes tratados. Os resultados das concentrações de poluentes obtidos da monitoração compunham NFTs e foram cotejados em relação ao limites estabelecidos na norma ambiental, considerados números ordinários. Os parâmetros e valores limites, mostrados entre parênteses, foram: pH (7,50 a 10,0 unidades), SST (150 mg/L), DBO e DBO_f (60 mg/L), DQO e DQO_f (200 mg/L), OD (3,0 mg/L), CTm (até o log de $5x10^3$ células/100 mL), $CTm_{reúso}$ (até o log de $1x10^3$ células/100 mL), oH (até 1 ovo/L) e AMT (20 mg N/L). Os parâmetros em apreço foram referentes à Portaria 154/02 (SEMACE, 2002), exceto pela amônia total que foi referida com base na resolução CONAMA 357/05.

5.3.2 Risco *fuzzy* (R_F) em sistemas de lagoas de estabilização

O desempenho de um sistema de lagoa de estabilização depende das condições operacionais reais em relação às premissas de projeto, notadamente vazão afluente (Q) e concentração afluente dos poluentes (Co). Ao mesmo tempo, variações ambientais,

principalmente de clima, temperatura mais especificamente, implicam em alterações no funcionamento da lagoa.

A combinação dos parâmetros acima são determinantes da performance global das ETEs de lagoas. Quando as cargas afluentes apresentam valores acima daqueles definidos em projeto, o sistema pode exibir remoções de poluentes abaixo do esperado, inclusive com transgressão de normas ambientais. Além disso, o desempenho do sistema é um elemento idealizado e, muitas vezes, não equivale à realidade, pois não é possível se observar todas as condições previstas para o funcionamento ótimo de lagoas de estabilização.

Face ao exposto, a determinação da confiabilidade de um sistema de lagoas de estabilização verifica se a solicitação (S) imposta alcançou a capacidade (W) para a qual este foi projetado. Isso diz respeito tanto às condições de operação quanto ao desempenho. Rausand e Høyland (2004) destacam que a probabilidade de falha de um sistema qualquer corresponde à interseção entre S e W. Os autores ressaltam ainda que, visto como fenômeno de causa e efeito, a correlação entre variáveis é importante para determinação da confiabilidade do sistema. A Figura 5.2 ilustra a situação referida para S e W.

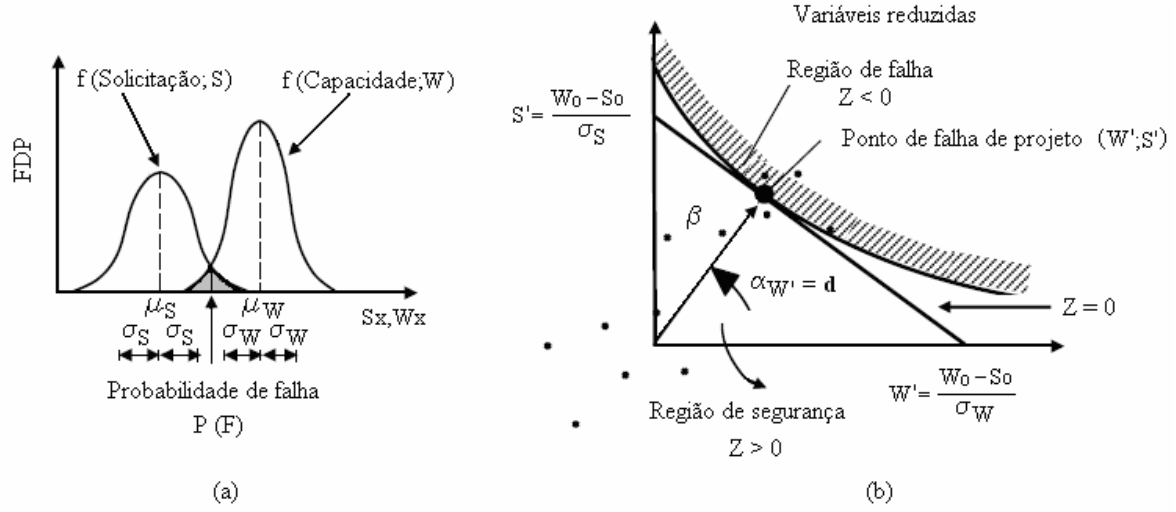


Figura 5.2: Confiabilidade com base na função densidade de probabilidade (FDP) da solicitação (S) e da capacidade (W) (a), e definição das regiões de falha, de segurança e do ponto de falha com variáveis reduzidas (i.e. normalizadas) (b).

A figura anterior mostra que quando Z = [W – S] < 0 ocorre falha no funcionamento da estrutura. Para as normalizações de S e W é definida uma distância ($d = \alpha_{W'}$) que equivale ao índice de confiabilidade (I_C) do equipamento (equação 5.4). A distância calculada significa quanto os desvios padrões (σ) de S e W estão distantes do estado limite de falha, quando Z = 0.

$$I_C = \beta = \frac{\mu_W - \mu_S}{\sqrt{\sigma_W^2 + \sigma_S^2}} = \frac{\mu_Z}{\sigma_Z} \tag{5.4}$$

A probabilidade de ocorrência de uma solicitação segura corresponderá então à área da normal reduzida, conforme:

$$P[Z > 0] = \Phi = Z + 0{,}5 \tag{5.5}$$

Por obversão, o risco ou probabilidade de falha é dado por:

$$P[Z < 0] = K = 1 - \Phi(\beta) \tag{5.6}$$

O risco acima descrito é do tipo probabilístico. Entretanto, para propósito do presente trabalho o risco foi descrito por conjuntos difusos. Assim, o risco é representado por um número difuso $\tilde{Z}$, conforme uma função marginal (equação 5.7).

$$\tilde{Z} = \tilde{W} - \tilde{S} \tag{5.7}$$

O número difuso aqui tratado foi triangular (NFT), preferido em razão de sua simplicidade (KAUFMANN; GUPTA, 1991; KLIR; YUAN, 1995). Nesta forma foram admitidos três valores: mínimo (mín. → μ = 0), máximo (máx. → μ = 0) e mais provável (mpv. → μ = 1). Para os números *fuzzy* triangulares (NFTs), $\tilde{W}$ e $\tilde{S}$, a equação anterior é expressa como:

$$\tilde{W}(-)\tilde{S} = (w_1 - s_3, w_2 - s_2, w_3 - s_1) \tag{5.8}$$

A Figura 5.3 mostra a representação descrita, de acordo com Ganoulis (1994). Assim como as variáveis que a compõem, a função marginal de risco *fuzzy* ($\tilde{Z}$) tem seus valores de pertinência (μ_Z) correspondentes.

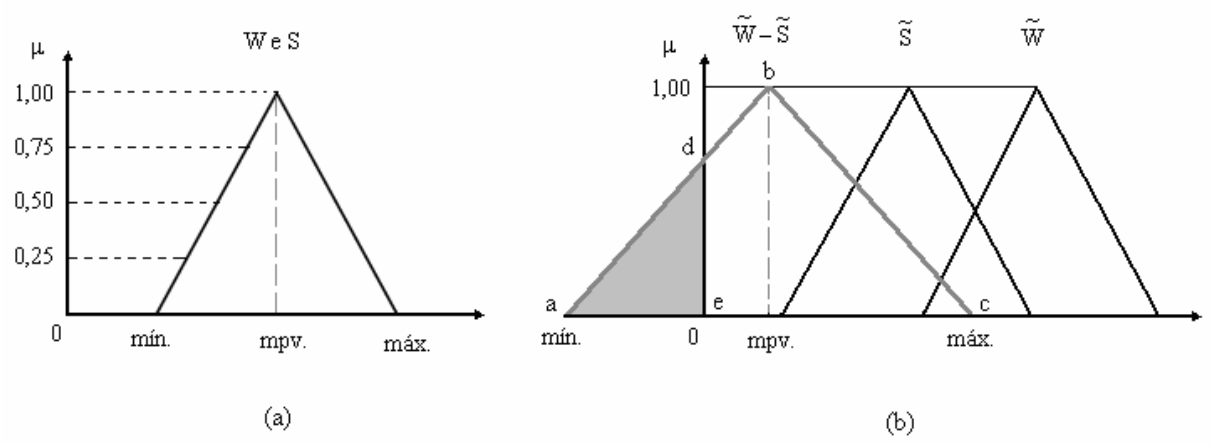


Figura 5.3: Número *fuzzy* triangular (a) e função de risco marginal ($\tilde{Z}$) como variável difusa (b).

Na figura anterior o item (b) mostra que o risco *fuzzy* (R_F) é dado por:

$$R_F = \frac{\text{Área de } Z < 0}{\text{Área total de } Z} = \frac{\text{Área } \Delta \text{ ade}}{\text{Área } \Delta \text{ abc}} = \frac{\int_{Z<0} \mu_z dz}{\int_{Z} \mu_z dz} \tag{5.9}$$

O risco difuso (R_F) tem complemento, a confiabilidade ou garantia, que é também um número difuso. Assim, a confiabilidade *fuzzy* (C_F) é definida por:

$$C_F = \frac{\int_{Z>0} \mu_z dz}{\int_{Z} \mu_z dz} \tag{5.10}$$

A análise de risco difuso sobre a capacidade dos sistemas de lagoas foi estendida à qualidade do efluente tratado e, portanto, ao rendimento esperado para as ETEs. Assim, o risco *fuzzy* foi endereçado não apenas aos limites de projeto, mas também à avaliação do desempenho operacional das lagoas. Tratou-se então da definição de critérios e objetivos concernentes à qualidade do efluente tratado. O cômputo deste R_F pôde ser verificado a partir do desempenho real dos sistemas de lagoas. A representação da Figura 5.4 enseja a visão geral empreendida no estudo, com base em números difusos afluentes e efluentes, implicando outros números difusos do próprio sistema.

Figura 5.4: Representação de números difusos afluentes (a) e efluentes (b) em sistemas de lagoas de estabilização.

Neste estudo o risco *fuzzy* foi considerado em três momentos, nomeados conforme:

1) Risco *fuzzy* de sobrecarga;
2) Risco *fuzzy* no desempenho operacional, e
3) Risco *fuzzy* na violação de normas ambientais.

Risco *fuzzy* de sobrecarga

Em concordância com o que foi exposto anteriormente, o risco de sobrecarga operacional em lagoas de estabilização pode ocorrer em duas circunstâncias: 1) quando a carga orgânica aplicada (λ, superficial ou volumétrica) for maior que a de projeto e 2) quando TDH for menor que o $TDH_{mínimo}$ ou de projeto.

Efetuou-se inicialmente o cálculo do risco *fuzzy* referente às cargas orgânicas aplicadas de projeto (λs_{pj} e λv_{pj}). Estas foram cotejadas com as cargas efetivas (reais) das ETEs, admitidas como números difusos. Para a carga de projeto foram consideradas as seguintes possibilidades: a) λs_{pj} e λv_{pj} seriam números não difusos (números ordinários); e, b) λs_{pj} e λv_{pj} seriam NFTs com dilações (alargamentos) em que $w_1 = 0{,}2\mu$, $w_2 = \mu$ e $w_3 = 1{,}8\mu$.

O risco difuso foi obtido com a subtração dos valores de projeto pelos de λs_{ETE} e λv_{ETE}. O suporte destas cargas também variou de $0{,}2\mu$ a $1{,}8\mu$ (80% em relação ao valor mais provável), representadas por números difusos triangulares simétricos. Assim, as áreas constituídas de valores de abscissas negativos, quando pertinentes, corresponderam ao grau de

falha *fuzzy*. Na verdade, tratou-se do intervalo total de tempo em que a ETE operou com valores acima da carga média de projeto.

No caso do TDH_{ETE} a função marginal de risco *fuzzy* admitiu as mesmas condições consideradas para as cargas orgânicas aplicadas. Portanto, o risco *fuzzy* correspondeu aos valores em que as ETEs operaram com TDHs inferiores aos estabelecidos em projeto (fixos ou com dilação). As equações 5.11 a 5.13 representam as funções marginais de desempenho ($\tilde{Z}$) em relação ao TDH e carga orgânica.

$$\tilde{Z} = \left[\tilde{\lambda}s_{pj} - \tilde{\lambda}s_{ETE}\right] \tag{5.11}$$

$$\tilde{Z} = \left[\tilde{\lambda}v_{pj} - \tilde{\lambda}v_{ETE}\right] \tag{5.12}$$

$$\tilde{Z} = \left[\tilde{TDH}_{pj} - \tilde{TDH}_{ETE}\right] \tag{5.13}$$

Risco *fuzzy* no desempenho operacional

Já foi relatado que o desempenho de um sistema de lagoas de estabilização corresponde à remoção de poluentes, seja como função de transferência (C/Co), eficiência (E%) ou taxa de remoção (λr, superficial ou volumétrica). Há, *a priori*, um desempenho esperado, conforme revela a literatura (e.g. DOS SANTOS, 2007; MARA, 2004; VON SPERLING, 2002).

O risco *fuzzy* para o desempenho operacional dos sistemas de lagoa de estabilização considerou a conversão das equações fundamentais sobre remoção de poluentes em funções marginais de risco *fuzzy*. Assim, a equação 5.14, que representa a função marginal de risco fuzzy para a fração de transferência, equivale à equação 5.15.

$$\tilde{Z} = \left[\frac{\tilde{C}_{projeto}}{\tilde{Co}_{projeto}} - \frac{\tilde{C}_{efetiva}}{\tilde{Co}_{efetiva}}\right] \tag{5.14}$$

$$\tilde{Z} = \tilde{E}\%_{projeto} - \tilde{E}\%_{efetiva} \tag{5.15}$$

O cálculo do risco *fuzzy* no desempenho dos sistemas de lagoas do estudo admitiu uma margem de variação para que as variáveis de análise fossem interpretadas como conjuntos difusos esperados. Os parâmetros considerados e a composição dos respectivos NFTs foram: DBO (70, 75, 80), DBO_f (80, 85, 90), DQO (60, 65, 70), SST (65, 70, 75) e AMT (15, 20, 25). Os valores em parênteses são expressos em percentual de remoção esperada, compondo o suporte de cada parâmetro.

Risco *fuzzy* na violação de normas ambientais

Exige-se atendimento a padrões cada vez mais rigorosos nos equipamentos de tecnologia ambiental, à medida que evoluem as normas regulatórias. Ao mesmo tempo, Chang (1995) ressalta que a detecção de não conformidades, com violações de norma, costuma ser ineficiente e difícil, apesar de esforços crescentes a respeito. Em geral o controle nos corpos aquáticos é feito nos locais de jusante de despejo. Champely e Doledec (1997) destacam a dificuldade na separação entre variações naturais, de ordem sazonal, daquelas resultantes dos incrementos humanos na ocupação espacial nas bacias.

Em retroanálise, o controle sobre eventuais violações de normas ambientais recai então sobre as contribuições poluentes provenientes das ETEs. Importa, por outro lado, estabelecer um nível de falha aceitável em relação aos valores estipulados nos documentos regulatórios. Há que se admitir ainda a possibilidade de resultados irrealísticos, ou que resultem em elevada incerteza, representados por "outliers" (valores discrepantes). É necessário estabelecer algum tipo de censura a tais valores, retornando ao desafio da análise estatística.

No Brasil, a Agência Nacional de Águas (ANA, 2002) sugere a combinação de níveis de remoção de poluentes para classificar o desempenho de ETEs. Este enfoque pretende graduar as tecnologias empregadas, como recurso de avaliação do impacto de despejos pontuais nos corpos hídricos superficiais do país. Entretanto, o controle é feito com base no estabelecimento de valores máximos permitidos, combinados ou não com remoção mínima esperada, conforme sumariza Oliveira (2006). Em termos *fuzzy*, e considerando certo grau de tolerância, o risco difuso de não conformidade com padrões de remoção ou valores normativos pode ser representado de acordo com as Figuras 5.5 e 5.6.

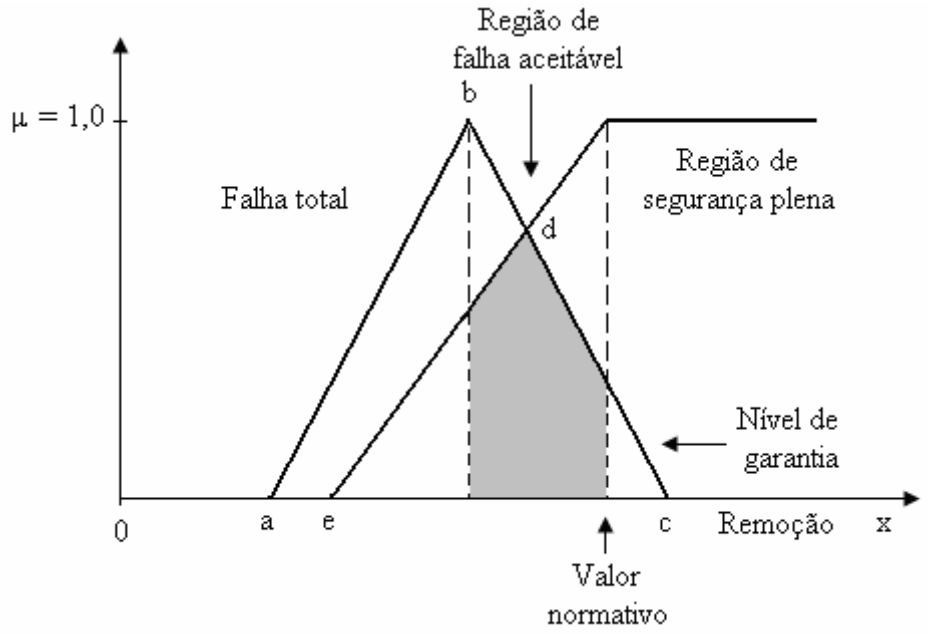


Figura 5.5: Interseção de tolerância *fuzzy* e nível de garantia em relação à expectativa de desempenho na remoção de poluentes em uma ETE.

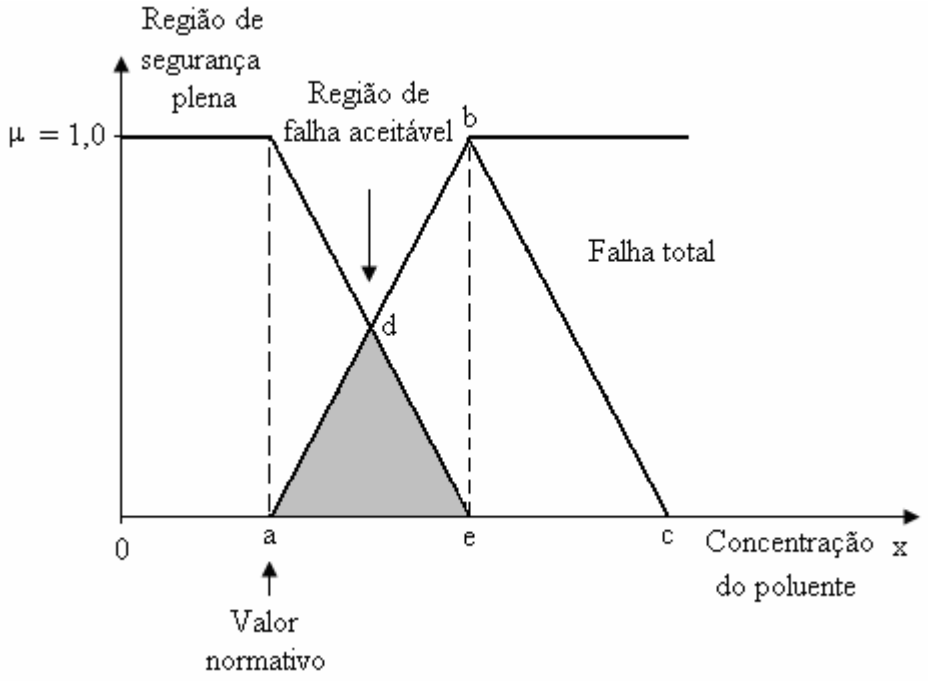


Figura 5.6: Interseção de tolerância *fuzzy* e nível de garantia em relação à expectativa da concentração de um poluente no efluente de uma ETE.

Num olhar inicial, as figuras anteriores se assemelham ao índice de concordância entre números difusos (I_{CF}). Neste caso, porém, os valores normativos possuem graus de variação, e são também números *fuzzy*. Tais representações são semelhantes ao conceito de

números *fuzzy* L-R ("left-right") propostos por Dubois e Prade (1980) apud Kaufmann e Gupta (1991). Isso torna o cálculo do risco *fuzzy* uma tarefa um pouco mais laboriosa, pois é necessário estabelecer uma função monotônica que represente o incremento ou o decréscimo do número *fuzzy*, à esquerda ou direita, respectivamente.

Como o intuito do presente trabalho foi apresentar um enfoque mais objetivo sobre a aplicação da teoria do risco difuso em sistemas de lagoas de estabilização, optou-se, mais uma vez, pelo emprego de NFTs para representar os valores da norma ambiental [$\tilde{N} = (n_1, n_2, n_3)$]. A função de risco *fuzzy* marginal ($\tilde{Z}$) empregada foi similar àquelas propostas até aqui. Definiu-se assim uma margem de falha aceitável para os parâmetros analisados.

Foi estabelecido que o valor determinado em norma (N) seria o limite inferior (n_1) do suporte de um NFT simétrico, levando-se em conta que os procedimentos analíticos também apresentam incertezas na recuperação da informação como erro de reprodutibilidade. Em razão disso, admitiu-se, em princípio, que o valor mais provável do NFT (n_2, $\mu = 1{,}0$) e o limite à direita do suporte do NFT (n_3, $\mu = 0$), sofreriam incrementos reais de 10 e 20%, respectivamente, em relação ao limite estabelecido na norma. Assim, a tolerância de até 20% acima do valor estabelecido pela norma ambiental foi considerada nos parâmetros SST, DBO, DBO_f, DQO, DQO_f e AMT.

Para CTm e oH foi admitida uma tolerância de até 100% de variação em razão da variabilidade e incerteza próprias na determinação destes parâmetros, aplicados tanto aos limites para despejo quanto para reúso. Optou-se ainda por discretizar as concentrações de CTm em logaritmos de base 10, de acordo com o que sugere von Sperling (2007).

No caso de valores mínimos aceitáveis, como no OD, foram computados decréscimos de 10 e 20%, de forma que n_3 representasse o limite mínimo da norma. Para o pH foi considerada a faixa de variação definida na norma ambiental, com n_2 (valor mais provável) correspondendo à média do intervalo.

A composição dos NFTs do conteúdo dos efluentes tratados (i.e. concentração) considerou valores médios para o mpv. ($\mu = 1{,}0$) com suporte na faixa de variação observada na monitoração. Os parâmetros e a composição dos NFTs da norma ambiental para o cálculo do risco difuso foram: pH (7,50, 8,75, 10,00), OD (2,4, 2,7, 3,0), SST (150, 165, 180), DBO e DBO_f (60, 66, 72), DQO e DQO_f (200, 220, 240), AMT (20, 22, 24), CTm (5.000, 7.500, 10.000), $CTm_{reúso}$ (1.000, 1.500, 2.000) e oH (1, 1,5, 2). Exceto para as concentrações de amônia total, baseadas na CONAMA 357/05, os demais parâmetros tomaram como referência

a Portaria 154/02 da SEMACE. Paralelamente, foram considerados os limites de matéria orgânica [DBO_{fCEC} (25, 27,5, 30) e DQO_{fCEC} (125, 137,5, 150)] estabelecidas pela diretriz da Comunidade Econômica Européia (CEC, 1991). A Figura 5.7 mostra a abordagem proposta para a função marginal de risco *fuzzy* ($\tilde{Z} = \tilde{N} - \tilde{A}$), em que $\tilde{N}$ é o NFT da norma e $\tilde{A}$ o conteúdo dos efluentes das lagoas.

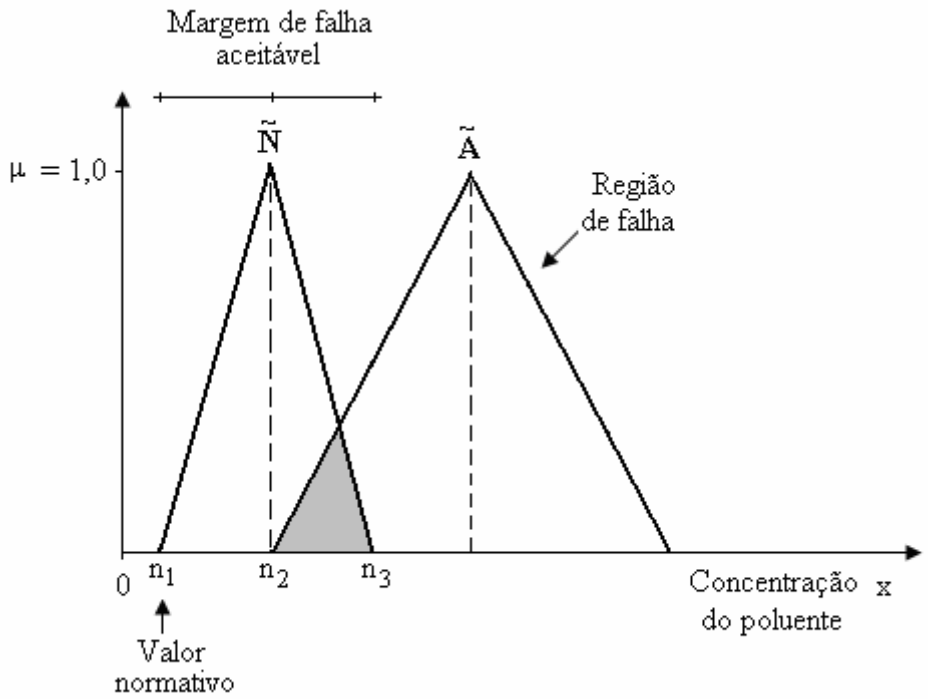


Figura 5.7: Números difusos para cálculo do risco *fuzzy* a partir dos números difusos da norma ambiental e da concentração de um poluente no efluente de um sistema de lagoas de estabilização.

5.3.3 Um olhar *fuzzy* sobre as séries L_{S5} e L_{S8}

Em cada lagoa das séries L_{S5} e L_{S8} foram determinados os valores de I_{CF} e R_F em relação ao conteúdo de seus efluentes, de acordo com os NFTs definidos para os valores da norma ambiental. Esta abordagem tencionou observar o comportamento de I_{CF} e R_F ao longo das séries.

Complementarmente foi discutida a variação das taxas de remoção superficial de poluentes nas lagoas como conjuntos difusos. Para efeito de discussão foram computados os NFTs de remoções de DBO e AMT, conforme a equação 5.16. Para as variações de vazão foi

considerado suporte de conjunto *fuzzy* já descrito, enquanto para as concentrações (afluente e efluente de cada lagoa) foram utilizados os resultados da monitoração.

$$\tilde{\lambda}r = \tilde{Q}.\left[\frac{\tilde{C}o - \tilde{C}}{A_L}\right] \tag{5.16}$$

5.4 Técnica de integração numérica empregada

Os cálculos do índice de concordância e do risco *fuzzy* exigiram a determinação das áreas dos números *fuzzy* resultantes das operações. Uma vez que em muitas situações é difícil dispor de uma função para cada reta componente dos NFTs, empregou-se então uma técnica de integração numérica tipo Newton-Cotes. Optou-se pelo Método do Trapézio, em razão de sua simplicidade, que parte do cálculo diferencial e integral, dada uma função f(x) contínua em um intervalo [a, b], obtendo-se:

$$\int_a^b f(x)dx = F(a) - F(b) \tag{5.17}$$

Em que: $F'(x) = f(x)$, e a interpretação da integral é a área sob o gráfico da função (Figura 5.8).

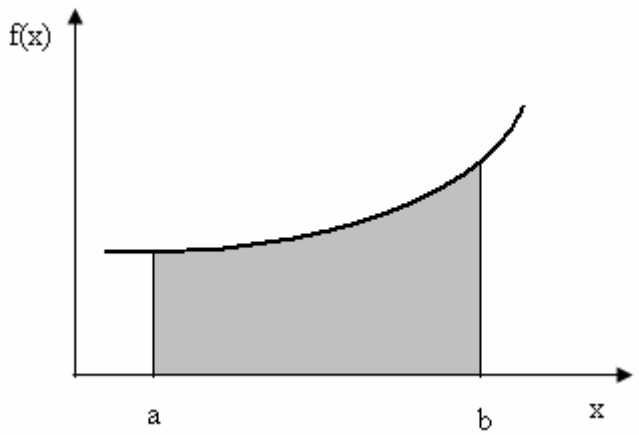


Figura 5.8: Área de integração no intervalo [a, b] sob a função f(x).

Na regra, a função a ser integrada é aproximada por um polinômio interpolador de ordem 1, que requer dois pontos para a interpolação, em que $[x_0, x_n] = [a, b]$. Tem-se assim uma expressão aproximada conforme a equação 5.18, que representa a área de um trapézio.

$$A = \int_a^b f(x)dx \approx h\left[f(x_0) + \frac{f(x_1) - f(x_0)}{2}\right] = \frac{h}{2}\left[f(x_0) + f(x_1)\right] \qquad (5.18)$$

Em que: $A = \frac{(\text{Base maior} + \text{Base menor}).\text{Altura}}{2} = \frac{h}{2}\left[f(x_0) + f(x_1)\right]$, a Base menor é $f(x_0)$, a Base maior é $f(x_1)$ e a Altura é $(x_1 - x_0) = h$.

Para incrementar a aproximação e assim minimizar o erro por truncamento, pode-se subdividir o intervalo [a, b] de integração em n subintervalos de amplitude h. Aplicou-se então a regra em cada subintervalo, como pode ser visto na representação da Figura 5.9. Fundamentação e demonstrações mais detalhadas desta técnica podem ser encontradas em Hoffman (2001), Larsen (2002) e Burden e Faires (2003).

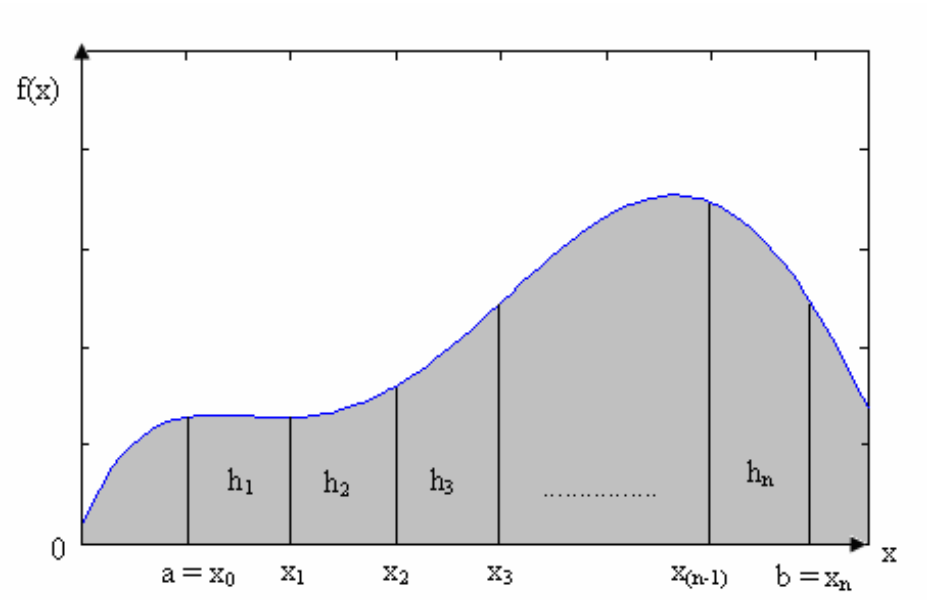


Figura 5.9: Representação gráfica da técnica de integração pelo Método do Trapézio.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Síntese dos dados compilados

Previamente à aplicação da metodologia proposta é relevante apresentar os dados compilados e tabulados, mostrados em síntese estatística no Apêndice A. No referido apêndice, nas Tabelas A.1 a A.4, são apresentados os resumos de estatística descritiva dos esgotos afluentes às ETEs. Algumas ETEs não dispunham de todos os dados de monitoração, notadamente CTm e oH.

A ausência de dados de CTm e oH pode ser justificada pela maior demanda de tempo e complexidade nas análises, principalmente no caso de helmintos. Destaca-se ainda que os recursos técnicos e humanos nem sempre estiveram disponíveis para tal. A despeito disso, os resultados corresponderam às características reais do esgoto doméstico na região, em concordância com achados de da Silva e Bezerra (2005). Resultados parciais concernentes ao esgoto bruto afluente às ETEs foram apresentados previamente em da Silva et al. (2009).

A caracterização dos afluentes às ETEs pode ainda ser considerada a partir de dados agrupados, conforme mostrado na Tabela 6.1. Quanto a isso a literatura traz informações consistentes sobre a composição de esgotos domésticos (e.g. MARA, 1976; QASIM, 1986; METCALF & EDDY, 2003), e sugere não haver diferenças notáveis na caracterização do esgoto doméstico do presente estudo.

A Tabela 6.2 mostra o real *status* operacional das ETEs de lagoas do estudo, e praticamente todas comportariam novas ligações. Campos e von Sperling (1996) ressaltam que a renda familiar influencia o consumo de água e a contribuição *per capita* de esgotos. Portanto, provavelmente o baixo consumo de água causou redução nas vazões de esgotos afluentes. Isto produziu nas lagoas TDHs maiores e cargas orgânicas afluentes menores, comparadas às de projeto. Ao mesmo tempo, o menor consumo de água provocou também

redução na diluição dos poluentes constituintes do esgoto doméstico, tornando-o um pouco mais concentrado. Este é o caso das ETEs em apreço, com exceção da L_{S8}, que atendeu uma parcela de população de classes média e alta. É possível ainda que algumas ligações à rede coletora não tenham sido efetivadas, com redução da vazão contribuinte às ETEs.

Tabela 6.1: Características do esgoto doméstico nas ETEs de lagoas de estabilização do estudo (dados agrupados).

Parâmetro	***Descritor estatístico***				
	Média	Mediana	Média Geométrica	Variação	σ
pH (unidade)	7,14	7,14	7,13	5,76 – 8,78	0,30
DBO (mg/L)	385	367	355	80 – 2.030	172
DQO (mg/L)	696	661	639	139 – 3.712	326
SST (mg/L)	284	254	247	37 – 1.562	164
AMT (mg N/L)	36,55	36,70	36,08	17,01 – 54,29	5,66
CTm (células/100 mL)	7,5E+7	4,1E+7	3,1E+7	1,4E+5 – 9,0E+8	1,2E+08
oH (ovos/L)	782	833	685	111 – 1.480	327

Os resumos de estatística descritiva dos efluentes finais das ETEs são apresentados também no Apêndice A (Tabelas A.5 a A.8). A contagem de oH nos efluentes finais foi < 1,0 ovo/L, na prática, nula. Na série L_{S8} não houve determinação de oH. Entretanto, pode-se assumir que a contagem no efluente final foi igual a zero, pois o TDH da ETE foi ≥ 30 dias, conforme mostra a Tabela 6.2.

Nas Tabelas A.9 e A.10 do apêndice os resumos são referentes aos afluentes/efluentes de cada lagoa da série L_{S5}, enquanto nas Tabelas A.11 e A.12 os resultados dizem respeito às lagoas da série L_{S8}.

As temperaturas das amostras de esgotos - bruto e tratado - do estudo foram bastante homogêneas. Nas ETEs localizadas na Região Metropolitana de Fortaleza (todas as L_{FPS} e séries L_{S1} a L_{S7}) a temperatura média no esgoto bruto foi de 29,9º C (25,5 a 33,0º C). Nos efluentes tratados foi de 29,4º C (23,0 a 33,0º C). Na série L_{S8}, localizada em Natal, Rio Grande do Norte, as temperaturas foram semelhantes, com média de 29,0º C no esgoto bruto e 28,0º C nos efluentes das lagoas (ver ABUJAMRA; INGUNZA; BRITO, 2005; OLIVEIRA et al., 2005).

Os valores de temperaturas registradas corresponderam ao perfil climático da região como um todo, conforme descrito por Magalhães e Rebouças (1987). Brandão (1995)

destaca que a RMF pode apresentar picos de máximas de até 38,0º C, baixa nebulosidade e insolação de cerca de 2.650 horas/ano, que constituem particularidade do clima local, e se assemelha ao que relata Saraiva (2007) em seu trabalho sobre a L_{S8}.

Tabela 6.2: Características operacionais reais das ETEs de lagoas do estudo.

ETE	*Q* *(m³/dia)*	*TDH* *(dias)*	λs_{DBO} *(Kg DBO/ha.dia)*	λs_{DQO} *(Kg DQO/ha.dia)*	λv_{DBO} *(g DBO/m³.dia)*	λv_{DQO} *(g DQO/m³.dia)*
L_{FP1}	428,0	51,9	102	165	6,0	9,7
L_{FP2}	2.630,3	64,0	124	211	6,2	10,6
L_{FP3}	318,5	80,8	76	144	4,7	9,0
L_{FP4}	2.025,0	25,2	256	446	15,0	26,2
L_{FP5}	1.102,0	44,0	135	264	7,5	14,6
L_{FP6}	128,0	139,7	58	106	3,2	5,9
L_{S1}	1.560,5	45,9	157	313	8,9	17,8
L_{S2}	2.159,7	33,0	179	341	10,6	20,3
L_{S3}	240,0	87,8	77	146	4,0	7,6
L_{S4}	434,8	44,0	149	254	7,9	13,4
L_{S5}	371,5	34,3	288	479	17,4	29,0
L_{S6}	151,7	46,5	120	243	8,3	16,9
L_{S7}	188,3	66,7	90	174	5,8	11,2
L_{S8}	6.110,0	32,0	167	309	9,5	17,7

Na Tabela 6.3 são mostradas as remoções médias de poluentes nas ETEs. O desempenho foi compatível com os resultados de estudos pretéritos (DA SILVA et al., 2009; DA SILVA; DE SOUZA; ARAÚJO, 2010). As remoções médias de DBO e DQO nas ETEs tipo L_{FP} foram de 76% (± 4) e 64% (± 7), respectivamente. Para amostras filtradas os valores foram de 87% (± 1) e 81% (± 5), respectivamente. Nos sistemas em série as remoções de DBO e DQO foram um pouco maiores, em média 16 e 22%, respectivamente. Para amostradas filtradas os acréscimos de remoção foram de 8 e 12%, para os respectivos parâmetros.

Confrontando as ETEs, nas séries, as maiores remoções foram concernentes a AMT e CTm, ressaltando o emprego dessas configurações. Uma melhor figura foi obtida com a análise das taxas de remoção superficial (Tabela 6.4). Caso particular foi a L_{S8} que, além de não dispor de lagoa anaeróbia, estava submetida à recirculação de vazão. Isto resultou em maior taxa de remoção de AMT, provocada provavelmente pelo incremento na biomassa de algas, e refletida nas elevadas concentrações de SST (VALERO; MARA, 2007).

A Tabela 6.5 mostra as condições operacionais reais das lagoas das séries L_{S5} e L_{S8}. Enquanto na primeira o TDH real foi o dobro do previsto em projeto, na segunda este foi corrigido para um valor próximo do proposto originalmente, através da recirculação da vazão.

A remoção média de poluentes e a taxa média de remoção superficial destes nas lagoas das séries L_{S5} e L_{S8} são mostrados na Tabela 6.6. Os resultados foram semelhantes aos estudos com arranjo de lagoas em série, de acordo com síntese de Mara (2004).

Tabela 6.3: Desempenho médio na remoção de poluentes nas ETEs.

ETE	***Parâmetro de monitoração***						
	DBO	DBO_f	DQO	DQO_f	SST	AMT	CTm
L_{FP1}	76	87	53	81	44	25	2,038
L_{FP2}	74	87	64	82	42	22	2,301
L_{FP3}	83	88	70	72	62	29	2,017
L_{FP4}	73	87	59	79	50	24	1,919
L_{FP5}	71	88	62	84	41	42	2,184
L_{FP6}	77	86	73	87	57	31	2,112
L_{S1}	91	92	84	90	67	71	5,204
L_{S2}	88	92	75	89	75	80	5,509
L_{S3}	91	95	80	91	69	63	4,073
L_{S4}	86	92	72	89	48	55	4,130
L_{S5}	90	95	84	93	79	56	3,261
L_{S6}	91	96	87	95	67	82	5,517
L_{S7}	88	94	85	92	53	91	5,576
L_{S8}	73	93	54	85	34	91	2,962

Remoção em % exceto para CTm, expressa em unidades logarítmicas (log).

Tabela 6.4: Taxa média de remoção superficial de poluentes nas ETEs.

ETE	*Parâmetro de monitoração*						
	DBO	DBO_f	DQO	DQO_f	SST	AMT	CTm
L_{FP1}	78	89	88	133	33	2,9	9,9
L_{FP2}	92	108	134	174	37	2,5	10,2
L_{FP3}	63	66	101	104	42	2,1	9,7
L_{FP4}	188	221	263	350	89	6,1	10,5
L_{FP5}	96	119	164	221	39	6,1	10,1
L_{FP6}	45	50	78	92	23	1,5	9,7
L_{S1}	143	145	264	282	77	9,3	10,0
L_{S2}	158	165	258	303	119	13,7	10,2
L_{S3}	70	74	116	132	39	5,1	9,3
L_{S4}	128	136	182	226	42	10,1	10,1
L_{S5}	260	273	404	447	182	10,8	10,2
L_{S6}	109	115	210	231	62	9,3	10,2
L_{S7}	80	85	148	160	37	7,2	9,8
L_{S8}	122	155	167	263	67	19,7	10,5

Taxa de remoção de poluentes em Kg/ha.dia, exceto para CTm (log células/m^2.dia).

Tabela 6.5: Características operacionais reais das lagoas das séries L_{S5} e L_{S8}.

Série / *Parâmetro*	*L_{S5}/Lagoa*		
	LA_{LS5}	LFS_{LS5}	LMP_{LS5}
TDH (dias)	5,9	14,3	14,1
λs_{DBO} (Kg DBO/ha.dia)	2.233	151	102
λs_{DQO} (Kg DQO/ha.dia)	2.837	253	228
λv_{DBO} (g DBO/m^3.dia)	74	10	7
λv_{DQO} (g DQO/m^3.dia)	95	17	17
Série / *Parâmetro*	*L_{S8}/Lagoa*		
	LFP_{LS8}	LMP_{LS8}	LMS_{LS8}
TDH (dias)	18,1	6,9	7,0
λs_{DBO} (Kg DBO/ha.dia)	338	262	248
λs_{DQO} (Kg DQO/ha.dia)	626	737	682
λv_{DBO} (g DBO/m^3.dia)	17	17	17
λv_{DQO} (g DQO/m^3.dia)	31	49	45

Tabela 6.6: Desempenho médio na remoção de poluentes e taxa média de remoção superficial nas lagoas das séries L_{S5} e L_{S8}.

Série / *Parâmetro*	***L_{S5}/Lagoa***		
	EB_{LS5}-LA_{LS5}	LA_{LS5}-LFS_{LS5}	LFS_{LS5}-LMP_{LS5}
DBO	68[a] (1.507)[b]	33 (51)	36 (36)
DBO_f	-	70 (106)	65 (66)
DQO	57 (1.624)	11 (28)	12 (28)
DQO_f	-	62 (155)	54 (124)
SST	59 (1.025)	- 33 (- 49)	24 (32)
AMT	- 24 (- 50,4)	35 (18,6)	38 (13,5)
CTm	0,835 (8,5)	1,258 (9,6)	1,146 (8,3)
oH	91 (5,6)	≡ 100	≡ 100
Série / *Parâmetro*	***L_{S8}/Lagoa***		
	EB_{LS8}-LFP_{LS8}	LFP_{LS8}-LMP_{LS8}	LMP_{LS8}-LMS_{LS8}
DBO	59 (205)	3 (9)	29 (73)
DBO_f	90 (302)	81 (211)	81 (201)
DQO	40 (251)	6 (41)	19 (128)
DQO_f	83 (518)	72 (530)	74 (502)
SST	- 16 (- 63)	23 (211)	26 (177)
AMT	80 (35,0)	43 (7,4)	23 (2,3)
CTm	1,263 (10,8)	0,796 (9,7)	0,903 (9,0)
oH	-	-	-

[a]Remoção em % exceto para CTm, expressa em unidades logarítmicas (log).

[b]Taxas de remoção superficial de poluentes (Kg/ha.dia), exceto para CTm (log células/m^2.dia) e oH (log ovos/m^2.dia).

6.2 Índice de concordância *fuzzy* (I_{CF})

Os valores de I_{CF} são apresentados na forma de tabelas, por permitirem visualização mais precisa. Complementarmente, alguns gráficos são mostrados para possibilitar melhor interpretação da discussão textual. Nos gráficos, as áreas referentes ao I_{CF} são apresentadas com hachura em cinza.

Os resultados de I_{CF} em relação ao TDH_{pj} e à λ_{pj} estão na Tabela 6.7. Para o TDH a interpretação de I_{CF} considerou o valor de projeto contínuo à direita. A concordância correspondeu aos valores de TDH de operação maiores ou iguais ao de projeto (TDH_{pj}). No

caso da carga orgânica a ser tratada o valor de projeto (λ_{pj}) foi considerado contínuo à esquerda, de maneira que a concordância correspondeu aos valores de λ operacionais menores ou iguais aos de projeto.

Tabela 6.7: Índice de concordância *fuzzy* (I_{CF}) e grau de pertinência (μ) em relação ao tempo de detenção hidráulica (TDH_{pj}) e carga orgânica a ser tratada (λ_{pj}) pelas ETEs de lagoas de estabilização.

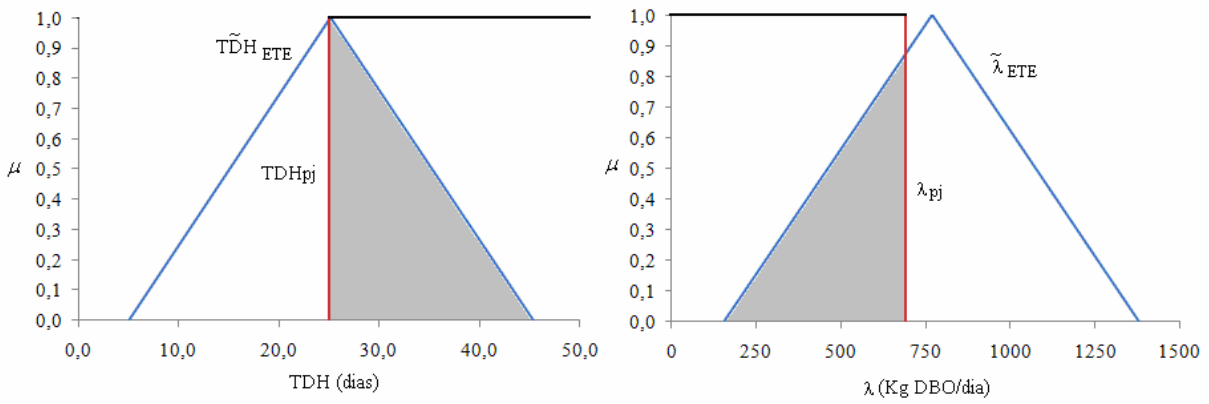
ETE	*TDH_{pj}*	*Carga orgânica a ser tratada (λ_{pj})*
L_{FP1}	0,921 (0,398)^e	0,998 (0,069)^e
L_{FP2}	0,531 (0,969)^e	0,547 (0,944)^e
L_{FP3}	0,989 (0,148)^e	1,000 (0,000)^d
L_{FP4}	0,510 (0,990)^e	0,381 (0,873)^e
L_{FP5}	0,926 (0,384)^e	1,000 (0,000)^d
L_{FP6}	1,000 (0,000)^e	1,000 (0,000)^d
L_{S1}	0,927 (0,382)^e	1,000 (0,000)^d
L_{S2}	0,863 (0,523)^e	1,000 (0,000)^d
L_{S3}	0,953 (0,305)^e	1,000 (0,000)^d
L_{S4}	0,930 (0,375)^e	1,000 (0,000)^d
L_{S5}	0,928 (0,380)^e	0,714 (0,757)^e
L_{S6}	0,929 (0,376)^e	1,000 (0,000)^d
L_{S7}	0,929 (0,378)^e	1,000 (0,000)^d
L_{S8}	0,447 (0,945)^d	0,330 (0,813)^e

^{e} grau de pertinência à esquerda do NFT e, ^{d} grau de pertinência à direta do NFT.

Nas ETEs constituídas somente de lagoas facultativas primárias o I_{CF} médio para o TDH foi de 0,813 (± 0,229). Considerando o suporte proposto para os NFTs (80%), estas ETEs operaram 81,3% do tempo abaixo do valor estipulado em projeto. O menor valor foi observado na L_{FP4} e o maior na L_{FP6}. A Tabela 6.7 mostra ainda que a primeira apresentou situação próxima daquela definida em projeto, enquanto na última o TDH foi sempre superior ao previsto originalmente.

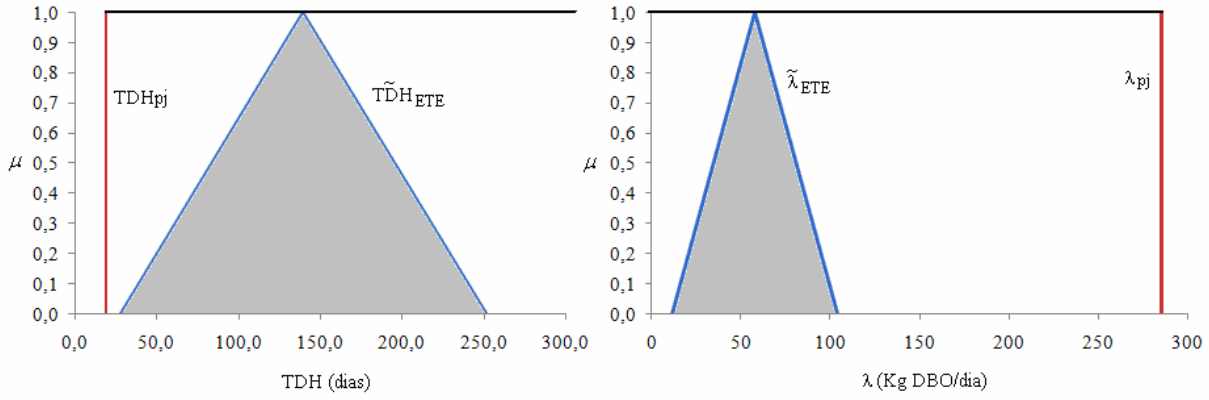
Na verdade o valor de I_{CF} equivaleria ao de projeto caso o cômputo fosse igual a 0,5 (i.e. para μ = 1,0), uma vez que o suporte do TDH de operação equivale à variação de vazão. Para a L_{FP4} o excedente de 0,01 (1%) correspondeu ao valor de 0,2 dia acima do valor original (25,0 dias). Para o I_{CF} de 1,000 (caso da L_{FP6}), mesmo com o suporte admitido, o TDH de operação foi sempre superior ao do valor de projeto.

Considerada a carga orgânica a ser tratada ($\tilde{\lambda}$), expressa como DBO, o menor valor de I_{CF} também foi concernente à L_{FP4} (0,381). Os maiores corresponderam não apenas à L_{FP6}, mas também às ETEs L_{FP3} e L_{FP5}, mostrando que estas três receberam aporte orgânico inferior aos valores definidos preteritamente em projeto. As Figuras 6.1 e 6.2 mostram a representação gráfica do I_{CF} nos sistemas L_{FP4} e L_{FP6} em relação ao TDH_{pj} e à λ_{pj}.



(a) (b)

Figura 6.1: I_{CF} do TDH (a) e de λ (b) na ETE L_{FP4}.



(a) (b)

Figura 6.2: I_{CF} do TDH (a) e de λ (b) na ETE L_{FP6}.

É importante observar se o grau de pertinência de I_{CF} encontra-se à esquerda ou à direita dos números difusos admitidos para o TDH e λ de operação. Assim, à esquerda é dito crescente e à direita decrescente (caso de NFTs). Nas séries o I_{CF} médio para TDH foi de 0,863 (± 0,170), sendo que na série L_{S8} o grau de pertinência foi decrescente, pois a vazão excedeu o valor estipulado em projeto. Nesta o I_{CF} foi um pouco inferior a 0,5 com μ à direita (decrescente). Isto mostrou que a recirculação atendeu à intenção de se alcançar a vazão de

projeto, funcionando, porém, cerca de 5,3% (= 0,5 – 0,447) acima do valor de concepção. Quanto às demais séries o I_{CF} foi de 0,923 (± 0,028) com pertinência à esquerda.

Excluídas as ETEs L_{S8} e L_{FP4}, para efeito de análise da vazão operacional foi possível considerar incrementos médios de contribuições da ordem de 84,5% nas séries e de 74,7% nas demais. A diferença entre I_{CF} e 0,5 sobre a quantia equivalente ao valor de pertinência de unitária (i.e. I_{CF} = 0,5) produziu esta estimativa, que correspondeu aos achados preliminares de da Silva et al. (2010). Ressalta-se, entretanto, que tal enfoque somente é possível se considerado o fato de que o NFT em apreço é simétrico.

No que concerne à carga orgânica afluente (λ) os incrementos médios seriam de 71,9 e 91,8% para as ETEs de lagoas facultativas primárias e séries, respectivamente.

Os valores de I_{CF} em relação aos padrões de despejo, e reúso no caso do CTm, são apresentados nas Tabelas 6.8 e 6.9. No conjunto total o parâmetro OD obteve os maiores índices de concordância *fuzzy* (0,912; ± 0,115), sendo um pouco maiores nos sistemas em série (0,945; ± 0,114). Nas lagoas facultativas primárias, além do OD, bons resultados foram alcançados com a DQO_f (0,742; ± 0,225), seguido da DBO_f (0,585; ± 0,194).

Exceto pela L_{FP5}, as demais lagoas facultativas primárias apresentaram I_{CF} nulo para amônia total. Baixa concordância ou nula também foi verificada em relação a CTm, e ainda menos significativas no caso do padrão para reúso. Quanto às ETEs compostas de séries de lagoas os valores de I_{CF} foram bem melhores que os das lagoas facultativas primárias, e em muitas ocasiões iguais à unidade.

Relembra-se do capítulo anterior que, em relação aos padrões de despejo, os números difusos foram representados por NFTs semissimétricos, com base no suporte obtido com os resultados da monitoração.

A Figura 6.3 mostra o I_{CF} para o caso da L_{FP6} quanto à DBO_f e à DQO_f. Já a Figura 6.4 mostra o I_{CF} do pH nas séries L_{S4} e L_{S8}. Para este parâmetro o valor da concordância observou o intervalo de continuidade definido pelos limites inferior e superior para despejo (i.e. de 7,5 a 10,0).

Tabela 6.8: Índice de concordância *fuzzy* (I_{CF}) e grau de pertinência (μ) em relação aos padrões de despejo de DBO, DBO_f, DQO, DQO_f e SST.

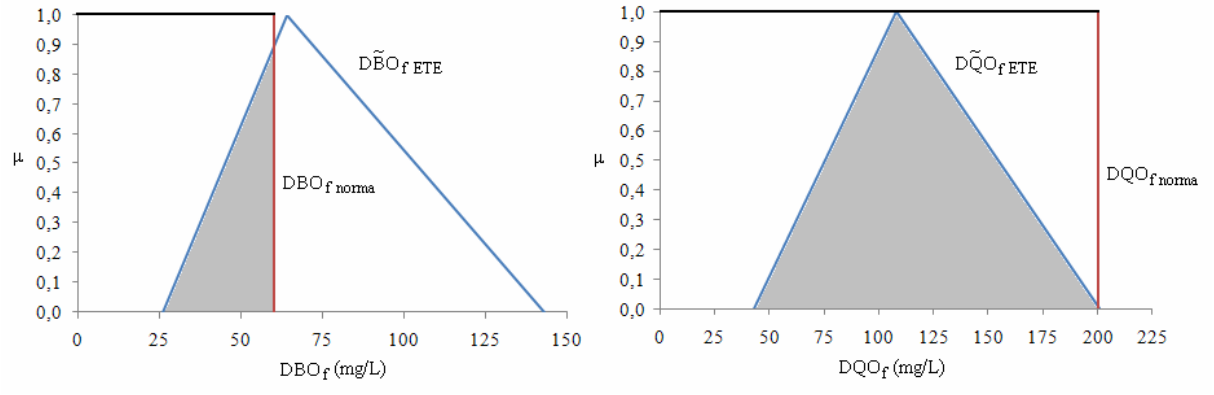
ETE	*DBO*	*DBO_f*	*DQO*	*DQO_f*	*SST*
L_{FP1}	0,198 (0,754)^e	0,669 (0,692)^d	0,294 (0,818)^e	0,961 (0,239)$_d$	0,482 (0,896)^d
L_{FP2}	0,090 (0,428)^e	0,692 (0,756)^d	0,243 (0,785)^e	0,772 (0,591)^d	0,278 (0,921)^e
L_{FP3}	0,447 (0,894)^e	0,433 (0,873)^d	0,159 (0,876)^e	0,387 (0,974)^e	0,326 (0,938)^d
L_{FP4}	0,127 (0,518)^e	0,725 (0,757)^d	0,139 (0,673)^e	0,657 (0,727)^d	0,426 (0,928)^d
L_{FP5}	0,136 (0,545)^e	0,733 (0,585)^d	0,235 (0,796)^e	0,679 (0,646)^d	0,416 (0,965)^d
L_{FP6}	0,146 (0,511)^e	0,260 (0,895)^e	0,173 (0,884)^e	0,999 (0,011)^d	0,370 (0,925)^d
L_{S1}	0,594 (0,726)^d	0,814 (0,517)^d	0,684 (0,660)^d	0,965 (0,211)^d	0,792 (0,569)^d
L_{S2}	0,472 (0,852)^d	0,756 (0,556)^d	0,827 (0,640)^d	1,000 (0,000)^d	0,979 (0,187)^d
L_{S3}	0,889 (0,378)^d	1,000 (0,000)^d	0,556 (0,777)^d	1,000 (0,000)^d	0,681 (0,650)^d
L_{S4}	0,604 (0,774)^d	1,000 (0,000)^d	0,391 (0,884)^d	1,000 (0,000)^d	0,755 (0,624)^d
L_{S5}	0,615 (0,938)^d	0,998 (0,062)^d	0,862 (0,517)^d	1,000 (0,000)^d	0,704 (0,673)^d
L_{S6}	0,889 (0,381)^d	1,000 (0,000)^d	0,748 (0,587)^d	1,000 (0,000)^d	0,616 (0,747)^d
L_{S7}	0,634 (0,741)^d	1,000 (0,000)^d	1,000 (0,000)^d	1,000 (0,000)^d	0,665 (0,827)^d
L_{S8}	0,020 (0,214)^e	1,000 (0,000)^d	0,126 (0,487)^e	1,000 (0,000)^d	0,019 (0,242)^e

^{e} grau de pertinência à esquerda do NFT e, ^{d} grau de pertinência à direta do NFT.

Tabela 6.9: Índice de concordância *fuzzy* (I_{CF}) e grau de pertinência (μ) em relação aos padrões de despejo de AMT, OD, CTm, CTm reúso e pH.

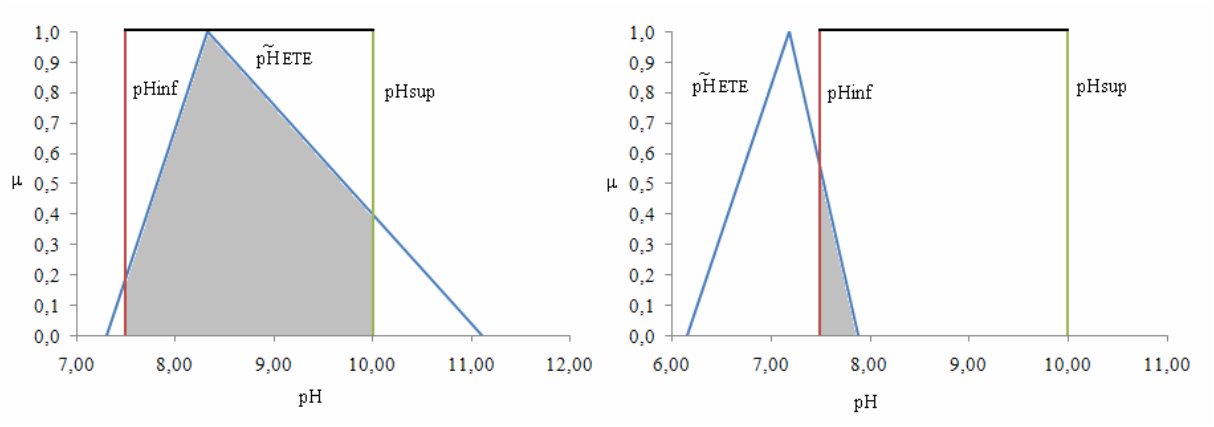
ETE	*AMT*	*OD*	*CTm*	*$CTm_{reúso}$*	*pH*
L_{FP1}	0,000 (0,000)^e	0,913 (0,758)^e	0,019 (0,195)^e	0,000 (0,000)^e	0,792 (0,714)^e
L_{FP2}	0,000 (0,000)^e	0,680 (0,907)^d	0,020 (0,192)^e	0,000 (0,000)^e	0,772 (0,718)^e
L_{FP3}	0,000 (0,000)^e	0,922 (0,501)^e	0,088 (0,352)^e	0,010 (0,085)^e	0,886 (0,568)^e
L_{FP4}	0,000 (0,000)^e	0,792 (0,794)^e	0,000 (0,000)^e	0,000 (0,000)^e	0,771 (0,732)^e
L_{FP5}	0,273 (0,765)^e	0,914 (0,513)^e	0,116 (0,412)^e	0,016 (0,152)^e	0,920 (0,489)^e
L_{FP6}	0,000 (0,000)^e	0,980 (0,281)^e	0,004 (0,084)^e	0,000 (0,000)^e	0,949 (0,367)^e
L_{S1}	1,000 (0,000)^d	1,000 (0,000)^e	0,921 (0,350)^d	0,728 (0,648)^d	0,964 (0,261)^e
L_{S2}	1,000 (0,000)^d	1,000 (0,000)^e	0,990 (0,138)^d	0,870 (0,489)^d	0,998 (0,062)^e
L_{S3}	0,940 (0,316)^d	0,936 (0,314)^e	0,790 (0,576)^d	0,423 (0,953)^d	0,993 (0,286; 0,255)^{e,d}
L_{S4}	0,394 (0,920)^d	0,994 (0,125)^e	0,542 (0,854)^d	0,200 (0,734)^e	0,875 (0,196; 0,396)^{e,d}
L_{S5}	0,921 (0,436)^d	0,961 (0,204)^e	0,112 (0,510)^e	0,000 (0,000)^e	0,895 (0,036; 0,369)^{e,d}
L_{S6}	1,000 (0,000)^d	1,000 (0,000)^e	1,000 (0,000)^d	0,938 (0,344)^d	0,893 (0,496)^e
L_{S7}	1,000 (0,000)^d	1,000 (0,000)^e	1,000 (0,000)^d	0,998 (0,064)^d	1,000 (0,000)^{e,d}
L_{S8}	1,000 (0,000)^d	0,669 (0,800)^e	0,000 (0,000)^e	0,000 (0,000)^e	0,122 (0,551)^d

^{e} grau de pertinência à esquerda do NFT e, ^{d} grau de pertinência à direta do NFT.



(a) (b)

Figura 6.3: I_{CF} da DBO_f (a) e da DQO_f (b) na L_{FP6}.



(a) (b)

Figura 6.4: I_{CF} do pH nas séries L_{S4} (a) e L_{S8} (b).

6.3 Risco *fuzzy*

Semelhante ao cômputo de I_{CF} optou-se também por apresentar os valores de risco difuso (R_F) na forma de tabelas. Para análise e discussão os dados assim sumarizados permitem uma observação mais precisa. Apesar da apresentação dos riscos difusos em figuras constituir redundância desnecessária, a título de ilustração e para reflexões, alguns gráficos são igualmente mostrados.

6.3.1 Risco *fuzzy* de sobrecarga

Os resultados do risco difuso de sobrecarga são mostrados na Tabela 6.10. Para valores sem dilação (λs_{pj} e TDH_{pj}) o risco difuso correspondeu ao complemento do I_{CF}.

Admitida a dilação de 80%, proposta na metodologia deste trabalho, o risco *fuzzy* cresceu à medida que o grau de pertinência diminuiu, quando este foi ≥ 0,5. Por conversão, à medida que o grau de pertinência se elevou o risco difuso foi reduzido. Por se tratar de um NFT, tal comportamento foi relativo ao lado esquerdo, e correspondeu à fase de incremento monotônico da função. Quando referente ao lado direito, com decréscimo monotônico, ocorreu justamente o contrário. Há que se ressaltar que o valor exato de μ em que houve crescimento ou diminuição do risco difuso comparado ao valor sem dilação, depende do número admitido em projeto. É bom lembrar que os projetos das ETEs consideraram diferentes valores de TDH e λs. No caso de λv o comportamento foi semelhante, com influência adicional imposta pela profundidade média das lagoas, distintas conforme cada concepção.

Os sistemas de lagoas L_{FP4} e L_{S8} apresentaram maior risco difuso de sobrecarga. Quanto a essa declaração é importante retornar à interpretação já oferecida para o I_{CF}, lembrando que a dilação corresponde às variações simétricas de picos de vazão e de carga orgânica. Portanto, o risco real é considerado com base nos valores superiores às áreas em que $\mu = 1,0$ e excedessem a 0,5 (50%). Por exemplo, para λs na L_{FP4} o risco difuso (R_F) foi: 0,619 - 0,5 = 0,119. Assim, durante 11,9% de seu tempo de funcionamento a lagoa sofreu sobrecarga orgânica, em relação à variação admitida na metodologia. Este valor é bem próximo ao verificado por da Silva, Vieira e de Souza (2006) em estudo sobre a mesma lagoa, empregando outros métodos. Com o mesmo raciocínio, a L_{S8} funcionou 17,0% (diferença entre 0,670 e 0,5) do tempo com carga orgânica acima da considerada em projeto.

Quanto aos demais sistemas de lagoas, a análise consistiria em determinar a folga em relação às cargas orgânica e hidráulica, esta última inferida a partir do TDH. Nestas situações a folga corresponderia aos valores necessários a alcançar um risco difuso de até 0,5. A folga para admissão de cargas com dilação (DL) seria menor que para os valores fixos, admitidos não difusos. É claro que a ausência de um valor para o risco difuso mostra a subutilização da capacidade operacional da ETE. O referido juízo é extensível aos demais parâmetros de avaliação do risco difuso de sobrecarga.

A Figura 6.5 ilustra o risco *fuzzy* de sobrecarga orgânica superficial nos sistemas L_{FP3} e L_{FP4}. Observa-se uma folga na primeira e um excedente na segunda. O gráfico mostra que, comparada à carga de projeto com dilação, a carga atribuída à ETE ($\tilde{\lambda}s_{ETE\ DL}$) impõe

maior risco difuso de falha. Ao mesmo tempo, na L_{FP3}, quando não há dilação na carga de projeto, a carga imposta à ETE ($\tilde{\lambda}s_{ETE}$) implica risco difuso nulo (teórico) e maior folga.

Tabela 6.10: Risco *fuzzy* (R_F) de sobrecarga orgânica e hidráulica, e grau de pertinência (μ) para as lagoas de estabilização do estudo.

ETE	λs_{pj}	λs_{pjDL}	λv_{pj}	λv_{pjDL}	TDH_{pj}	TDH_{pjDL}
L_{FP1}	0,002 (0,046)	0,218 (0,661)	0,139 (0,167)	0,236 (0,688)	0,079 (0,398)	0,182 (0,603)
L_{FP2}	0,453 (0,944)	0,480 (0,980)	0,539 (0,960)	0,520 (0,980)	0,469 (0,969)	0,492 (0,984)
L_{FP3}	0,000 (0,000)	0,049 (0,314)	0,000 (0,000)	0,050 (0,318)	0,011 (0,148)	0,072 (0,375)
L_{FP4}	0,619 (0,873)	0,565 (0,933)	0,579 (0,917)	0,542 (0,957)	0,490 (0,990)	0,495 (0,995)
L_{FP5}	0,000 (0,000)	0,155 (0,557)	0,000 (0,000)	0,150 (0,548)	0,074 (0,384)	0,165 (0,591)
L_{FP6}	0,000 (0,000)	0,014 (0,170)	0,000 (0,000)	0,014 (0,167)	0,000 (1,000)	0,001 (0,046)
L_{S1}	0,000 (0,000)	0,196 (0,626)	0,000 (0,000)	0,185 (0,609)	0,073 (0,382)	0,174 (0,589)
L_{S2}	0,000 (0,000)	0,158 (0,562)	0,000 (0,000)	0,158 (0,563)	0,137 (0,523)	0,249 (0,705)
L_{S3}	0,000 (0,000)	0,214 (0,676)	0,000 (0,000)	0,108 (0,464)	0,047 (0,305)	0,135 (0,519)
L_{S4}	0,000 (0,000)	0,139 (0,528)	0,000 (0,000)	0,131 (0,512)	0,070 (0,375)	0,170 (0,583)
L_{S5}	0,286 (0,757)	0,395 (0,889)	0,275 (0,741)	0,390 (0,883)	0,072 (0,380)	0,173 (0,588)
L_{S6}	0,000 (0,000)	0,128 (0,506)	0,000 (0,000)	0,130 (0,510)	0,071 (0,376)	0,171 (0,584)
L_{S7}	0,000 (0,000)	0,126 (0,502)	0,000 (0,000)	0,136 (0,521)	0,071 (0,378)	0,172 (0,586)
L_{S8}	0,670 (0,813)	0,596 (0,899)	0,678 (0,803)	0,601 (0,893)	0,553 (0,945)	0,526 (0,973)

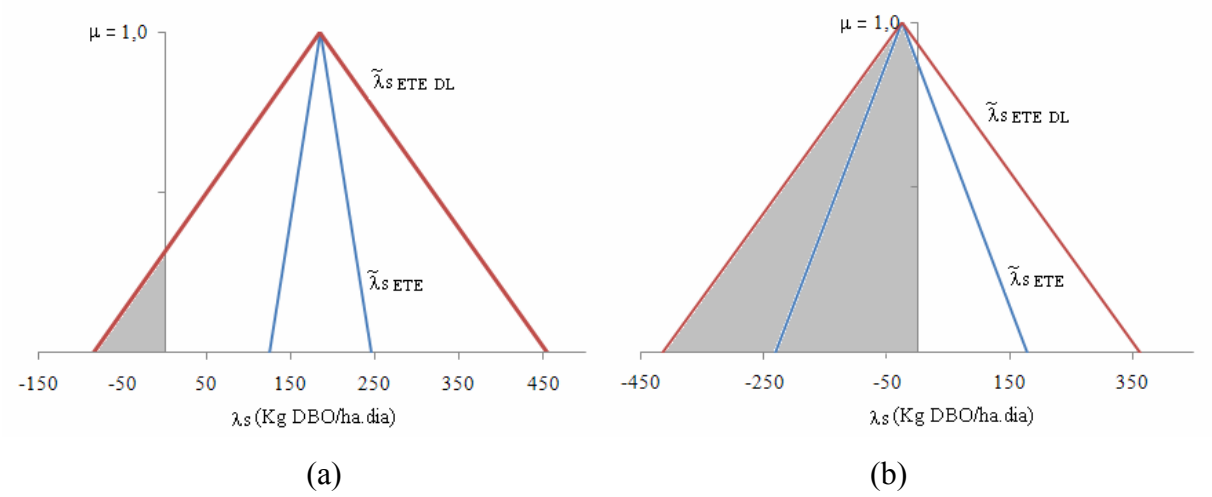


Figura 6.5: Risco *fuzzy* de sobrecarga orgânica superficial nas ETEs L_{FP3} (a) e L_{FP4} (b)

6.3.2 Risco *fuzzy* no desempenho operacional

O risco difuso referente ao desempenho esperado está na Tabela 6.11. As ETEs do tipo L_{FP} operaram a maior parte do tempo abaixo do valor sugerido pela literatura aqui referida. Resultados melhores foram observados nos sistemas em série, porém sem equivalência estrita com os valores sugeridos na literatura.

A reflexão acima se assemelha à discussão ensejada por da Silva, de Souza e Araújo (2010), em que se destaca que o desempenho operacional de sistemas de lagoas é baseado em valores médios, que frequentemente não correspondem à realidade. Tal afirmativa considera que a maioria das investigações foi conduzida com sistemas em escala demonstrativa, ou mesmo de laboratório, em que as variáveis governantes foram razoavelmente controladas. Ao mesmo tempo diferentes estudos (e.g. OAKLEY et al., 2000; ARAÚJO; DUARTE; VALE, 2003; ABIS; MARA, 2005) sugerem que o desempenho não sofre incrementos significativos com a redução das cargas orgânicas aplicadas e acréscimo de TDH.

O fato é que variações de desempenho tendem a ser negligenciadas como balizas de projeto, posto que o(s) projetista(s) teme(m) que a admissão de limites inferiores prejudique, ou mesmo impeça, a aprovação de seu produto (o projeto) como solução de Engenharia. Isso se deve à mentalidade de que os sistemas são considerados como estruturas estáticas invés de dinâmicas, como de fato o são. Mesmo o emprego da análise de sensibilidade pode expor eventuais fragilidades e gerar discussões cujas desconstruções podem ser tendenciosas ou mal interpretadas.

Variações nas concentrações afluente e efluente dos poluentes não ocorrem em sincronia. É possível que em vários momentos a concentração na entrada da lagoa tenha sido menor que na saída, e isso pode ser facilmente verificado nas tabelas do Apêndice A. Persson e Wittgren (2003) lembram que variações de vazão e concentração afluente são fortemente influenciadas por elementos hidrológicos. Estas resultam da variabilidade climática, que pode provocar diluição do esgoto afluente e ressuspensão de material do sedimento das lagoas, com redução do desempenho (BADROT-NICO; GUINOT; BRISSAUD, 2009). Outro elemento já destacado em diferentes trabalhos (e.g. FERRARA; HARLEMAN, 1981; POLPRASERT; BHATTARAI, 1985; LLOYD; VORKAS, 1999; PERSSON, 2000; SHILTON, 2001; SHORT; CROMAR; FALLOWFIELD, 2009) é a característica hidráulica de funcionamento das lagoas, que também determina variações no desempenho. Portanto, não é sem razão que se busca menor dispersão hidráulica em lagoas, através de chicaneamento do fluxo.

Tabela 6.11: Risco *fuzzy* (R_F) no desempenho e grau de pertinência (μ) para lagoas de estabilização.

ETE	*DBO*	*DBO_f*	*DQO*	*SST*	*AMT*
L_{FP1}	0,761 (0,990)	0,713 (0,960)	0,897 (0,756)	0,973 (0,537)	0,569 (0,915)
L_{FP2}	0,766 (0,957)	0,652 (0,944)	0,811 (0,964)	0,977 (0,509)	0,641 (0,969)
L_{FP3}	0,855 (0,964)	0,894 (0,986)	0,895 (0,986)	0,924 (0,800)	0,489 (0,859)
L_{FP4}	0,815 (0,945)	0,711 (0,971)	0,857 (0,861)	0,979 (0,611)	0,428 (0,876)
L_{FP5}	0,831 (0,875)	0,710 (0,941)	0,810 (0,930)	0,980 (0,510)	0,117 (0,422)
L_{FP6}	0,831 (0,990)	0,805 (0,984)	0,805 (0,962)	0,952 (0,718)	0,252 (0,651)
L_{S1}	0,692 (0,875)	0,755 (0,923)	0,777 (0,917)	0,919 (0,929)	0,000 (0,000)
L_{S2}	0,871 (0,916)	0,769 (0,927)	0,731 (0,930)	0,918 (0,988)	0,000 (0,000)
L_{S3}	0,328 (0,641)	0,070 (0,328)	0,713 (0,905)	0,926 (0,974)	0,035 (0,226)
L_{S4}	0,659 (0,876)	0,555 (0,841)	0,874 (0,976)	0,938 (0,544)	0,344 (0,649)
L_{S5}	0,193 (0,523)	0,268 (0,605)	0,340 (0,665)	0,728 (0,929)	0,098 (0,392)
L_{S6}	0,112 (0,390)	0,000 (0,000)	0,670 (0,861)	0,874 (0,912)	0,000 (0,000)
L_{S7}	0,648 (0,860)	0,398 (0,709)	0,398 (0,687)	0,929 (0,533)	0,000 (0,000)
L_{S8}	0,831 (0,925)	0,604 (0,856)	0,913 (0,713)	0,990 (0,394)	0,000 (0,000)

Em um primeiro olhar, comparada à perspectiva probabilística clássica, a análise do risco difuso parece incongruente. Não o é, e, enquanto na análise probabilística há a suposição de um tipo de distribuição, que não é perfeita (GNEDENKO; USHAKOV, 1995; REIMANN et al., 2008), com conjuntos difusos o risco incorpora informações e imprecisões representativos do sistema de controle como um todo.

Conforme já declarado, menores riscos *fuzzy* (ou maiores garantias) foram obtidos nos sistemas em série. Comparando-se os parâmetros em análise, o maior risco difuso foi relativo a SST (médias de 0,929 nas L_{FPs} e 0,903 nas L_{Ss}), seguido por DQO (médias de 0,846 nas L_{FPs} e 0,677 nas L_{Ss}) e DBO (médias de 0,810 nas L_{FPs} e 0,542 nas L_{Ss}).

A construção de uma matriz de Pearson mostrou correlação positiva entre o risco difuso da DBO e o da DBO_f ($r = 0,9227$, com nível de significância de 95%). Isso foi relevante por se tratar de dados representativos de conjuntos, o que torna a correlação observada resistente a valores discrepantes. Entre os demais parâmetros as correlações foram menos representativas, com valores de $r < 0,75$.

É necessário atentar que há certo amadurecimento sobre os percentuais de remoção de DBO e DBO_f, mas o mesmo não pode ser aludido aos demais parâmetros, notadamente AMT. Também, cotejado com estudos tradicionais, pouco é sabido sobre o efeito da recirculação na remoção de nutrientes, e também de CTm, como no caso da L_{S8}.

Os valores dos conjuntos difusos de cada parâmetro de controle representam a orientação oferecida pela literatura. Entretanto, a busca por um conjunto difuso mais realístico depende claramente de investigações sobre o funcionamento de lagoas, em consonância com o perfil climático em que estão localizadas. Assim, em princípio parece mais razoável estabelecer uma garantia *fuzzy* mínima, mas é improvável obter-se informações plenamente confiáveis para todas as variáveis de projeto. Há que se considerar, por fim, que a dinâmica de lagoas em regiões de clima quente é bem mais intensa que em regiões de clima temperado.

6.3.3 Risco *fuzzy* na violação de normas ambientais

O risco *fuzzy* na violação de valores das normas ambientais é mostrado nas Tabelas 6.12 e 6.13. O grau de falha difusa nos sistemas tipo L_{FP} foi maior que nas séries. As tabelas mostram que, em geral, os menores índices de garantia *fuzzy* foram relativos às amostras não filtradas de DBO e DQO. Desta forma, para DBO as médias de falha foram de 0,796 (± 0,070) nas L_{FPs} e 0,354 (± 0,262) nas séries. A maior variação nestas últimas deveu-se, provavelmente, à diversidade de configurações e condições operacionais. No caso da DQO as médias de falha difusa foram de 0,724 (± 0,073) nas L_{FPs} e 0,287 (± 0,243) nas séries.

Para a DBO_f, os riscos difusos médios foram de 0,335 (± 0,183) e 0,044 (± 0,081) nos sistemas com lagoa única e séries, respectivamente. Já para a DQO_f os valores médios foram de 0,212 (± 0,188) e 0,003 (± 0,009), nos sistemas com lagoas únicas e séries, respectivamente. Para estes parâmetros, o conjunto normativo baseado nos limites estabelecidos pela Comunidade Econômica Européia foi inadequado à realidade dos trópicos, com risco difuso em média 3 vezes superior. Parece óbvio que a adoção de limites normativos de regiões de clima temperado não seja harmonizada com a dinâmica de lagoas em regiões de clima quente.

Tabela 6.12: Risco *fuzzy* (R_F) na violação de valores normativos para matéria orgânica e grau de pertinência (μ) para lagoas de estabilização do estudo.

ETE	*DBO*	DBO_f	DBO_{fCEC}	*DQO*	DQO_f	DQO_{fCEC}
L_{FP1}	0,732 (0,866)	0,269 (0,634)	0,882 (0,613)	0,613 (0,932)	0,028 (0,209)	0,340 (0,718)
L_{FP2}	0,856 (0,542)	0,232 (0,660)	0,925 (0,405)	0,682 (0,889)	0,183 (0,537)	0,534 (0,912)
L_{FP3}	0,694 (0,992)	0,495 (0,830)	0,926 (0,525)	0,779 (1,000)	0,511 (0,935)	0,848 (0,605)
L_{FP4}	0,820 (0,615)	0,205 (0,651)	0,895 (0,452)	0,804 (0,786)	0,280 (0,665)	0,657 (0,973)
L_{FP5}	0,805 (0,651)	0,181 (0,525)	0,594 (0,630)	0,694 (0,898)	0,268 (0,601)	0,585 (0,882)
L_{FP6}	0,870 (0,600)	0,628 (0,976)	0,997 (0,100)	0,774 (0,896)	0,000 (0,000)	0,299 (0,720)
L_{S1}	0,342 (0,678)	0,149 (0,470)	0,755 (0,893)	0,254 (0,603)	0,026 (0,187)	0,321 (0,654)
L_{S2}	0,567 (0,812)	0,199 (0,513)	0,781 (1,000)	0,122 (0,533)	0,000 (0,000)	0,116 (0,429)
L_{S3}	0,081 (0,333)	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)	0,384 (0,736)	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)
L_{S4}	0,310 (0,695)	0,000 (0,000)	0,535 (0,952)	0,510 (0,824)	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)
L_{S5}	0,279 (0,790)	0,002 (0,053)	0,658 (0,917)	0,091 (0,422)	0,000 (0,000)	0,090 (0,356)
L_{S6}	0,080 (0,333)	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)	0,205 (0,540)	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)
L_{S7}	0,292 (0,672)	0,000 (0,000)	0,169 (0,571)	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)	0,085 (0,340)
L_{S8}	0,878 (0,529)	0,000 (0,000)	0,453 (0,829)	0,733 (0,711)	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)

Tabela 6.13: Risco *fuzzy* (R_F) na violação de valores normativos para pH, AMT, CTm, CTm reúso, OD e SST, e grau de pertinência (μ) para lagoas de estabilização do estudo.

ETE	*pH*	*AMT*	*CTm*	$CTm_{reúso}$	*OD*	*SST*
L_{FP1}	0,155 (0,537)	0,995 (0,107)	0,948 (0,323)	1,000 (0,000)	0,078 (0,694)	0,433 (0,828)
L_{FP2}	0,152 (0,538)	1,000 (0,000)	0,947 (0,320)	1,000 (0,000)	0,279 (0,944)	0,636 (0,982)
L_{FP3}	0,279 (0,697)	0,977 (0,219)	0,863 (0,445)	0,906 (0,190)	0,063 (0,440)	0,601 (0,896)
L_{FP4}	0,193 (0,596)	0,980 (0,206)	1,000 (0,000)	1,000 (0,000)	0,181 (0,730)	0,493 (0,870)
L_{FP5}	0,315 (0,733)	0,210 (0,637)	0,834 (0,501)	0,999 (0,001)	0,076 (0,476)	0,499 (0,892)
L_{FP6}	0,378 (0,817)	1,000 (0,000)	0,970 (0,220)	1,000 (0,000)	0,033 (0,269)	0,543 (0,871)
L_{S1}	0,442 (0,954)	0,000 (0,000)	0,068 (0,325)	0,234 (0,603)	0,000 (0,000)	0,160 (0,507)
L_{S2}	0,406 (0,915)	0,000 (0,000)	0,009 (0,126)	0,022 (0,449)	0,000 (0,000)	0,015 (0,160)
L_{S3}	0,452 (0,861)	0,040 (0,262)	0,174 (0,526)	0,478 (0,870)	0,053 (0,290)	0,266 (0,605)
L_{S4}	0,510 (0,893)	0,429 (0,796)	0,393 (0,730)	0,713 (0,875)	0,006 (0,119)	0,187 (0,553)
L_{S5}	0,513 (0,884)	0,040 (0,304)	0,786 (0,706)	0,993 (0,128)	0,017 (0,192)	0,241 (0,615)
L_{S6}	0,322 (0,775)	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)	0,048 (0,303)	0,000 (0,000)	0,323 (0,695)
L_{S7}	0,601 (0,841)	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)	0,002 (0,056)	0,000 (0,000)	0,203 (0,642)
L_{S8}	0,018 (0,196)	0,000 (0,000)	1,000 (0,000)	1,000 (0,000)	0,228 (0,667)	0,936 (0,437)

O pH mostrou-se um parâmetro pouco consistente para controle da qualidade de efluentes de sistemas de lagoas de estabilização. As séries apresentaram maior risco difuso (média de 0,408; ± 0,178) que as L_{FPs} (média de 0,245; ± 0,093). Isso se deveu à maior variação do pH nos efluentes daquelas do que destas. Sabe-se que lagoas de maturação tendem a apresentar maior amplitude na flutuação do pH (ver MARA et al., 2001; VON SPERLING, 2002; MARA, 2004).

Stumm e Morgan (1996) destacam que o sistema carbônico influencia o pH através da alcalinidade, pois elevadas concentrações de bicarbonato implicam maior tamponamento da solução aquosa. A alcalinidade na massa líquida da lagoa de estabilização depende principalmente do conteúdo de HCO_3^- no esgoto bruto, e este varia em função de sua concentração na água que o originou e como a mesma foi usada. Assim, um controle restritivo do pH somente faz sentido no caso de lagoas que tratam águas residuárias industriais.

Os resultados de CTm mostraram que o risco difuso médio nas L_{FPs} (0,927; ± 0,064) foi bem maior que nas séries (0,304; ± 0,391), destacando a importância da adoção de arranjos em série. Comportamento semelhante foi observado no caso de $CTm_{reúso}$, porém com risco difuso maior em razão do limite mais restritivo. Mesmo as séries com média geométrica de CTm inferior a 10^3 células/100 mL (L_{S1}, L_{S2}, L_{S3}, L_{S6} e L_{S7}) apresentaram risco difuso no atendimento ao padrão para reúso. A tabela mostra que a L_{S3} apresentou maior risco difuso (0,478), apesar de valor médio (i.e. vmp.) ter sido inferior a 10^3 células/100 mL. O repto consiste então em estabelecer um nível de garantia *fuzzy* associada à segurança no reúso do efluente.

Com nível de significância de 95% as correlações positivas mais relevantes foram observadas para o risco difuso entre os seguintes pares de parâmetros de controle: $CTm_xCTm_{reúso}$ (r = 0,9659), DQO_xCTm (r = 0,8164) e DBO_xCTm (r = 0,8047). Infere-se com base nisto que: quanto menor for o conteúdo de matéria orgânica em amostras não filtradas, menor será o risco difuso em relação à contagem de CTm. Ratifica-se tal afirmação pela correlação entre os riscos difusos do par CTm_xSST (r = 0,7826). O entendimento acima converge ao princípio elementar de que no tratamento biológico de águas residuárias a remoção de sólidos (suspensos e na forma de colóides) favorece à redução do conteúdo microbiano na água (MADIGAN; MARTINKO; PARKER, 2000; BITTON, 2005).

A correlação entre o risco difuso do pH e do CTm e $CTm_{reúso}$ foi negativa (r = -0,8112 e -0,8164). Entende-se ser desejável valores de pH superiores a 10 ou próximo, para que seja promovida uma maior redução na contagem de CTm.

Índice *fuzzy* de desempenho (I_{FD}) para atendimento das normas ambientais

Apesar da interdependência entre condição operacional, configuração e desempenho dos sistemas de lagoas, os padrões de lançamento são tratados como variáveis independentes. Neste sentido foi possível estabelecer um índice de desempenho baseado no risco ou garantia difuso, no que concerne ao atendimento dos padrões de normas ambientais. A análise dos resultados permitiu a construção de um índice *fuzzy* de desempenho (I_{FD}) para lagoas de estabilização.

A proposta é simples e expansível à avaliação geral de desempenho de ETEs, quanto ao atendimento de padrões normativos para despejo. O I_{FD} se baseou no grau de falha difusa, em uma escala variando de 1 a 18. Com pesos iguais, foram considerados seis parâmetros: DBO_f, DQO_f, SST, AMT, OD e CTm, representados por NFTs (i.e. com valores mín., mpv. e máx.).

Partiu-se do produtório (Π) dos riscos difusos dos parâmetros selecionados, semelhante ao que ocorreria no cômputo de risco probabilístico para eventos independentes. Uma vez que o valor do produtório foi muito pequeno, procedeu-se a discretização do resultado através do logaritmo do inverso de Π.

Um problema que exigiu contorno foi a situação em que o valor de R_F de algum parâmetro foi nulo. Em tal situação é razoável admitir um risco *fuzzy* insignificante, cujo valor mínimo possível é de 0,1% ($R_F = 0{,}001$).

Com base na descrição, o I_{FD} foi definido pela equação 6.1. No modelo proposto, quanto maior for o valor de I_{FD}, melhor será o desempenho da ETE no atendimento aos padrões de despejo. A aplicação geral aqui reportada diz respeito ao fato de que mesmo que ocorram alterações no valor normativo a escala do I_{FD} permanece inalterada.

$$I_{FD} = \log\left(\frac{1}{\prod_{i=1}^{n=6} R_F}\right) \tag{6.1}$$

O I_{FD} médio das ETEs agrupadas foi de 8,05 (± 4,92). Porém, o valor médio nas L_{FPs} foi bem mais baixo (3,10; ± 1,14), com o seguinte ordenamento: I_{FD} L_{FP3} (2,09) < I_{FD} L_{FP2} (2,15) < I_{FD} L_{FP4} (2,30) < I_{FD} L_{FP5} (3,49) < I_{FD} L_{FP1} (3,62) < I_{FD} L_{FP6} (4,96). Para as lagoas em série o valor médio foi de 11,77 (± 2,70), com o seguinte ordenamento: I_{FD} L_{S5}

(9,59) < I_{FD} L_{S8} (9,67) < I_{FD} L_{S4} (9,72) < I_{FD} L_{S3} (10,01) < I_{FD} L_{S1} (10,38) < I_{FD} L_{S2} (13,57) < I_{FD} L_{S6} (15,49) < I_{FD} L_{S7} (15,69).

Uma vez que nas ETEs as remoções mais elevadas de poluentes resultaram em menor risco difuso no atendimento aos padrões normativos, foi possível verificar correlações entre estas e o I_{FD}. As Figuras 6.6 e 6.7 mostram as correlações lineares mais representativas (com significância de 95%), com DBO_f, DQO_f, AMT e CTm. Em razão de grande variação e elevado grau de falha difuso a correlação de SST com I_{FD} foi baixa (r = 0,4527).

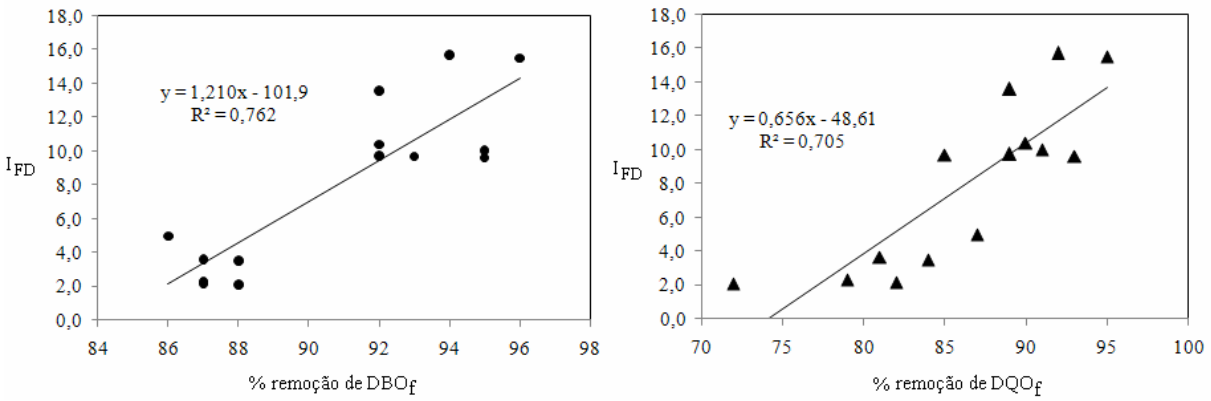


Figura 6.6: Correlação da remoção de DBO_f e DQO_f com o I_{FD}.

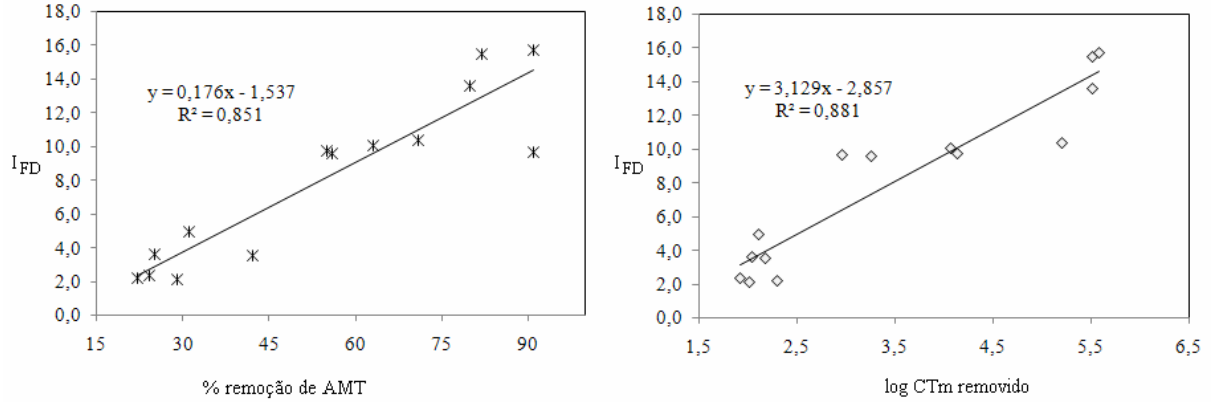


Figura 6.7: Correlação da remoção de AMT e CTm com o I_{FD}.

6.3.4 Risco *fuzzy* na remoção de ovos de helmintos

Anteriormente, foi afirmado que o conteúdo de ovos de helmintos nos efluentes tratados das ETEs teve contagem equivalente a zero. Ressalta-se que a monitoração se restringiu a um número reduzido de amostras (54 afluentes e 30 efluentes), se comparado aos de outros parâmetros, e que estas foram distribuídas apenas entre 5 das ETEs investigadas.

Enfatizou-se ainda que a monitoração de helmintos em sistemas de lagoas de estabilização não é tarefa comum. Imprecisões metodológicas na quantificação não costumam ser discutidas, de forma que maior atenção é dada somente ao significado dos dados recuperados, a despeito de eventuais incertezas.

Na realidade, a discussão maior é centrada no risco epidemiológico para o reúso de efluentes com fins agronômicos, conforme visto nos textos de Blumenthal et al. (2000), Peasey et al. (2000) e Hussain et al. (2002). Outras reflexões mais consolidadas (e.g. WHO, 2006; URKIAGA et al. 2008) são consensuais quanto à necessidade de se considerar a epidemiologia local, fatores ambientais e sócio-culturais. A verdade é que há pouco interesse para desenvolver modelos alternativos para estimar a remoção de oH em lagoas de estabilização.

A análise de risco sobre a remoção de ovos de helmintos tende a dois parâmetros elementares: TDH e quantificação de ovos nos esgotos afluente e efluente. O modelo de remoção existente, de Ayres et al. (1992), considera somente o TDH médio da ETE, e é razoável que o risco difuso contemple esta variável.

No modelo proposto pelos autores acima, o TDH em que a remoção é máxima corresponde àquele em que a parcela residual da concentração afluente tende a zero (i.e. $0{,}41 . e^{-0{,}49.TDH+0{,}0085.TDH^2} = 0$), cujo valor preciso é de 28,8 dias ($TDH_{seg.oH}$). Como o expoente é um polinômio de 2ª ordem e positivo (concavidade para cima), a remoção é dita "integral" para valores iguais ou superiores a 28,8 dias (referido como 30 dias para efeito de projeto). Entretanto, um sistema de lagoas opera com grande variação de vazão, admitida ± 80% neste texto. Similarmente, a concentração de oH no esgoto sofre significativa variação (782 ovos/L; ± 327 com os dados agrupados de esgoto bruto neste estudo).

Apesar do TDH elevado nas ETEs investigadas, efetuou-se o cômputo do risco difuso para que os equipamentos funcionassem abaixo do valor de plena segurança (i.e. abaixo de 28,8 dias). Em paralelo, também foi estimado o risco difuso com base nas concentrações desejadas nos efluentes tratados, com limites de 1,0 e 0,1 ovo/L. Para tanto, tomou-se como referência um conjunto difuso representado pelas concentrações de ovos de helmintos a partir dos valores observados nos dados agrupados, que constam na Tabela 6.1 (mín. = 111 ovos/L; vmp. = 782 ovos/L; máx. = 1.480 ovos/L).

A Tabela 6.14 mostra o risco *fuzzy* para que o TDH das ETEs seja inferior ao valor de segurança plena ($TDH_{seg.OH}$ = 28,8 dias). O risco difuso para tal ocorrência foi de 0,182 (± 0,187), maior na L_{FP4} e menor na L_{FP6}, as ETEs com menor e maior TDH médio,

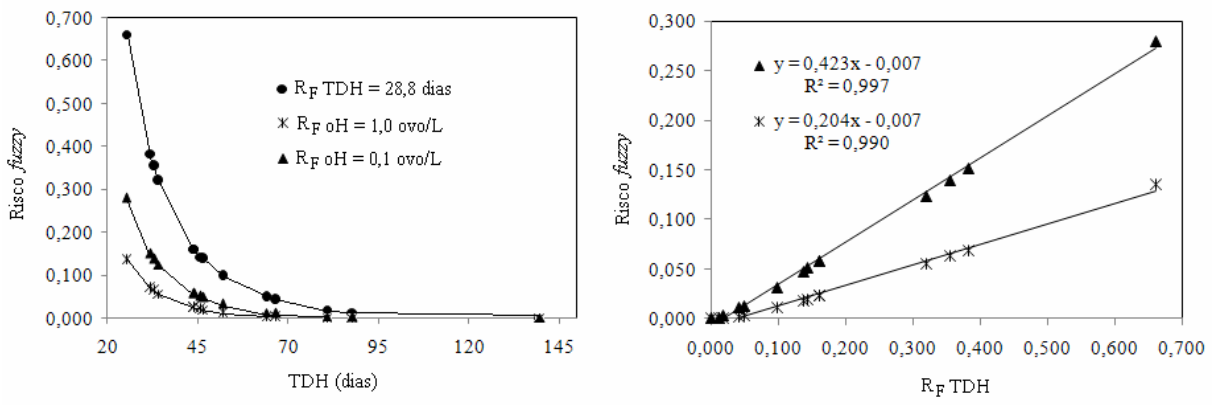
respectivamente. Quando considerada a qualidade de efluente desejado, em relação às concentrações afluentes, é importante levar em conta que margem de segurança *fuzzy*, ou risco *fuzzy* máximo, é admissível.

Tabela 6.14: Risco *fuzzy* das ETEs do estudo em relação ao $TDH_{seg.OH}$ (28,8 dias) e da concentração de helmintos desejada no efluente (oH = 1,0 ovo/L e oH = 0,1 ovo/L).

ETE	$TDH_{seg.OH}$	*oH = 1 ovo/L*	*oH = 0,1 ovo/L*
L_{FP1}	0,098 (0,444)	0,011 (0,152)	0,032 (0,260)
L_{FP2}	0,049 (0,313)	0,003 (0,079)	0,013 (0,165)
L_{FP3}	0,019 (0,196)	0,000 (0,000)	0,003 (0,080)
L_{FP4}	0,661 (0,821)	0,135 (0,542)	0,280 (0,781)
L_{FP5}	0,161 (0,568)	0,023 (0,221)	0,058 (0,350)
L_{FP6}	0,001 (0,008)	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)
L_{S1}	0,143 (0,534)	0,019 (0,202)	0,051 (0,326)
L_{S2}	0,354 (0,841)	0,063 (0,367)	0,139 (0,544)
L_{S3}	0,013 (0,160)	0,000 (0,000)	0,001 (0,054)
L_{S4}	0,161 (0,568)	0,023 (0,221)	0,058 (0,350)
L_{S5}	0,320 (0,800)	0,056 (0,346)	0,124 (0,515)
L_{S6}	0,137 (0,524)	0,018 (0,197)	0,048 (0,318)
L_{S7}	0,042 (0,290)	0,002 (0,066)	0,011 (0,149)
L_{S8}	0,383 (0,875)	0,069 (0,385)	0,151 (0,568)

Para um risco difuso máximo admissível de 10% (i.e. 0,010) em efluente com até 1,0 ovo/L, o TDH médio estimado foi em torno de 28,8 dias. Quando o valor desejado foi de até 0,1 ovo/L, com o mesmo risco difuso (0,010), o TDH médio foi de cerca de 38,0 dias. Tais números podem ser obtidos graficamente com base na variação do fisco *fuzzy* em função do TDH médio (Figura 6.8 (a)). Um estudo mais elaborado, com número de dados mais representativo, pode permitir a construção de uma equação apropriada.

Em outro confronto foi observada uma correlação positiva entre o risco difuso de operação das ETEs com respeito ao $TDH_{seg.oH}$ (R_F TDH), e os riscos concernentes à qualidade desejada (Figura 6.8 (b)).



(a) (b)

Figura 6.8: Variação do risco difuso com R_F ($TDH_{seg.OH}$ = 28,8 dias), oH = 1,0 ovo/L (▲), oH = 0,1 ovo/L (✳) em função do TDH médio das ETEs (a), e da qualidade de efluente desejado (▲ oH = 1,0 ovo/L e ✳ oH = 0,1 ovo/L) em função de R_F (b).

6.4 O caso das séries L_{S5} e L_{S8}

Os NFTs para cômputo de I_{CF} e R_F também foram aplicados na avaliação do funcionamento de lagoas como componentes de arranjos em série. Cotejados com os padrões de despejo, o I_{CF} dos parâmetros de monitoração da qualidade dos efluentes, e relativos a cada lagoa das séries L_{S5} e L_{S8}, são apresentados na Tabela 6.15.

Tabela 6.15: Índice de concordância *fuzzy* (I_{CF}) e grau de pertinência (μ) nas lagoas das séries L_{S5} e L_{S8} em relação aos padrões de despejo.

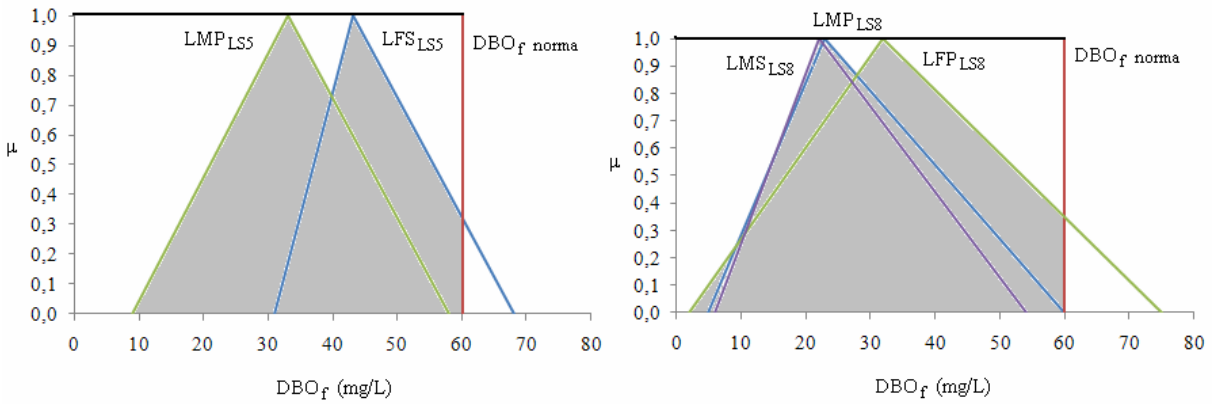
Parâmetro	***Lagoa/Série***					
	L_{ALS5}	L_{FSLS5}	L_{MPLS5}	L_{FPLS8}	L_{MPLS8}	L_{MSLS8}
pH	0,000 (0,000)^{e}	0,762 (0,690)^{e}	1,000 (0,000)^{e,d}	0,282 (0,741)^{e}	0,260 (0,690)^{e}	0,122 (0,551)^{e}
DBO	0,000 (0,000)^{e}	0,040 (0,271)^{e}	0,576 (0,977)^{e}	0,000 (0,000)^{e}	0,000 (0,000)^{e}	0,020 (0,214)^{e}
DBO_f	n.a.	0,931 (0,320)^{d}	1,000 (0,000)^{d}	1,000 (0,000)^{d}	0,928 (0,349)^{d}	1,000 (0,000)^{d}
DQO	0,016 (0,188)^{e}	0,301 (0,780)^{e}	0,751 (0,734)^{d}	0,000 (0,000)^{e}	0,000 (0,000)^{e}	0,126 (0,487)^{e}
DQO_f	n.a.	1,000 (0,000)^{d}	1,000 (0,000)^{d}	1,000 (0,000)^{d}	1,000 (0,000)^{d}	1,000 (0,000)^{d}
SST	0,474 (0,860)^{d}	0,156 (0,540)^{e}	0,620 (0,761)^{d}	0,000 (0,000)^{e}	0,000 (0,000)e	0,019 (0,242)^{e}
AMT	0,000 (0,000)^{e}	0,000 (0,000)^{e}	0,387 (0,938)^{e}	1,000 (0,000)^{d}	1,000 (0,000)^{d}	1,000 (0,000)^{d}
OD	n.d.	n.d.	n.d.	0,987 (0,167)^{e}	0,933 (0,333)^{e}	0,669 (0,800)^{e}
CTm	0,000 (0,000)^{e}	0,000 (0,000)^{e}	0,125 (0,414)^{e}	0,000 (0,000)^{e}	0,000 (0,000)^{e}	0,000 (0,000)^{e}
$CTm_{reúso}$	0,000 (0,000)^{e}	0,000 (0,000)^{e}	0,000 (0,000)^{e}	0,000 (0,000)^{e}	0,000 (0,000)^{e}	0,000 (0,000)^{e}

^{e} grau de pertinência à esquerda do NFT, ^{d} grau de pertinência à direta do NFT, n.a. - não se aplica, e n.d. – não determinado.

Apesar de operarem com TDHs próximos, um pouco acima de 30 dias, há certa distinção entre as séries (L_{S5} e L_{S8}), em razão da configuração (lagoa anaeróbia na L_{S5}) e da condição operacional (recirculação na L_{S8}).

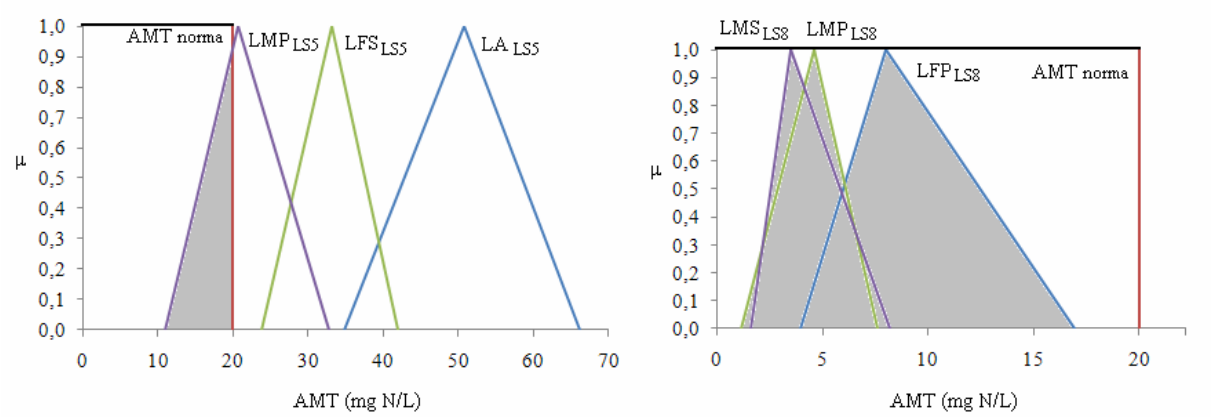
Para a DBO_f, a concordância *fuzzy* foi plena (I_{CF} =1,000) em todas as lagoas da L_{S8}, enquanto na L_{S5} esta ocorreu somente na lagoa de maturação primária (L_{MPLS5}). Por outro lado, enquanto o grau de concordância *fuzzy* para SST na L_{S8} foi nulo em todas as lagoas, estes assumiram de valores de 15,6% (na L_{FSLS5}) a 62,0% (na L_{MPLS5}). Note que nesta última o valor foi um pouco diferente daquele apresentado na Tabela 6.8, uma vez que os dados aqui analisados foram referentes exclusivamente ao estudo de Nogueira (1999). Apesar de ambas terem apresentado efluente final com CTm acima do padrão de despejo, a L_{MPLS5} produziu efluente de acordo com o padrão de despejo durante pelo menos em 12,5% do tempo de funcionamento. As maiores diferenças foram observadas em relação a AMT. As concordâncias *fuzzy* foram nulas nas duas primeiras lagoas (anaeróbia e facultativa secundária) da L_{S5} e iguais a 1,000 em todas as lagoas da L_{S8}.

As Figuras 6.9 e 6.10 explicitam graficamente os valores de I_{CF} ao longo das lagoas das séries L_{S5} e L_{S8} para os parâmetros DBO_f e AMT.



(a) (b)

Figura 6.9: I_{CF} da DBO_f ao longo das séries L_{S5} (a) e L_{S8} (b).



(a) (b)

Figura 6.10: I_{CF} da AMT ao longo das séries L_{S5} (a) e L_{S8} (b).

O risco difuso em relação aos efluentes das lagoas componentes das séries é mostrado na Tabela 6.16. O cálculo de R_F também foi relativo somente aos padrões normativos para despejo, admitidas as devidas dilações de tolerância definidas na metodologia. No caso da L_{S5}, e no que concerne à DBO_f efluente da lagoa L_{MPLS5}, a comparação entre os riscos difusos computados com base nos dados da SEMACE e nos do trabalho de Nogueira (1999) foram bem próximos.

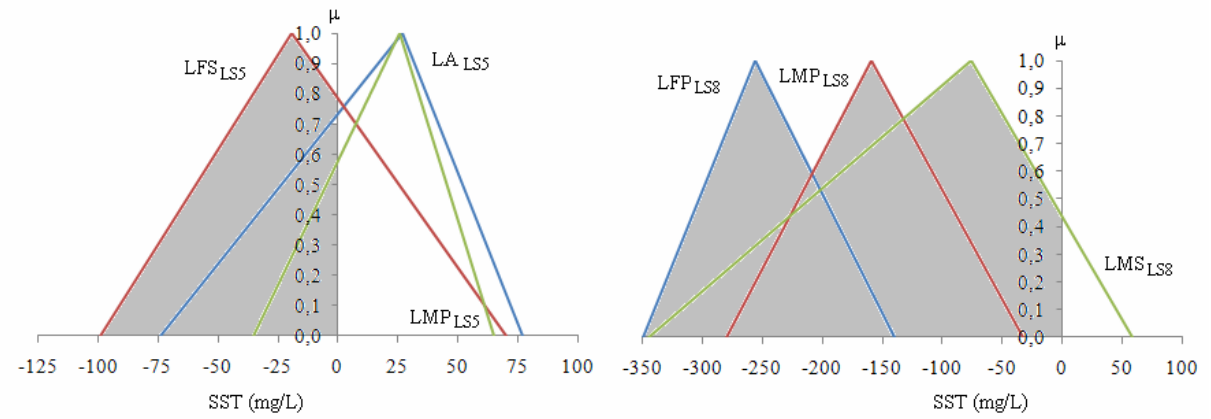
Levar em conta a diretriz da Comunidade Econômica Européia (CEC, 1991) implicou grau de falha *fuzzy* mais elevado, semelhante ao que já fora observado com os resultados de monitoramento da SEMACE. Isto comprovou, mais uma vez, a inadequabilidade de padrões provenientes de regiões de clima temperado.

Tal como ocorreu com o I_{CF} em relação às concentrações de SST, os riscos difusos para não atendimento das normas foram bem mais altos nas lagoas da L_{S8}, comparados aos das lagoas da L_{S5}. A Figura 6.11 mostra este comportamento.

Tabela 6.16: Risco *fuzzy* (R_F) na violação de valores normativos ao longo das lagoas das séries L_{S5} e L_{S8}.

Parâmetro	***Lagoa/Série***					
	LA_{LS5}	LFS_{LS5}	LMP_{LS5}	LFP_{LS8}	LMP_{LS8}	LMS_{LS8}
pH	0,000 (0,000)	0,054 (0,329)	0,139 (0,537)	0,025 (0,224)	0,032 (0,250)	0,018 (0,196)
DBO	0,000 (0,000)	0,883 (0,463)	0,302 (0,857)	1,000 (0,000)	1,000 (0,000)	0,878 (0,529)
DBO_f	n.a.	0,042 (0,258)	0,000 (0,000)	0,054 (0,306)	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)
DBO_{fCEC}	n.a.	1,000 (0,000)	0,686 (0,801)	0,686 (0,875)	0,510 (0,875)	0,453 (0,829)
DQO	0,760 (0,721)	0,419 (0,912)	0,129 (0,522)	0,999 (0,025)	0,997 (0,083)	0,733 (0,711)
DQO_f	n.a.	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)
DQO_{fCEC}	n.a.	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)	0,167 (0,562)	0,032 (0,261)	0,000 (0,000)
SST	0,359 (0,733)	0,674 (0,786)	0,201 (0,574)	1,000 (0,000)	1,000 (0,000)	0,936 (0,437)
AMT	1,000 (0,000)	0,999 (0,026)	0,447 (0,901)	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)
OD	n.d.	n.d.	n.d.	0,992 (0,133)	0,950 (0,292)	0,771 (0,667)
CTm	1,000 (0,000)	1,000 (0,000)	0,690 (0,680)	1,000 (0,000)	1,000 (0,000)	1,000 (0,000)
$CTm_{reúso}$	1,000 (0,000)	1,000 (0,000)	1,000 (0,000)	1,000 (0,000)	1,000 (0,000)	1,000 (0,000)

n.a. – não se aplica; n.d. – não determinado.



(a) (b)

Figura 6.11: Risco *fuzzy* (R_F) para SST ao longo das lagoas das séries L_{S5} (a) e L_{S8} (b).

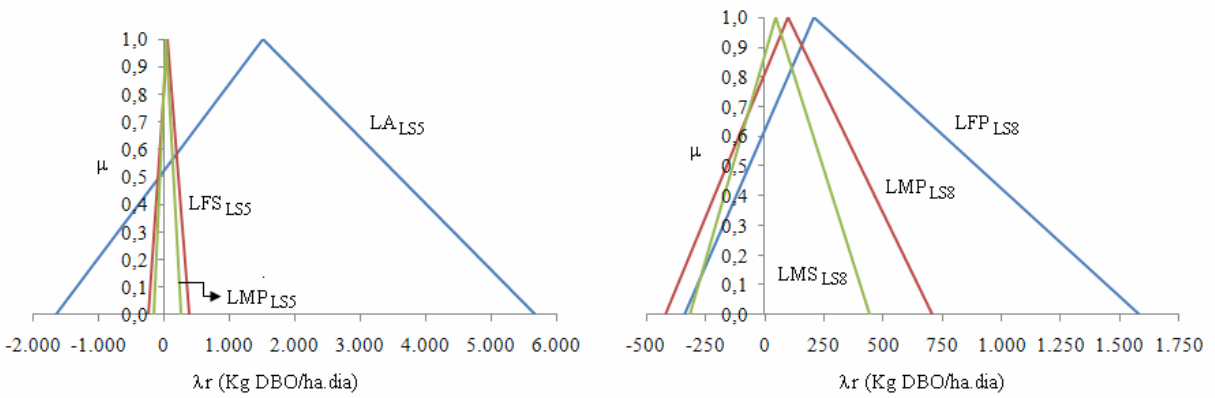
6.4.1 Representação da λr com NFTs

As taxas de remoção de poluentes são baseadas somente nos valores médios das vazões e concentrações afluentes/efluentes (ver Tabelas 6.4 e 6.6). O cálculo da variação real demanda conhecimento sobre tais alterações ao longo do tempo, e um número de amostras

mais representativo, além de certo esforço computacional. Estas imposições podem ser minimizadas com o emprego de conjuntos *fuzzy*.

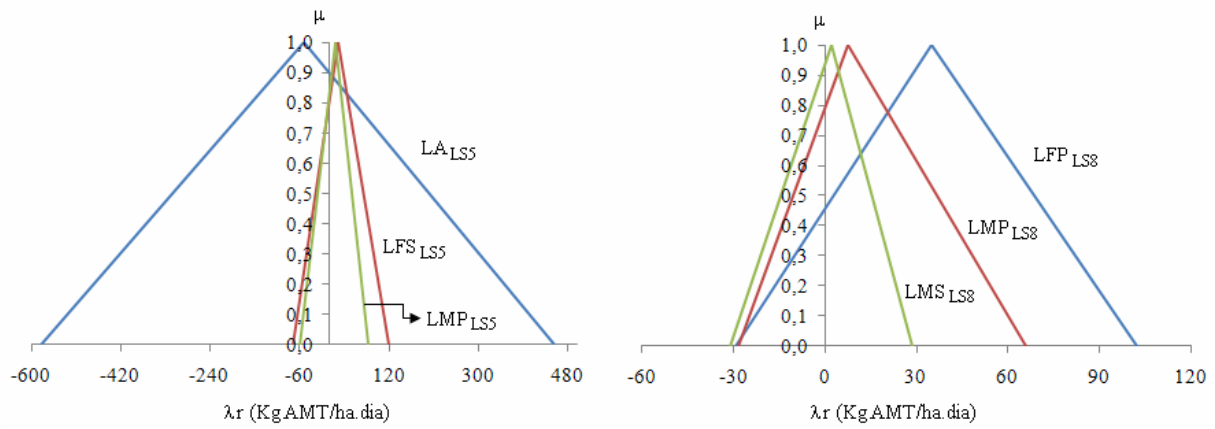
No item 6.3.2 destacou-se que não há sincronia entre as concentrações afluente e influente, de forma que uma concentração mais elevada no esgoto bruto pode não ter correspondência no efluente tratado. Trata-se na verdade de uma defasagem que é influenciada por variáveis diversas, notadamente clima e características do fluxo hidráulico nas lagoas.

O emprego de NFTs para análise das taxas de remoção superficial de poluentes permite uma rápida percepção do *status* de cada lagoa, e da ETE como um todo. Por exemplo, as Figuras 6.12 e 6.13 mostram a variação das taxas de remoção superficial de DBO e AMT ao longo das lagoas das séries L_{S5} e L_{S8}.



(a) (b)

Figura 6.12: NFTs das taxas de remoção superficial de DBO ao longo das lagoas das séries L_{S5} (a) e L_{S8} (b).



(a) (b)

Figura 6.13: NFTs das taxas de remoção superficial de AMT ao longo das lagoas das séries L_{S5} (a) e L_{S8} (b).

Para a DBO não filtrada, com suporte maior, as lagoas de topo (L_{ALS5} e L_{FPLS8}) permaneceram 11,8% e 10,9% dos tempos de funcionamento com entradas menores que as saídas. Nas unidades subsequentes estas variações foram maiores (em torno de 32,0 %), com tendência de crescimento, pois a maior parte da matéria orgânica já havia sido removida.

Raciocínio semelhante é inferido no caso da AMT, para lagoas com biomassa algal. Na L_{S8} a ocorrência de taxas de remoção negativas (i.e. concentrações de entrada menores que as de saída) cresceu ao longo da série: 10,0% na L_{FP}; 23,7% na L_{MP}; 48,4% na L_{MS}.

Também em relação a AMT, na lagoa anaeróbia da série L_{S5}, a predominância de valores de saída maiores que os de entrada (61,4% do tempo de funcinamento) foi causado pela amonificação do nitrogênio orgânico (SILVA et al., 1995). Expressa, portanto, o grau *fuzzy* de amonificação no reator anaeróbio do sistema. Comparativamente, na L_{SFLS5} os valores negativos nas taxas de remoção de AMT foram menores (29,9% do tempo), com elevação na última lagoa (34,5% na L_{MPLS5}).

O fenômeno acima descrito pode ser observado em relação a outros parâmetros. Isso ajuda a explicar porque o recorrente cálculo de taxas de decaimento reais, com base em cinética de 1ª ordem, não corresponde ao valor estimado a partir de equações tipo van't Hoff-Arrhenius. Assim como ocorreram valores negativos nas taxas de remoção superficial de poluentes, também podem ser computadas taxas de decaimento negativas, dando uma idéia equivocada de geração de poluente por via física ou biótica. É mais razoável aceitar que tais fenômenos resultaram de certo grau de desordem no funcionamento regular das lagoas, causado pelas variáveis já explicitadas neste estudo, como flutuações nas concentrações afluentes, nas vazões, clima e hidráulica.

7. CONCLUSÃO

7.1 Aspectos gerais e específicos

A aritmética *fuzzy*, através do I_{CF} e do R_F, mostrou-se um recurso bastante eficiente na avaliação do desempenho de ETEs e suas compatibilidades ambientais. Em razão de sua simplicidade, o estudo mostrou que o enfoque *fuzzy* possibilita o desenvolvimento de ferramentas computacionais de avaliação e controle de sistemas de lagoas de estabilização, além de ensejar uma melhor compreensão do funcionamento operacional. Os achados específicos da pesquisa são explicitados nos parágrafos abaixo.

Nas ETEs constituídas somente de lagoas facultativas primárias, o I_{CF} médio para o TDH foi de 0,813, enquanto nas séries foi de 0,863. Portanto, em média as ETEs operaram 81,3 e 86,3% do tempo abaixo do valor estipulado em projeto. Duas das ETEs (L_{FP4} e a L_{S8}) apresentaram I_{CF} próximo de 0,5 e com graus de pertinência (μ) adjacentes à unidade. Isso mostrou que os sistemas operaram com TDHs semelhantes aos definidos em projeto. Exceto por estas estações, foi possível estimar incrementos médios de contribuições de vazão da ordem de 84,5% nas séries e de 74,7% nas demais. Para as cargas orgânicas a serem tratadas (λ), os valores de I_{CF} foram de 0,881 e 0,820. Para as séries e as lagoas facultativas primárias os potenciais de incrementos de λ podem ser de 91,8% e 71,9%, respectivamente.

Em relação aos padrões de despejo, e de reúso no caso de CTm, o parâmetro OD obteve os maiores índices de concordância *fuzzy*, que foram um pouco maiores nos sistemas em série (0,945) que nas lagoas facultativas primárias (0,867). Quanto aos demais parâmetros de monitoração, os sistemas em série apresentaram valores de I_{CF} maiores, notadamente naqueles constituídos de mais de 3 lagoas. Tais sistemas de lagoas apresentaram maior concordância *fuzzy* com as normas ambientais.

Caso particular foi a série L_{S8}, que operou com recirculação de vazão. Esse artifício operacional possibilitou maior remoção de amônia, porém com baixos graus de concordância *fuzzy* para SST e CTm.

O cômputo do risco *fuzzy* concernente à sobrecarga (orgânica e hidráulica) das ETEs correspondeu ao complemento dos valores de I_{CF}, em relação aos elementos de projeto e admitidos como não difusos. Portanto, o R_F foi tanto maior quanto menor tiver sido o I_{CF}.

Para os parâmetros de projeto foi considerada ainda uma dilação do suporte - 0,8 à esquerda e à direita -, a fim de se construir números difusos para TDH, λs e λv. Neste caso o risco difuso foi maior, de forma que as ETEs operaram sob maior sobrecarga. Apesar de números semelhantes, as séries apresentaram menor risco difuso de sobrecarga (22,1% para $\widetilde{TDH}$, 24,4% para $\widetilde{\lambda s}$ e 23,0% para $\widetilde{\lambda v}$). Individualmente, os sistemas L_{FP4} e L_{S8} apresentaram maior risco difuso de sobrecarga, por operarem sob condições próximas às estabelecidas em projeto. Portanto, com admissão risco difuso de até 0,5.

Os resultados de risco difuso no confronto entre os desempenhos reais e os observados na literatura técnica mostraram que as ETEs operaram a maior parte do tempo um pouco aquém da expectativa. Resultados melhores foram encontrados em relação aos sistemas em série, porém sem equivalência estrita com os valores sugeridos na literatura.

Dentre os parâmetros considerados, o risco difuso para não atendimento de expectativas no desempenho foi maior em relação a SST, com médias de 0,929 nas L_{FPs} e 0,903 nas L_{Ss}. Para o conteúdo orgânico em amostras não filtradas (DQO e DBO) os valores de R_F também foram elevados. As médias foram de 0,846 nas L_{FPs} e 0,677 nas L_{Ss}, para DQO, e 0,810 nas L_{FPs} e 0,542 nas L_{Ss}, para DBO. Para as amostras filtradas de DBO os graus de falha foram menores, e menos significativos ainda no caso da AMT. Destacou-se que ainda há carência de investigação sobre a remoção de nutrientes, a fim de se obter números mais confiáveis.

Ainda sobre a falha difusa no desempenho esperado, a mentalidade técnica insiste em considerar sistemas de lagoas como estruturas estáticas, baseadas somente em desempenho médio. Tal abordagem pode resultar em avaliações incompletas acerca do desempenho real. A aritmética *fuzzy* pode auxiliar os projetistas a realizar uma análise de sensibilidade mais crítica sobre o desempenho esperado para lagoas. É possível estabelecer uma margem de garantia difusa para o desempenho esperado em sistemas de lagoas e, consequentemente, para a qualidade do efluente tratado.

O risco *fuzzy* na violação dos valores das normas ambientais foi maior nos sistemas tipo L_{FP} do que nas séries. Isto era esperado e, quanto maior o número de lagoas, menor foi o R_F. Para matéria orgânica, como medida de dispersão difusa, as flutuações nos

graus de falha *fuzzy* nas séries foram maiores que nas L_{FPs}. A diversidade de configurações e de condições operacionais causou tais variações.

Os limites estabelecidos pela Comunidade Econômica Européia para matéria orgânica foram inapropriados à realidade dos trópicos, com risco difuso em média 3 vezes superior. Ao mesmo tempo, a faixa de valores estabelecidas para pH (de 7,50 a 10,00) também se mostrou inadequada, com atenção plausível somente no caso de efluentes industriais.

Correlações lineares positivas (nível de significância de 95%) mostraram que quanto menor o conteúdo de DBO e DQO nas amostras não filtradas, e de SST, menor foi o risco difuso em relação à contagem de CTm. Paralelo a isto, houve correlação negativa entre os riscos difusos para pH e CTm.

A partir do R_F computado em relação aos padrões de lançamento foi estabelecido um índice de desempenho *fuzzy* (I_{FD}) para lagoas de estabilização. O I_{FD} permitiu comparar a qualidade dos efluentes gerados pelas ETEs. O modelo proposto foi simples, com uso de uma escala (1 a 18) que considerou os parâmetros DBO_f, DQO_f, SST, AMT, OD e CTm. Assim, comparativamente, para as lagoas facultativas primárias os resultados foram: I_{FD} L_{FP3} (2,09) < I_{FD} L_{FP2} (2,15) < I_{FD} L_{FP4} (2,30) < I_{FD} L_{FP5} (3,49) < I_{FD} L_{FP1} (3,62) < I_{FD} L_{FP6} (4,96). Para as lagoas em série os resultados foram: I_{FD} L_{S5} (9,59) < I_{FD} L_{S8} (9,67) < I_{FD} L_{S4} (9,72) < I_{FD} L_{S3} (10,01) < I_{FD} L_{S1} (10,38) < I_{FD} L_{S2} (13,57) < I_{FD} L_{S6} (15,49) < I_{FD} L_{S7} (15,69).

Foram encontrados ovos de helmintos somente nos esgotos não tratados. Entretanto, a estimação do risco difuso para o efluente final conter 1,0 ou mais ovos/L foi de 10%, mesmo para um TDH de 28,8 dias. Para esse mesmo risco difuso e contagem de oH nos efluentes ≥ 0,1 ovo/L seria necessário um TDH médio de 38,0 dias.

A metodologia *fuzzy* (I_{CF} e R_F) aplicada à qualidade do efluente em cada lagoa das séries L_{S5} e L_{S8} possibilitou observar distinções impostas pela configuração e condição operacional de cada uma destas ETEs.

Ao longo das lagoas destas séries foram construídos NFTs para avaliação das taxas de remoção de DBO e AMT. As representações com NFTs mostraram valores de taxas de remoção superficial negativas, em razão de não haver sincronia entre as concentrações afluentes e influentes. As áreas equivalentes aos valores negativos das taxas de remoção de DBO e AMT cresceram ao longo das lagoas constituintes das séries.

Valores negativos nas taxas de remoção superficial de poluentes deram uma idéia equivocada de geração de poluente por via física ou biótica. Na verdade isto fez parte do funcionamento regular das lagoas. As taxas de remoção podem ser influenciadas não apenas

por flutuações nas vazões e concentrações afluentes, mas também pelo clima e pelas características hidráulicas das lagoas, que por fim afetam as concentrações efluentes.

7.2 Sugestões para trabalhos futuros

É claro que novas metodologias e promissoras de hoje serão substituídas no futuro por outras superiores, ou pelo menos alternativas. É isto que se espera, e algumas destas metodologias serão desenvolvidas em resposta a novas necessidades de análise de dados. Assim, há necessidade de abordagens sucedâneas, objetos de outras pesquisas, para avanço da proposta deste trabalho acerca da tecnologia de lagoas de estabilização. Dentre as mesmas, sugere-se:

a) Emprego de outras representações de números difusos, principalmente NFT_R (número *fuzzy* trapezoidal) e gaussiana;

b) Utilização da mediana como valor mais provável em NFTs;

c) Comparação entre conjuntos difusos que representem as taxas de decaimento de poluentes em relação aos modelos de regime hidráulico (mistura completa, fluxo em pistão e fluxo disperso);

d) Extensão e otimização da aplicação do I_{FD} na avaliação da qualidade do efluente de ETEs em geral;

e) Aplicação do conceito do I_{FD} na avaliação da qualidade da água de corpos hídricos superficiais, e

f) Desenvolvimento de sistema computacional com aplicação da abordagem *fuzzy* proposta e aprimorada como instrumento de avaliação da qualidade de efluentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABICALIL, M. T. Uma nova agenda para o setor de saneamento. In: **O pensamento do setor de saneamento do Brasil: perspectivas futuras**. Série Modernização do Setor Saneamento, volume 16, artigo 7, p.115-135. Brasília: SEDUR/PR-PMSS, 2002.

ABIS, K. I.; MARA, D. D. Primary facultative ponds in the UK: the effect of operational parameters on performance and algal populations. **Water Science and Technology**, London, v. 51, n. 12, p. 61-67, June, 2005.

ABNT. **Planejamento de amostragem de efluentes líquidos nos corpos receptores: NBR 9897/87.** Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro: ABNT, Junho, 1987a. 14 p.

ABNT. **Preservação e técnica de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores: NBR 9898/87**. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro: ABNT, Junho, 1987b. 22 p.

ABUJAMRA, R. C. P.; INGUNZA, M. P. D.; BRITO, L. P. Avaliação da remoção do nitrogênio amoniacal em uma série de lagoas de estabilização no Nordeste do Brasil. In: **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Anais... CD-rom. Campo Grande-MS, Setembro, 2005.

AGUNWAMBA, J. C.; EGBUNIWE, N.; ADEMILUYI, J. O. Prediction of the dispersion number in waste stabilization ponds. **Water Research**, London, v. 26, n. 1, p. 85-89, January, 1992.

ALMASI, A.; PESCOD, M. Wastewater treatment mechanisms in anoxic stabilization ponds. **Water Science and Technology**, London, v. 33, n. 7, p. 125-132, July, 1996.

AL-SALEM, S. S.; LUMBERS, J. P. An initial evaluation of Al-Sumra waste stabilization ponds (Jordan). **Water Science and Technology**, London, v. 19, n. 12, p. 33 – 37, December, 1987.

ANA. **Programa de despoluição de bacias hidrográficas – PRODES**. Manual de operação - versão 2002. Agência Nacional de Águas. Brasília: ANA, 2002. 149 p.

ANAGNOSTOPOLOUS, K. P.; GRATZIOU, M.; VAVATSIKOS, A. P. Using fuzzy analytic hierarchy process for selecting wastewater facilities at prefecture level. **European Water**, Athens, v. 19/20, p. 15-24, December, 2007.

ANDRADE, C. F. **Estudo de planícies de inundação através da análise dos parâmetros hidráulicos do canal principal e sua influência na avaliação do risco *fuzzy* de enchentes**. Tese de Doutorado. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2006. 213 p.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 18th edition. American Public Health Association. Washington: APHA, 1992.

ARAÚJO, A. L. C.; DE OLIVEIRA, R.; MARA, D. D.; PEARSON, H. W.; SILVA, S. A. The phosphorus and sulphur cycles in wastewater storage and treatment reservoirs. **Water Science and Technology**, London, v. 42, n. 10/11, p. 203-210, November, 2000.

ARAÚJO, A. L. C.; DUARTE, M. A. C.; VALE, M. B. Avaliação de quatro séries de lagoas de estabilização na Grande Natal na remoção de matéria orgânica e coliformes fecais. In: **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Anais... CD-rom. Joinville-SC, Setembro, 2003.

ARAÚJO, S. C. S. **Modelos de simulação baseados em raciocínio qualitativo para avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Ecologia. Instituto de Ciências Biológicas. Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília. Brasília, 2005. 218 p.

ARCEIVALA, S. J. **Wastewater treatment and disposal**. New York: Marcel Dekker, 1981. 892 p.

ARCEIVALA, S. J.; LAKSHMINARAYANA, J. S. S.; ALAGARSAMY, S. R; SASTRY, C. A. **Design, construction and operation of waste stabilization ponds in India**. Central Public Health Engineering Research Institute Publication. Nagpur, 1970. 128 p.

ARTHUR, J. P. **Notes on the design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries**. Technical paper No. 7. Washington: World Bank, 1983. 127 p.

ASANO, T.; LEVINE, A. D. Wastewater reuse: a valuable link in water resources management. **Water Quality International**, London, n. 4, p. 20-24, December, 1995.

ASHBOLT, N. J.; GRABOW, W. O. K.; SNOZZI, M. Indicators of microbial water quality. In: **Water quality: guidelines, standards and health**. Chapter 5, p. 289-316. Edited by L. Fewtrell and J. Bartram. London: IWA Publishing, 2001.

AYRES, R. M.; ALABASTER, G. P.; MARA, D. D.; LEE, D. L. A design equation for human intestinal nematode egg removal in waste stabilization ponds. **Water Research**, London, v. 26, n. 6, p. 863-865, June, 1992.

AYRES, R.; MARA, D.D. **Analysis of wastewater for use in agriculture: a laboratory manual of parasitological and bacteriological techniques**. World Health Organization. Geneva: WHO, 1996. 31 p.

AZEVEDO NETTO, J. M. Lagoas de estabilização. In: **Lagoas de estabilização**. Capítulo 1, p. 1-6. 2ª edição. Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Básico e Controle da Poluição das Águas. São Paulo: CETESB, 1975.

BADROT-NICO, F.; GUINOT, V.; BRISSAUD, F. Taking wind into account in the design of waste stabilisation ponds. In: **8th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds**. Annals... CD-rom. Belo Horizonte, Brazil, April, 2009.

BARKMAN, A. **Critical loads - assessment of uncertainty**. Doctoral Thesis, Department of Chemical Engineering II. Lund University. Sweden, 1998. 48 p.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D. Normas e critérios de qualidade para reúso de água. In: **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Capítulo 2, p. 17-61. Editado por L. Florêncio, R. K. X. Bastos e M. M. Aisse. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

BEAMONTE, E.; BERMÚDEZ, J. D.; CASINO, A.; VERES, E. A statistical study of the quality of surface water intended for human consumption near Valencia (Spain). **Journal of Environmental Management**, Amsterdan, v. 83, n. 3, p. 307-314, May, 2007.

BELCHIOR, A. D. **Um modelo fuzzy para avaliação da qualidade de software**. Tese de Doutorado. Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia – COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 1997. 185 p.

BENEMANN, J. R.; OSWALD, W. J. **Systems and economic analysis of microalgae ponds for conversion of CO_2 to biomass**. Report to the Department of Energy. Department of Civil Engineering, University of California. Berkeley, January, 1994. 29 p.

BERTHOUEX, P. M.; HUNTER, W. G. How to construct reference distributions to evaluate treatment plant effluent quality. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 55, n. 12, p. 1417-1424, December, 1983.

BERTHOUEX, P. M.; HUNTER, W. G. Simple statistics for interpreting environmental data. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 53, n. 2, p. 167-175, February, 1981.

BITTON, G. **Wastewater microbiology**. 3rd edition. Wiley Series in Ecological and Applied Microbiology. New York: John Wiley & Sons, Inc., 2005. 746 p.

BLUMENTHAL, U. J.; MARA, D. D.; PEASEY, A.; RUIZ-PALACIOS, G.; STOTT, R. Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. Special Theme – Environment and Health. **Bulletin of the World Health Organization**, Geneva, v. 78, n. 9, p. 1104-1116, September, 2000.

BONVICINI. S.; LEONELLI, P.; SPADONI, G. Risk analysis of hazardous materials transportation: evaluating uncertainty by means of fuzzy logic. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdan, v. 62, n. 1, p. 59-74, September, 1998.

BRACHO, N.; LLOYD, B.; ALDANA, G. Optimisation of hydraulic performance to maximize faecal coliform removal in maturation ponds. **Water Research**, London, v. 40, n. 8, p. 1677-1685, May, 2006.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N. JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental – o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2ª edição. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo - EPUSP. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 318 p.

BRANDÃO, R. L. **Sistema de informações para gestão e administração territorial da Região Metropolitana de Fortaleza**. Ministério de Minas e Energia. Companhia de Recursos Minerais. Fortaleza: CPRM, 1995. 88 p.

BRENNAN, L.; OWENDE, P. Biofuels from microalgae - a review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Amsterdan, v. 14, n. 2, p. 557-577, February, 2010.

BUCKSTEEG, K. German experiences with sewage treatment ponds. **Water Science and Technology**, London, v. 19**,** n. 12, p. 17-23, December, 1987.

BURDEN, R. L.; FAIRES, D. F. **Análise numérica**. São Paulo: Pioneira Thomson Learning, 2003. 736 p.

CAKIR, F. Y.; STENSTROM, M. K. Greenhouse gas production: a comparison between aerobic and anaerobic wastewater treatment technology. **Water Research**, London, v. 39, n. 17, p. 4197-4203, October, 2005.

CAMPOS, H. M.; VON SPERLING, M. Estimation of domestic wastewater characteristics in a developing country based on socio-economic variables. **Water Science and Technology**, London, v. 34, n. 3/4, p. 71-77, February, 1996.

CARR, R. M.; BLUMENTHAL, U. J.; MARA, D. D. Guidelines for safe use of wastewater in agriculture: revisiting WHO guidelines. **Water Science and Technology**, London, v. 50, n. 2, p. 31-38, February, 2004.

CARVALHO, M. E.; MOTA, S.; DA SILVA, F. J. A.; MARA, D. D.; SILVA, S. A.; PEARSON, H. W. From pilot to full-scale: comparing the performance of a pilot system with the full-scale version treating domestic and industrial wastewater in the State of Ceará, Brazil. In: **4th Specialist International Conference on Waste Stabilisation Ponds: Technology and the Environment**. Annals…Preprint. Marrakech, Morroco, April, 1999.

CERVO, A. L.; BERVIAN, P. A. **Metodologia científica: para uso dos estudantes universitários**. 3ª edição. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1983. 249 p.

CHAGAS, P. F. **Perspectivas da aplicação da teoria fuzzy para cálculo de risco em sistemas hidrodinâmicos**. Tese de Doutorado. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2005. 190 p.

CHAMPELY, S.; DOLEDEC, S. How to separate long-term trends from periodic variation in water quality monitoring. **Water Research**, London, v. 31, n. 11, p. 2849-2857, November, 1997.

CHANG, P-H. Quantitative methods for effluent control. **Journal of Environmental Management**, Amsterdan, v. 45, n. 2, p. 199-203, October, 1995.

CHAPRA, S. C. **Surface water quality modelling**. McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering. Boston: WCB/McGraw-Hill, 1997. 844 p.

CHARLES, K. J.; ASHBOLT, N. J.; ROSER, D. J.; MCGUINNESS; R.; DEERE, D. A. Effluent quality from 200 on-site sewage systems: design values for guidelines. **Water Science and Technology**, London, v. 51, n. 10, p. 163-169, October, 2005.

CHEN, G.; PHAM, T. T. **Introduction to fuzzy sets, fuzzy logic and fuzzy control systems**. Boca Raton: CRC Press, 2001. 316 p.

CHISTI, Y. Biodiesel from microalgae. **Biotechnology Advances**, Amsterdan, v. 25, n. 3, p. 294-306, June, 2007.

CHONG-FU, H. An application of calculated fuzzy risk. **Information Sciences**, Amsterdan, v. 142, n. 1/4, p. 37–56, May, 2002.

CNRH. **Resolução número 54**. 28 de novembro de 2005. Diário oficial da União, 09/03/06. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, 2006.

COLOMER, F. L.; RICO, D. P. Mechanistic model for facultative stabilization ponds. **Water Environment Research**, Alexandria, v. 65, n. 5, p. 679-685, May, 1993.

CONAMA. **Resolução número 357**. 17 março de 2005. Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salgadas do Território Nacional. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial da União. Brasília, 18 de março de 2005.

CONAMA. **Resolução número 397**. 03 de abril de 2008. Altera o inciso II do § 4o e a Tabela X do § 5o, do art. 34 da Resolução CONAMA 357/05. Diário Oficial da União. Brasília, 03 de abril de 2008.

COUNCIL OF THE EUROPEAN COMMUNITIES. Council directive of 21 of May 1991 concerning urban waste water treatment (91/271/EEC). **Official Journal of the European Communities**, No L135/40 – 52, 30 of May, 1991.

CROOK, J. Quality criteria for reclaimed wastewater. **Water Science and Technology**, London, v. 24, n. 9, p. 109-121, September, 1991.

CURTIS, T. P.; MARA, D. D. **The effect of sunlight on mechanisms for the die-off of faecal coliform bacteria in waste stabilization ponds**. Research Monograph No 1. University of Leeds. Leeds, 1994. 94 p.

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

DA SILVA, F. J. A. Número de dispersão em lagoas de maturação. **Revista Tecnologia**, Fortaleza, v. 27, n. 1, p. 17-25, Junho, 2006.

DA SILVA, F. J. A.; ARAÚJO, L. F. P.; FREITAS, V. C. A. Verificação de alguns modelos em lagoas facultativas primárias. **Revista Tecnologia**, Fortaleza, v. 19, n. 19, p. 11-18, Dezembro, 1998.

DA SILVA, F. J. A.; BEZERRA, M. E. E. Contribuição à caracterização de esgotos sanitários em Fortaleza. In: **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Anais...CD-Rom. Campo Grande-MS, Setembro, 2005.

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

DA SILVA, F. J. A.; DE SOUZA, R. O.; CASTRO, F. J. F.; ARAÚJO, A. L. C. *Prospectus* of waste stabilization ponds in Ceará, Northeast Brazil. In: **8th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds**. Annals... CD-rom. Belo Horizonte, Brazil, April, 2009.

DA SILVA, F. J. A.; VIEIRA, V. P. P. B.; DE SOUZA, R. O. Risco de sobrecarga em lagoa facultativa primária em região de clima quente. **Revista Tecnologia**, Fortaleza, v. 27, n. 2, p. 171-178, Dezembro, 2006.

DA SILVA, F. J. **Estudo do ciclo do nitrogênio em lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos no Nordeste do Brasil**. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Civil. Universidade Federal da Paraíba, *Campus* II. Campina Grande, 1994. 125 p.

DAVIES-COLLEY, R. J.; DONNINSON, A. M.; SPEED, D. J. Towards a mechanistic understanding of pond disinfection. In: **4th Specialist International Conference on Waste**

Stabilisation Ponds: Technology and the Environment. Annals…Preprint. Marrakech, Morroco, April, 1999.

DE OLIVEIRA, R. **The performance of deep waste stabilization ponds in Northeast Brazil**. Ph.D. Thesis. University of Leeds. Leeds, 1990. 191 p.

DOS SANTOS, A. B. **Avaliação técnica de sistemas de tratamento de esgotos**. Banco do Nordeste do Brasil. Fortaleza: BNB, 2007. 206 p.

DOS SANTOS, S. H. L. **Aplicação da teoria dos números difusos em um modelo de operação de reservatório, para estudar o comportamento da vazão regularizada e do rendimento**. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2008. 75 p.

DUBOIS, D.; PRADE, H. The three semantics of fuzzy sets. **Fuzzy Sets and Systems**, Amsterdam, v. 90, n. 2, p. 141-150, September, 1997.

ECKENFELDER, W. W.; ARGAMAN, Y. Principals of biological and physical/chemical nitrogen removal. In: **Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewaters: principles and practice**. Chapter 2, p. 3 – 42. Edited by R. I. Sedlak. 2nd Edition. New York: The Soap and Detergent Association, 1991.

ELLIS, K. V.; RODRIGUES, P. C. C. Multiple regression design equations for stabilization ponds. **Water Research**, London, v. 29, n. 11, p. 1343-1351, November, 1995

ELLIS, K. V.; RODRIGUES, P. C. Verification of two design approaches for stabilisation ponds. **Water Research**, London, v. 27, n. 9, p. 1447-1453, September, 1993.

EPA. **Guiding principles for Monte Carlo analysis**. Technical Panel. Risk Assessment Forum. U.S. Environmental Protection Agency. Washington: EPA, March, 1997. 35 p.

ESTABEN, M.; POLIT, M.; STEYER, J. P. Fuzzy control for an anaerobic digester. **Control Engineering Practice**, Amsterdan, v. 5, n. 9, p. 1303-1310, September, 1997.

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

FERRARA, R. A.; AVCI, C. B. Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 54, n. 4, p. 361-369, April, 1982.

FERRARA, R.; HARLEMAN, D. Hydraulic modelling for waste stabilization ponds. **Journal of the Environmental Engineering Division**, ASCE, Washington, v. 107, EE4, p. 817-830, December, 1981.

FLORÊNCIO, L.; AISSE, M. M.; BASTOS, R. K. X.; PIVELI, R. P. Utilização de esgotos sanitários: marcos conceituais e regulatórios. In: **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Capítulo 1, p. 1–16. Editado por L. Florêncio, R. K. X. Bastos e M. M. Aisse. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

FRITZ, J. J.; MIDDLETON, A. C.; MEREDITH, D. D. Dynamic process modeling of wastewater stabilization ponds. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 51, n. 11, p. 2724-2743, November, 1979.

GANOULIS, J. G. **Engineering risk analysis of water pollution - probabilities and fuzzy sets**. New York: VHC Publishers Inc., 1994. 306 p.

GAZDIK, I. Zadeh's extension principle in design reliability. **Fuzzy Sets and Systems**, Amsterdam, v. 83, n. 2, p. 169-178, October, 1996.

GIACHETTI, R. E.; YOUNG, R. E. Analysis of the error in the standard approximation used for multiplication of triangular and trapezoidal fuzzy numbers and the development of a new approximation. **Fuzzy Sets and Systems**, Amsterdan, v. 91, n. 1, p. 1-13, October, 1997.

GNEDENKO, B. V.; USHAKOV, I. A. **Probabilistic reliability engineering**. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1995. 518 p.

GOMES, L. F. A.; ARAYA, M. C. G.; CARIGNANO, C. **Tomada de decisões em cenários complexos**. São Paulo: Pioneira Thomson Learning, 2004. 168 p.

GONZALEZ, A.; PONS, O.; VILA, M. A. Dealing with uncertainty and imprecision by means of fuzzy numbers. **International Journal of Approximate Reasoning**, Amsterdan, v. 21, n. 3, p. 233-256, August, 1999.

GUIMARÃES, A. C. F.; LAPA, C. M. F. Fuzzy inference to risk assessment on nuclear engineering systems. **Applied Soft Computing**, Amsterdan, v. 7, n. 1, p. 17-28, January, 2007.

GUNTER, J. T.; HODGES, D. G.; REGENS, J. L. Probability models for predicting local water quality regulations in the southern United States. **Forest Policy and Economics**, Amsterdan, v. 7, n. 6, p. 868-876, November, 2005.

HARGREAVES, J. A. Nitrogen biochemistry of aquaculture ponds. **Aquaculture**, London, v. 166, n. 3/4, p. 181-212, September, 1998.

HOFFMAN, J. D. **Numerical methods for engineers and scientists**. 2nd edition. New York: Marcel Dekker, 2001. 823 p.

HOKSTAD, P.; STEIRO, T. Overall strategy for risk evaluation and priority setting of risk regulations. **Reliability Engineering and System Safety**, Amsterdam, v. 91, n. 1, p. 100–111, January, 2006.

HOSSETI, B.; FROST, S. A review of the control of biological waste treatment in stabilization ponds. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, London, v. 28, n. 2, p. 193-218, April, 1998.

HOUNG, H. J. S.; GLOYNA, E. F. Phosphorus models for waste stabilization ponds. **Journal of the Environmental Engineering Division**, ASCE, Washington, v. 110, EE 3, p. 550-561, September, 1984.

HUSSAIN I.; L. RASCHID; M. A. HANJRA; F. MARIKAR; W. VAN DER HOEK. 2002. **Wastewater use in agriculture: review of impacts and methodological issues in valuing impacts**. International Water Management Institute – Sri Lanka. Working Paper 37. Colombo, 2002. 55 p.

ICAGA, Y. Fuzzy evaluation of water quality classification. **Ecological Indicators**, Amsterdan, v. 7, n. 3, p. 710–718, July, 2007.

JOHNSON, M.; VALERO, M. A. C.; MARA, D. D. Maturation ponds, rock filters and reedbeds in the UK: statistical analysis of winter performance. **Water Science and Technology**, London, v. 55, n. 11, p. 135–142, November, 2007.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4ª Edição. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: ABES, 2005. 720 p.

JØRGENSEN, S. E. **Fundamentals of ecological modelling**. 2nd Edition. Developments in Environmental Modelling, n. 19. Amsterdan: Elsevier, 1994. 628 p.

KALKER, T. J. J.; VAN GOOR, C. P.; ROELEVELD, P. J.; RULAND, M. F.; BABUŠKA, R. Fuzzy control of aeration in an activated sludge wastewater treatment plant: design, simulation and evaluation. **Water Science and Technology**, London, v. 39, n. 4, p. 71-78, April, 1999.

KAUFMANN, A.; GUPTA, M. M. **Introduction of fuzzy arithmetic: theory and applications**. New York: Van Nostrand Reinhold, 1991. 384 p.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. Desenvolvimento de modelo matemático para determinação do perfil vertical de temperatura e do volume útil de lagoas de estabilização. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 4, n. 1/2, p. 84-92, Junho, 1999.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de estabilização: projeto e operação**. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: ABES, 1998. 288 p.

KERLINGER, F. N. **Metodologia da pesquisa em ciências sociais: um tratamento conceitual**. São Paulo: Editora EPUSP/EDUSP, 1980. 378 p.

KLIR, G. J.; YUAN, B. **Fuzzy sets and fuzzy logic – theory and applications**. Upper Saddle River: Prentice Hall PTR, 1995. 574 p.

KLOCK, W. J. Survival of coliform bacteria in wastewater treatment lagoons. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 43, n. 10, p. 2071-2083, October, 1971.

KÖNIG, A. **Ecophysiological studies on some algae and bacteria of waste stabilisation ponds**. Ph.D. Thesis. Department of Botany. University of Liverpool. Liverpool, 1984. 134 p.

KOSKO, B. **Fuzzy thinking – the new science of fuzzy logic**. New York: Hyperion, 1993. 318 p.

LAKATOS, E. M.; MARCONI, M. A. **Fundamentos da metodologia científica**. 5ª edição. São Paulo: Editora Atlas, 2003. 288 p.

LANSDELL, M. The development of lagoons in Venezuela. **Water Science and Technology**, London, v. 19, n. 12, p. 55-60, December, 1987.

LARSEN, R. W. **Engineering with EXCEL**. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2002. 492 p.

LARSEN, T. B. **A dimensionless design equation for sewage lagoons**. Ph.D. Thesis. Department of Civil Engineering. University of New Mexico. Albuquerque, 1974. 330 p.

LIMPERT, E.; STAHEL, W. A.; ABBT, M. Log-normal distributions across the sciences: keys and clues. **BioScience**, Washington, v. 51, n. 5, p. 341-352, May, 2001.

LIU, Y.; YANG, P.; HU, C.; GUO, H. Water quality modeling for load reduction under uncertainty: a bayesian approach. **Water Research**, London, v. 42, n. 13, p. 3305 – 3314, July, 2008.

LLOYD, B. J.; VORKAS, C. A. A diagnostic methodology for the evaluation and hydraulic optimisation of WSP design for pathogen removal using field assessments and modelling. In: **4th Specialist International Conference on Waste Stabilisation Ponds: Technology and the Environment**. Annals…Preprint. Marrakech, Morroco, April, 1999.

LOPES, A. A. S. **Desenvolvimento de uma metodologia, com base na teoria fuzzy, aplicada a modelos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e oxigênio dissolvido (OD), para calcular o risco de degradação ambiental em rios naturais**. Tese de Doutorado. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2009. 140 p.

MADERA, C. A.; PẼNA, M. R.; MARA, D. D. Microbiological quality of a waste stabilization pond effluent used for restricted irrigation in Valle Del Cauca, Colômbia. **Water Science and Technology**, London, v. 45, n. 1, p. 139–143, January, 2002.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. **Biology of microorganisms**. 9th edition. London: Prentice Hall International, Inc., 2000. 991 p.

MAGALHÃES, A. R.; REBOUÇAS, O. Drought as a policy and planning issue in Northeast Brazil. In: **The impact of climatic variations on agriculture - assessments in semi-arid regions**. Volume 2, Chapter 1, p. 1-28. Edited by M. L. Parry, T. R. Carter and N. T. Konjin. United Nations Environment Programme. Reidel: Dordrecht, 1987.

MALUTTA, C. **Método de apoio à tomada de decisão sobre a adequação de aterros sanitários utilizando a lógica fuzzy**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2004. 221 p.

MARA, D. D. A note on the design of facultative sewage lagoons. **Water Research**, London, v. 8, n. 7, p. 493-495, July, 1974.

MARA, D. D. **Design manual for waste stabilization ponds in India**. Ministry of Environment and Forests. National River Conservation Directorate. Lagoon Technology International. Leeds: LTI, 1997. 125 p.

MARA, D. D. **Domestic wastewater treatment in developing countries**. London: Earthscan, 2004. 293 p.

MARA, D. D. **Sewage treatment in hot climates**. Chichester: John Wiley & Sons, 1976. 168 p.

MARA, D. D. Waste stabilization ponds - problems and controversies. **Water Quality International**, London, n. 1, p. 20-22, March, 1987.

MARA, D. D. Waste stabilization ponds: effluent quality requirements and implications for process design. **Water Science and Technology**, London, v. 33, n. 7, p. 23-31, July, 1996.

MARA, D. D. Waste stabilization ponds: past, present and future. In: **2nd International Congress "SmallWat07" of Wastewater Treatment in Small Communities**. Seville, Spain, November, 2007.

MARA, D. D.; JOHNSON, M. L. Waste stabilization ponds and rock filters: solutions for small communities. **Water Science and Technology**, London, v. 55, n. 7, p. 103–107, July, 2007.

MARA, D. D.; MILLS, S. W.; PEARSON, H. W.; ALABASTER, G. P. Waste stabilization ponds: a viable alternative small community treatment systems. **Journal of the Institution of Water and Environmental Management**, London, v. 6, n. 1, p. 72-78, January, 1992.

MARA, D. D.; PEARSON, H. W. Artificial freshwater environment: waste stabilization ponds. In: **Biotechnology - comprehensive treatise**. Volume 8, Chapter 4, p. 177-205. Edited by H. J. Renm and G. Reed. Weinheim: Verlagsgesellschaft, 1986.

MARA, D. D.; PEARSON, H. W. ORAGUI, J.; ARRIDGE, H.; SILVA, S. A. **Development of a new approach to waste stabilization pond design**. Research Monograph No 5. University of Leeds. Leeds, 2001. 65 p.

MARA, D. D.; PEARSON, H. W.; ALABASTER, G. P.; MILLS, S. W. **An evaluation of waste stabilization ponds in Kenya**. Research Monograph No 11. University of Leeds. Leeds, 1997. 109 p.

MARAIS, G. v. R. Faecal bacterial kinetics in stabilization ponds. **Journal of the Environmental Engineering Division**, ASCE, Washington, v. 100, EE1, p. 119-139, April, 1974.

MARAIS, G. v. R.; SHAW, V. A. A rational theory for the design of sewage stabilization ponds in central and south Africa. **Transactions of the South African Institute of Civil Engineers**, Cape Town, v. 3, n. 11, p. 205-227, November, 1961.

MARAIS, G. v. R. New factors in the design, operation and performance of waste stabilization ponds. **Bulletin of the World Health Organization**, Geneva, v. 34, n. 5, p. 737–763, May, 1966.

MARSILI-LIBELLI, S.; GIUNTI, L. Fuzzy predictive control for nitrogen removal in biological wastewater treatment. **Water Science and Technology**, London, v. 45, n. 4/5, p. 37-44, May, 2002.

MASTERS, G. M. **Introduction to environmental engineering and sciences**. New Jersey: Prentice-Hall, 1991. 460 p.

MATA, T. M.; MARTINS, A. A.; CAETANO, N. S. Microalgae for biodiesel production and other applications: a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Amsterdan, v. 14, n. 1, p. 217-232, January, 2010.

MAYO, A. W. Modelling coliform mortality in waste stabilization ponds. **Journal of the Environmental Engineering Division**, ASCE, Washington, v. 121, EE2, p. 140-152, February, 1995.

McBEAN, E. A.; ROVERS, F. A. **Statistical procedures for analysis of environmental monitoring data & risk assessment**. Environmental Management & Engineering Series. Volume 3. New Jersey: Prentice-Hall PTR, 1998. 313 p.

McGARRY, M. G.; PESCOD, M. G. Waste stabilization pond criterion for tropical Asia. In: **Proceedings of the 2nd International Symposium on Waste Treatment Lagoons**. Annals…, p. 114-132. University of Kansas. Lawrence, 1970.

MESPLÉ, F.; CASELLAS, C.; TROUSSELIER, M.; BONTOUX, J. Modelling orthophosphate evolution in a high rate algal pond. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 89, n. 1/3, p. 13-21, August, 1996.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering – treatment and reuse**. 4th edition. New York: McGraw-Hill Inc., 2003. 1819 p.

MIDDLEBROOKS, E. J. Upgrading pond effluents: an overview. **Water Science and Technology**, London, v. 31, n. 12, p. 353-368, December, 1995.

MIDDLEBROOKS, E. J.; MIDDLEBROOKS, C. H.; REYNOLDS, J. H.; WATERS, G. Z.; REED, S. C.; GEORGE, D. B. **Wastewater stabilization lagoon design, performance and upgrading**. New York: Macmillan Publishing Co. Inc., 1982. 457 p.

MILLS, S. W.; ALABASTER, G. P.; MARA, D. D.; PEARSON, H. W.; THITAI, W. N. Efficiency of faecal bacterial removal in waste stabilization ponds in Kenya. **Water Science and Technology**, London, v. 26, n. 7/8, p.1739–1748, August, 1992.

MOHAMED, A. M. O.; CÔTÉ, K. Decision analysis of polluted sites - a fuzzy set approach. **Waste Management**, Amsterdan, v. 19, n. 7/8, p. 519-533, November, 1999.

MONTEIRO, C. R. L. **Análise da eficiência e confiabilidade em 56 estações de tratamento de esgotos (ETEs) localizadas na região Metropolitana de Fortaleza (RMF)**. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2009. 76 p.

MORETTIN, L. G. **Estatística básica - inferência**. Volume 2. São Paulo: Makron Books - Pearson Education, 2000. 181 p.

MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental**. 1ª edição. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: ABES, 1997. 280 p.

MPIMPAS, H.; ANAGNOSTOPOULOS, P. GANOULIS, J. Modelling of water pollution in the Thermaikos Gulf with fuzzy parameters. **Ecological Modelling**, Amsterdan, v. 142, n. 1/2, p. 91-104, August, 2001.

MÜLLER, A.; MARSILI-LIBELLI, S.; AIVASIDIS, A.; LLOYD, T.; KRONER, S.; WANDREY, C. Fuzzy control of disturbances in a wastewater treatment process. **Water Research**, London, v. 31, n. 12, p. 3157-3167, December, 1997.

MURNLEITNER, E.; BECKER, T. M.; DELGADO, A. State detection and control of overloads in the anaerobic wastewater treatment using fuzzy logic. **Water Research**, London, v. 36, n. 1, p. 201-211, January, 2002.

NAGHETTINI, M.; PINTO, É. J. A. **Hidrologia estatística**. Serviço Geológico do Brasil. Companhia de Recursos Minerais. Belo Horizonte: CPRM, 2007. 561 p.

NIKU, S.; SCHROEDER, E. D. Factors affecting effluent variability from activated sludge processes. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 53, n. 5, p. 546-559, May, 1981.

NIKU, S.; SCHROEDER, E. D.; HAUGH, R. S. Reliability and stability of trickling filter processes. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 54, n. 2, p. 129 - 134, February, 1982.

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

NOGUEIRA, V. L. M. **Caracterização de um sistema de lagoas de estabilização em uma estação de tratamento de esgotos domésticos em escala real, em Fortaleza, Ceará**. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 1999. 98 p.

NURDOGAN, Y.; OSWALD, W. J. Enhanced nutrient removal in high-rate ponds. **Water Science and Technology**, London, v. 31, n. 12, p. 33-43, December, 1995.

OAKLEY, S. M.; POCASANGRE, A.; FLORES, C.; MONGE, J.; ESTRADA, M. Waste stabilization pond use in Central America: the experiences of El Salvador, Guatemala, Honduras and Nicaragua. **Water Science and Technology**, London, v. 42, n. 10/11, p. 51-58, November, 2000.

OLIVEIRA Jr., H. A. **Lógica difusa – aspectos práticos e aplicações**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 1999. 192 p.

OLIVEIRA, E. C. A.; ARAÚJO, G. M.; MACEDO, S. L.; DUARTE, M. A. C.; ARAÚJO, A. L. C. Avaliação da remoção da matéria orgânica na estação de tratamento de esgotos de Ponta Negra/RN. In: **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Anais... CD-rom. Campo Grande-MS, Setembro, 2005.

OLIVEIRA, F. F.; GONÇALVES, R. F. Principais tecnologias empregadas no polimento do efluente de lagoas de estabilização. In: **20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Anais...CD-rom. Rio de Janeiro-RJ, Setembro, 1999.

OLIVEIRA, S. L. **Tratado de metodologia científica – projetos de pesquisa, TGI, TCC, monografias, dissertações e teses**. São Paulo: Pioneira Thomson Learning, 2001. 320 p.

OLIVEIRA, S. M. A. C. **Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2006. 214 p.

ORAGUI, J. I.; ARRIDGE, H.; MARA, D. D.; PEARSON, H. W.; SILVA, S. A. Vibrio cholerae O1 (El Tor) removal in waste stabilization ponds in northeast Brazil. **Water Research**, London, v. 27, n. 4, p. 727-728, April, 1993.

ORAGUI, J. I.; CURTIS, T. P.; SILVA, S. A.; MARA, D. D. The removal of excreted bacteria and viruses in deep waste stabilization ponds in northeast Brazil. **Water Science and Technology**, London, v. 19, n. 12, p. 569-573, December, 1987.

OSWALD, W. J. Microalgae and wastewater treatment. In: **Microalgal biotechnology**. Chapter 12, p. 305-328. Edited by M. A. Borowitzka and L. J. Borowitzka. Cambridge: University Press, 1988.

OSWALD, W. J. Ponds in the twenty-first century. **Water Science and Technology**, London, v. 31, n. 12, p. 1-8, December, 1995.

OUYANG, Y.; NKEDI-KIZZA, P.; WU, Q. C.; SHINDE, D.; HUANG, C. H. Assessment of seasonal variations in surface water quality. **Water Research**, London, v. 40, n. 20, p. 3800-3810, December, 2006.

PACKER, M. Algal capture of carbon dioxide; biomass generation as a tool for greenhouse gas mitigation with reference to New Zealand energy strategy and policy. **Energy Policy**, Amsterdan, v. 37, n. 9, p. 3428-3437, September, 2009.

PANO, A.; MIDDLEBROOKS, E. J. Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 54, n. 4, p. 344–351, April, 1982.

PEARSON, H. W. Expanding the horizons of pond technology and application in an environmentally conscious world. **Water Science and Technology**, London, v. 33, n. 7, p. 1-9, July, 1996.

PEARSON, H. W.; MARA, D. D.; BARTONE, C. R. Guidelines for the minimum evaluation of the performance of full-scale waste stabilisation pond systems. **Water Research**, London, v. 21, n. 9, p. 1067-1075, September, 1987.

PEARSON, H. W.; MARA, D. D.; CAWLEY, L. R.; ARRIDGE, H. H.; SILVA, S. A. The performance of an innovative tropical experimental waste stabilization pond system operating at high organic loadings. **Water Science and Technology**, London, v. 33, n. 7, p. 63-73, July, 1996.

PEASEY, A.; BLUMENTHAL, U.; MARA, D. D.; RUIZ-PALACIOS, G. **A review of policy and standards for wastewater reuse in agriculture: a Latin American perspective**. Water and Environmental Health at London and Loughborough. Task No: 68 Part II. London School of Hygiene & Tropical Medicine and WEDC. Loughborough University, UK, June, 2000. 74 p.

PEDRO, F.; MALTCHIK, L.; BIANCHINI Jr., I. Hydrologic cycle and dynamics of aquatic macrophytes in two intermittent rivers of the semi-arid region of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 66, n. 2B, p. 575-585, May, 2006

PERSSON, J. The hydraulic performance of ponds of various layouts. **Urban Water**, Amsterdan, v. 2, n. 3, p. 243-250, September, 2000.

PERSSON, J.; WITTGREN, H. B. How hydrological and hydraulic conditions affect performance of ponds. **Ecological Engineering**, Amsterdan, v. 21, n. 4, p. 259-269, December, 2003.

PESCOD, M. B.; MARA, D. D. Design, operation and maintenance of wastewater stabilisation ponds. In: **Treatment and use of sewage effluent for irrigation**, Chapter 3, p. 93-115. Edited by M. B. Pescod and A. Arar. London: Butterworths, 1988.

PINHEIRO, J. I. D.; CUNHA, S. B.; CARVAJAL, S. R.; GOMES, G. C. **Estatística básica – a arte de trabalhar com dados**. Rio de Janeiro: Editora Campus/Elsevier, 2009. 288 p.

POLIT, M.; ESTABEN, M.; LABAT, P. A fuzzy model for an anaerobic digester, comparison with experimental results. **Engineering Applications of Artificial Intelligence**, Amsterdan, v. 15, n.5, p. 385–390, September, 2002.

POLPRASERT, C.; BHATTARAI, K. K. Dispersion model for waste stabilization ponds. **Journal of the Environmental Engineering Division**, ASCE, Washington, v. 111, EE1, p. 45-59, April, 1985.

PRATO, T. Fuzzy logic approach for evaluating ecosystem sustainability. **Ecological Modelling**, Amsterdan, v. 187, n. 2/3, p. 361-368, September, 2005.

PREUL, H. C.; WAGNER, R. A. Waste stabilization pond prediction model. **Water Science and Technology**, London, v. 19, n. 12, p. 205-211, December, 1987.

QASIM, S. R. **Wastewater treatment plants – planning, design and operation**. Pennsylvania: CBS College Publishing, 1986. 726 p.

RADWAN, M.; WILLEMS, P.; BERLAMONT, J. Sensitivity and uncertainty analysis for river quality modelling. **Journal of Hydroinformatics**, London, v. 6, n. 2, p. 83-99, April, 2004.

RAMANAN, R.; KANNAN, K.; DESHKAR, A; YADAV, R.; CHAKRABARTI, T. Enhanced algal CO_2 sequestration through calcite deposition by Chlorella sp. and Spirulina

platensis in a mini-raceway pond. **Bioresource Technology**, Amsterdan, v. 101, n. 8, p. 2616-2622, April, 2010.

RAUSAND, M.; HØYLAND, A. **System reliability theory – models, statistical methods and application**s. 2nd edition. Wiley series in probability and statistics. New Jersey: Wiley Interscience, 2004. 636 p.

REED, S. C. Nitrogen removal in stabilization ponds. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 57, n. 1, p. 39-45, January, 1985.

REGAN, D. L.; GARTSIDE, G. **Liquid fuels from micro-algae in Australia**. Commonwealth Scientific and Industrial Research. Melbourne, 1983. 55 p.

REIMANN, C.; FILZMOSER, P.; GARRETT, R.; DUTTER, R. **Statistical data analysis explained**. Applied Environmental Statistics with R. Chichester: John Wiley & Sons Ltd., 2008. 343 p.

ROSS, T. J. **Fuzzy logic with engineering applications**. 2nd edition. Chichester: John Wiley & Sons Ltd., 2004. 628 p.

SAIDAM, M. Y.; RAMADAN, S. A.; BUTLER, D. Upgrading waste stabilization pond effluent by rock filters. **Water Science and Technology**, London, v. 31, n. 12, p. 369–378, December, 1995.

SANTOS, M. C. R.; OLIVEIRA, J. F. S. Nitrogen transformations and removal in waste stabilization ponds in Portugal: seasonal variations. **Water Science and Technology**, London, v. 19, n. 12, p. 123-130, December, 1987.

SARAIVA, L. B. **Dinâmica de sedimentação de lodo em lagoas de estabilização**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, área de concentração: Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 2007. 107 p.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P.; PARKIN, G. F. **Chemistry for environmental engineering**. 4th edition. New York: McGraw-Hill International Editions, 1994. 658 p.

SCHIZAS, D.; STAMOU, G. What ecosystems really are - physicochemical or biological entities? **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 200, n. 1/2, p. 178–182, January, 2007.

SEMACE. **Portaria 154/02**. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. Diário Oficial do Estado, Série 2, Ano 5, No 187. Fortaleza, 01 out. 2002. Superintendência Estadual do Meio Ambiente. Fortaleza, 2002.

SHAW, I. S.; SIMÕES, M. G. **Controle e modelagem fuzzy**. Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo. São Paulo: Editora Edgard Blücher, 1999. 165 p.

SHEEHAN, J.; DUNAHAY, T.; BENEMANN, J.; ROESSLER, P. **A look back at the U.S Department of Energy's aquatic species program: biodiesel from algae**. National Renewable Energy Laboratory. Report NREL/TP-580-24190. Golden, 1998. 294 p.

SHERRY, G. P.; PARKER, C. D. Development of an improved quantitative relationship between bacterial die off, design and operational factors for anaerobic, aerobic and maturation type lagoon systems. **Progress in Water Technology**, v. 11, n. 4/5, p. 427-443, May, 1979.

SHILTON, A. N.; MARA, D. D. CFD (computational fluid dynamics) modelling of baffles for optimizing tropical waste stabilization pond systems. **Water Science and Technology**, London, v. 51, n. 12, p. 103–106, June, 2005.

SHILTON, A. **Studies into the hydraulics of waste stabilisation ponds**. Ph.D. Thesis. Department of Environmental Engineering. Massey University. Palmerston North, 2001. 280 p.

SHILTON, A.; HARRISON, J. **Guidelines for the hydraulic design of waste stabilisation ponds**. Institute of Technology and Engineering. Palmerston North: Massey University, 2003. 64 p.

SHORT, M. D.; CROMAR, N. J.; FALLOWFIELD, H. J. Importance of hydraulic characterizations in waste stabilisation pond research: results from pilot-scale algal, duckweed, rock filter and attached-growth media reactors. In: **8th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds.** Annals... CD-rom. Belo Horizonte, Brazil, April, 2009.

SILVA, S. A. **On the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in Northeast Brazil**. Ph.D. Thesis. University of Dundee. Dundee, 1982. 213 p.

SILVA, S. A.; DE OLIVEIRA, R.; MARA, D. D. **Performance of waste stabilization ponds in Northeast Brazil**. Research Monograph No 9. University of Leeds. Leeds, 1996. 139 p.

SILVA, S. A.; DE OLIVEIRA, R.; SOARES, J.; MARA, D. D.; PEARSON, H. W. Nitrogen removal in pond systems with different configurations and geometries. **Water Science and Technology**, London, v. 31, n. 12, p. 321-330, December, 1995.

SILVERT, W. Ecological impact classification with fuzzy sets. **Ecological Modelling**, Amsterdan, v. 96, n. 1/3, p. 1-10, March, 1997.

SILVERT, W. Fuzzy indices of environmental conditions. **Ecological Modelling**, Amsterdan, v. 130, n. 1/3, p. 111-119, June, 2000.

SINGH, A. H.; SINGH, A.; ENGELHARDT, M. **The lognormal distribution in environmental applications**. Technology Support Center Issue. United States Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. EPA/600/S-97/006. December, 1997. 20 p.

SKEFFINGTON, R. A. Quantifying uncertainty in critical loads: (a) literature review. **Water, Air and Soil Pollution**, Amsterdam, v. 169, n. 1, p. 3-24, January, 2006.

SOARES, J. **Nitrogen removal in waste stabilisation ponds in Northeast Brazil**. Ph.D. Thesis. Department of Civil Engineering. The University of Leeds. Leeds, 1996. 301 p.

SOARES, J.; SILVA, S. A.; DE OLIVEIRA, R.; ARAÚJO, A. L. C.; MARA, D. D.; PEARSON, H. W. Ammonia removal in a pilot-scale WSP complex in Northeast Brazil. **Water Science and Technology**, London, v. 33, n. 7, p. 165-171, July, 1996.

SOMIYA, I.; FUJII, S. Material balances of organics and nutrients in an oxidation pond. **Water Research**, London, v. 18, n. 3, p. 321-333, March, 1984.

SOUSA, J. T.; LEITE, V. D. **Tratamento e utilização de esgotos domésticos na agricultura**. 2ª edição. Campina Grande: Editora da Universidade Estadual da Paraíba, 2003. 135 p.

SOUZA, F. G. C.; SANTOS, S. G.; ARAÚJO, J. C.; SOUZA, M. P. Padrão de emissão para rios intermitentes – enfoque ao semi-árido do Ceará. In: **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 5 p. Anais... CD-rom. Joinville-SC, Setembro, 2003.

SOUZA, M. A. A.; CORDEIRO NETTO, O. M.; LOPES Jr., R. P. Sistema de apoio à decisão (SAD) para seleção de alternativas de pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. In: **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Capítulo 10, p. 515-544. Coordenador C. A. L. Chernicharo. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB 2. Belo Horizonte: ABES, 2001.

STERRITT, R. M.; LESTER, J. N. **Microbiology for environmental and public health engineers**. London: E. & F. N. Spon, 1988. 278 p.

STEWART, C; HESSAMI, M-A. A study of methods of carbon dioxide capture and sequestration - the sustainability of a photosynthetic bioreactor approach. **Energy Conversion and Management**, Amsterdan, v. 46, n. 3, p. 403-420, February, 2005.

STUMM, W.; MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry – chemical equilibria and rates in natural waters**. 3rd edition. Environmental Science and Technology. New York: Wiley-Interscience Series of Texts and Monographs, 1996. 1022 p.

SUKENIK, A.; SHELEF, G. Algal auto-floculation: verification and proposed mechanism. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 26, n. 4, p. 142-147, October, 1984.

TAY, J-H.; ZHANG, X. A fast predicting neural fuzzy model for high-rate anaerobic wastewater treatment systems. **Water Research**, London, v. 34, n. 11, p. 2849-2860, August, 2000.

TECLE, A.; FOGEL, M.; DUCKSTEIN, L. Multicriterion selection of wastewater management alternatives. **Journal of Water Resources Planning and Management Division**, ASCE, Washington – DC, v. 114, WR4, p. 383-398, December, 1988.

THIRUMURTHI, D. Design criteria for waste stabilization ponds. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 46, n. 9, p. 2094-2106, September, 1974.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York: Harper Collins Publishers Inc., 1987. 644 p.

TORANZOS, G. A.; McFETERS, G. A. Detection of indicator microorganisms in environmental and drinking waters. In: **Manual of environmental microbiology**. Chapter 19, p. 184-194. Edited by C. J. Hurst; G. R. Knudsen; M. J. McInerey; L. D. Stetzenbach and M. V. Walter. Washington: American Society for Microbiology, 1997.

TSAGARAKIS, K. P.; MARA, D. D.; ANGELAKIS, A. N. Application of cost criteria for selection of municipal wastewater treatment systems. **Water, Air, and Soil Pollution**, Amsterdam, v. 142, n. 1-4, p. 187–210, January, 2003.

TUNG, Y-K.; YEN, B-C.; MELCHING, C. S. **Hydrosystems engineering reliability assessment and risk analysis**. New York: McGraw-Hill, Civil Engineering, 2006. 495 p.

URKIAGA, A.; LAS FUENTES, L.; BIS, B.; CHIRU, E.; BALASZ, B.; HERNÁNDEZ, F. Development of analysis tools for social, economic and ecological effects of water reuse. **Desalination**, Amsterdan, v. 218, n. 1/3, p. 81–91, January, 2008.

VALENTIN, J. L. **Ecologia numérica – uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2000. 117 p.

VALERO, M. A. C.; MARA, D. D. Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds. **Water Science and Technology**, London, v. 55, n. 11, p. 87–92, November, 2007.

VAN BUREN, M. A.; WATT, W. E.; MARSALEK, J. Application of the log-normal and normal distributions to stormwater quality parameters. **Water Research**, London, v. 31, n. 1, p. 95-104, January, 1997.

VEGA, G. P.; PEÑA, M. R.; RAMÍREZ, C.; MARA, D. D. Application of CFD modelling to study the hydrodynamics of various anaerobic pond configurations. **Water Science and Technology**, London, v. 48, n. 2, p. 163–171, February, 2003.

VIEIRA, S. **Como escrever uma tese**. 5ª edição, revista e ampliada. São Paulo: Pioneira Thomson Learning, 1999. 102 p.

VIEIRA, V. P. P. B. **Análise de risco em recursos hídricos – fundamentos e aplicações**. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Coleção ABRH 10. Porto Alegre: ABRH, 2005. 372 p.

VON SPERLING, M. Comparison among the most frequently used systems for wastewater treatment in developing countries. **Water Science and Technology**, v. 33, n. 3, p. 59-76, March, 1996.

VON SPERLING, M. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. In: **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Volume 7. 1ª Edição. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. 588 p.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. In: **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Volume 1. 1ª Edição. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 1995. 240 p.

VON SPERLING, M. Lagoas de estabilização. In: **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Volume 3. 2ª Edição. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2002. 196 p.

VON SPERLING, M. Modelling of coliform removal in 186 facultative and maturation ponds around the world. **Water Research**, London, v. 39. n. 20, p. 5261-5273, December, 2005.

VON SPERLING, M. Performance evaluation and mathematical modelling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilization ponds. **Water Research**, London, v. 33, n. 6. p. 1435-1448, June, 1999.

VON SPERLING, M., Influence of dispersion number on the estimation of coliform removal in ponds. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 2, p. 181-188, February, 2003.

VON SPERLING, M.; OLIVEIRA, S. M. A. C.; VIEIRA, M. R.; CHERNICHARO, C. A. L.; ALÉM SOBRINHO, P. Extensive evaluation of the performance of 130 pond systems in Brazil. In: **6th Specialist International Conference on Waste Stabilisation Ponds**. Annals... CD-rom. Avingnon, France, September, 2004.

VOSE, D. **Quantitative risk analysis – a guide to Monte Carlo simulation modelling**. 1st edition. Chichester: John Wiley & Sons, 1996. 328 p.

VUILLOT, M.; BOUTIN, C.; DUPUIS, M. F. French experience in the operation and maintenance of wastewater treatment lagoons. **Water Science and Technology**, London, v. 19, n. 12, p. 333-335, December, 1987.

WEF. Floating aquatic plant treatment systems. In: **Natural systems for wastewater treatment**. Chapter 8, p. 199-227. Manual of Practice FD –16. Coordination by S. C. Reed. Alexandria: WEF, 2001a. 326 p.

WEF. Wastewater stabilization ponds. In: **Natural systems for wastewater treatment**. Chapter 7, p. 167-197. Manual of Practice FD –16. Coordination by S. C. Reed. Alexandria: WEF, 2001b. 326 p.

WHO. **Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture**. Technical Report Series 778. Geneva: World Health Organization, 1989. 74 p.

WHO. WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. In: **Wastewater use in agriculture**. Volume II. UNEP/FAO. Geneva: World Health Organization, 2006. 196 p.

YANEZ, F. C. **Lagunas de estabilizacion - teorya, diseño, evaluacion y mantenimiento**. Cuenca: Organización Panamericana de la Salud, 1993. 421 p.

YU, H.; TAY, J-HWA.; WILSON, F. A sustainable municipal wastewater treatment process for tropical and sub-tropical regions in developing countries. **Water Science and Technology**, London, v. 35, n. 9, p. 191-198, September, 1997.

ZADEH, L. A. Fuzzy sets. **Information and Control**, London, v. 8, n. 3, p. 338-353, June, 1965.

ZIMMERMANN, H.-J. **Fuzzy set theory and its applications**. 2nd edition. Boston: Kluwer Academic Publishers, 1991. 399 p.

ZIO, E.; BARALDI, P. Sensitivity analysis and fuzzy modelling for passive systems reliability assessment. **Annals of Nuclear Energy**, Amsterdan, v. 31, n. 3, p. 277–301, February, 2003.

APÊNDICE A

Tabela A.1: Estatística descritiva do esgoto bruto afluente (EB) das ETEs do tipo lagoa única (L_{FP}) para pH, DBO, DQO e SST.

ETE	*Descritor estatístico*	*pH (unidade)*	*DBO (mg/L)*	*DQO (mg/L)*	*SST (mg/L)*
L_{FP1}	Média	7,08	312	502	233
	Mediana	7,09	285	456	203
	Média Geométrica	7,08	298	459	194
	Variação	6,70 - 7,51	168 - 620	182 – 1.187	53 - 654
	σ	0,17	104	227	144
	n	61	40	59	57
L_{FP2}	Média	7,12	397	676	277
	Mediana	7,10	348	653	275
	Média Geométrica	7,07	388	656	269
	Variação	6,00 - 8,59	180 - 830	311 – 1.432	66 - 532
	σ	0,31	136	197	98
	n	81	36	59	75
L_{FP3}	Média	7,20	381	729	341
	Mediana	7,21	394	747	300
	Média Geométrica	7,20	357	684	309
	Variação	6,30 – 7,80	80 - 606	220 – 1.398	134 – 1.346
	σ	0,26	118	243	182
	n	68	59	61	59
L_{FP4}	Média	6,98	379	660	266
	Mediana	7,05	335	594	234
	Média Geométrica	6,98	356	623	231
	Variação	6,30 – 7,47	143 - 937	353 – 1.639	38 - 738
	σ	0,25	144	252	145
	n	82	48	65	72
L_{FP5}	Média	7,10	329	644	237
	Mediana	7,10	322	588	214
	Média Geométrica	7,09	310	607	212
	Variação	6,70 – 7,87	140 - 623	340 – 1.818	44 - 552
	σ	0,22	110	250	111
	n	67	37	55	63
L_{FP6}	Média	7,14	452	827	310
	Mediana	7,20	429	770	268
	Média Geométrica	7,13	419	775	273
	Variação	5,76 – 7,80	160 – 1.447	400 – 2.638	78 – 1.525
	σ	0,31	207	352	208
	n	67	43	58	59

Tabela A.2: Estatística descritiva do esgoto bruto afluente (EB) das ETEs do tipo lagoa única (L_{FP}) para AMT, CTm e oH.

ETE	*Elemento estatístico*	*AMT (mg N/L)*	*CTm (células/100 mL)*	*oH (ovos/L)*
L_{FP1}	Média	35,15	4,9E+7	776
	Mediana	35,33	3,3E+7	830
	Média Geométrica	34,78	2,4E+7	602
	Variação	22,00 – 47,87	1,4E+6 – 2,2E+8	133 – 1.400
	σ	4,99	5,6E+7	480
	n	59	19	6
L_{FP2}	Média	36,23	6,8E+7	-
	Mediana	35,00	4,1E+7	-
	Média Geométrica	35,83	4,6E+7	-
	Variação	24,60 – 47,68	3,6E+6 – 2,1E8	-
	σ	5,45	5,7E+7	-
	n	43	21	-
L_{FP3}	Média	36,30	7,4E+7	-
	Mediana	36,83	3,1E+7	-
	Média Geométrica	36,02	2,6E+7	-
	Variação	23,19 – 50,31	1,4E+5 – 5,4E+8	-
	σ	4,48	1,2E+8	-
	n	42	22	-
L_{FP4}	Média	36,76	6,8E+7	883
	Mediana	36,31	5,1E+7	868
	Média Geométrica	36,66	4,4E+7	851
	Variação	32,32 – 42,79	4,0E+6 – 3,1E+8	422 – 1.311
	σ	2,82	6,8E+7	236
	n	18	21	10
L_{FP5}	Média	35,40	4,7E+7	-
	Mediana	36,73	4,9E+7	-
	Média Geométrica	35,03	2,9E+7	-
	Variação	24,88 - 43,48	3,3E+5 – 1,0E+8	-
	σ	4,97	2,9E+07	-
	n	27	19	-
L_{FP6}	Média	38,53	1,3E+8	863
	Mediana	38,86	6,3E+7	866
	Média Geométrica	38,32	4,4E+7	830
	Variação	31,40 – 47,16	2,0E+6 – 9,0E+8	426 – 1.133
	σ	4,09	2,0E+8	295
	n	25	20	13

Tabela A.3: Estatística descritiva do esgoto bruto afluente (EB) das ETEs do tipo lagoas em série (L_S) para pH, DBO, DQO e SST.

ETE	*Descritor estatístico*	*pH (unidade)*	*DBO (mg/L)*	*DQO (mg/L)*	*SST (mg/L)*
L_{S1}	Média	7,24	410	818	298
	Mediana	7,21	372	685	242
	Média Geométrica	7,24	341	659	231
	Variação	6,82 – 7,65	92 – 2.030	139 – 3.712	59 – 1.562
	σ	0,20	354	757	309
	n	22	25	34	21
L_{S2}	Média	7,21	351	669	309
	Mediana	7,28	401	736	326
	Média Geométrica	6,56	299	577	239
	Variação	6,75 – 7,55	101 - 503	156 – 1.240	37 - 662
	σ	0,20	137	241	161
	n	19	14	23	19
L_{S3}	Média	7,15	352	666	259
	Mediana	7,09	340	637	249
	Média Geométrica	7,14	325	619	224
	Variação	6,70 – 8,20	159 - 673	256 – 1.204	66 - 710
	σ	0,31	142	243	137
	n	46	23	35	45
L_{S4}	Média	7,19	347	592	203
	Mediana	7,22	344	583	184
	Média Geométrica	7,19	323	551	192
	Variação	6,15 – 7,70	102 - 522	151 - 977	97 - 435
	σ	0,31	120	210	72
	n	38	25	34	34
L_{S5}	Média	7,19	597	995	475
	Mediana	7,16	609	957	429
	Média Geométrica	7,18	550	908	438
	Variação	6,30 – 8,60	245 – 1.129	361 – 2.045	175 - 981
	σ	0,45	236	422	200
	n	24	18	22	23
L_{S6}	Média	7,31	388	787	301
	Mediana	7,20	398	792	285
	Média Geométrica	7,29	381	755	285
	Variação	6,70 – 8,78	250 - 490	204 – 1.159	128 - 569
	σ	0,43	73	193	104
	n	33	18	24	33
L_{S7}	Média	7,17	387	746	301
	Mediana	7,13	401	746	291
	Média Geométrica	7,16	371	723	279
	Variação	7,00 – 7,47	101 - 489	204 – 1.026	128 - 552
	σ	0,17	86	148	123
	n	8	17	24	26
L_{S8}	Média	7,46	305	565	364
	Mediana	-	-	-	-
	Média Geométrica	-	-	-	-
	Variação	6,57 - 8,21	96 – 820	162 – 1.099	51 – 1.052
	σ	-	-	-	-
	n	26	26	26	26

Tabela A.4: Estatística descritiva do esgoto bruto afluente (EB) das ETEs do tipo lagoas em série (L_S) para AMT, CTm e oH.

ETE	*Descritor estatístico*	*AMT (mg N/L)*	*CTm (células/100 mL)*	*oH (ovos/L)*
L_{S1}	Média	33,99	5,6E+7	-
	Mediana	34,67	3,5E+7	-
	Média Geométrica	33,26	2,4E+7	-
	Variação	17,01 – 54,29	2,4E+6 – 2,4E+8	-
	σ	6,77	7,2E+7	-
	n	23	19	-
L_{S2}	Média	33,43	-	-
	Mediana	35,89	-	-
	Média Geométrica	30,46	-	-
	Variação	18,52 – 41,35	-	-
	σ	5,57	-	-
	n	19	-	-
L_{S3}	Média	36,51	4,1E+7	-
	Mediana	37,20	6,1E+7	-
	Média Geométrica	36,03	9,7E+6	-
	Variação	26,33 – 44,24	2,4E+5 – 6,2E+7	-
	σ	5,91	3,5E+7	-
	n	18	3	-
L_{S4}	Média	42,54	-	-
	Mediana	43,23	-	-
	Média Geométrica	42,01	-	-
	Variação	22,67 – 51,61	-	-
	σ	6,28	-	-
	n	26	-	-
L_{S5}	Média	39,73	4,2E+7	911
	Mediana	40,46	3,3E+7	895
	Média Geométrica	39,10	3,1E+7	816
	Variação	22,60 – 53,60	1,0E+7 – 9,1E+7	375 – 1.480
	σ	6,86	3,5E+7	452
	n	23	19	11
L_{S6}	Média	36,93	5,0E+7	-
	Mediana	36,75	4,3E+7	-
	Média Geométrica	36,88	4,6E+7	-
	Variação	33,48 – 40,86	2,8E+7 – 8,0E+7	-
	σ	1,96	2,7E+7	-
	n	15	5	-
L_{S7}	Média	34,35	1,2E+8	601
	Mediana	35,30	4,0E+7	677
	Média Geométrica	34,16	2,6E+7	494
	Variação	25,20 – 36,86	1,4E+5 – 9,0E+8	111 - 985
	σ	3,481542	2,3E+8	313
	n	10	19	14
L_{S8}	Média	39,60	-	-
	Mediana	-	-	-
	Média Geométrica	-	5,5E+7	-
	Variação	21,50 - 51,71	4,0E+7 - 3,1E+8	-
	σ	-	-	-
	n	26	26	-

Tabela A.5: Estatística descritiva do efluente final das ETEs do tipo lagoa única (L_{FP}) para DBO, DBO_f, DQO, DQO_f e SST.

ETE	*Descritor estatístico*	*DBO (mg/L)*	*DBO_f (mg/L)*	*DQO (mg/L)*	*DQO_f (mg/L)*	*SST (mg/L)*
L_{FP1}	Média	75	40	234	95	131
	Mediana	73	31	226	80	121
	Média Geométrica	64	34	202	85	114
	Variação	14 - 189	11 - 105	47 - 472	30 - 233	30 - 314
	σ	39	25	106	50	72
	n	49	25	109	29	116
L_{FP2}	Média	104	50	246	119	160
	Mediana	103	51	221	105	159
	Média Geométrica	94	46	207	99	141
	Variação	27 - 185	15 - 91	32 - 574	14 - 317	33 - 420
	σ	42	20	134	73	73
	n	44	25	138	33	146
L_{FP3}	Média	65	47	220	204	130
	Mediana	60	40	190	142	120
	Média Geométrica	38	42	177	162	117
	Variação	18 - 186	9 - 153	59 - 837	48 - 431	33 - 450
	σ	53	32	139	135	62
	n	68	27	121	44	123
L_{FP4}	Média	101	51	270	141	134
	Mediana	99	54	240	123	130
	Média Geométrica	90	45	234	120	123
	Variação	16 - 195	11 - 88	56 - 753	24 - 357	22 - 357
	σ	46	22	141	83	55
	n	56	24	147	35	143
L_{FP5}	Média	95	38	244	104	141
	Mediana	93	38	239	88	120
	Média Geométrica	85	35	211	88	128
	Variação	18 - 186	13 - 91	28 - 611	23 - 375	24 - 348
	σ	41	17	117	67	67
	n	44	33	106	37	107
L_{FP6}	Média	106	64	223	108	132
	Mediana	104	61	163	109	122
	Média Geométrica	77	58	176	102	121
	Variação	12 - 276	26 - 143	24 – 926	43 - 201	46 - 372
	σ	77	29	178	36	58
	n	49	48	198	26	197

Tabela A.6: Estatística descritiva do efluente final das ETEs do tipo lagoa única (L_{FP}) para pH, AMT, CTm e OD.

ETE	*Descritor estatístico*	*pH (unidade)*	*AMT (mg N/L)*	*CTm (células/100 mL)*	*OD (mg/L)*
L_{FP1}	Média	7,70	26,19	1,3E+6	3,8
	Mediana	7,69	26,40	2,4E+5	2,5
	Média Geométrica	7,69	26,13	2,2E+5	2,5
	Variação	7,00 – 8,72	23,50 – 29,50	2,0E+3 – 2,4E+7	0,5 – 22,2
	σ	0,38	1,92	3,9E+6	4,4
	n	112	8	38	33
L_{FP2}	Média	7,72	28,25	1,5E+6	2,2
	Mediana	7,70	27,25	2,4E+5	1,5
	Média Geométrica	7,71	28,10	2,3E+5	1,6
	Variação	6,94 - 8,70	25,10 – 34,00	2,0E+3 – 1,6E+7	0,4 – 10,8
	σ	0,32	3,20	4,2E+6	2,1
	n	146	6	40	35
L_{FP3}	Média	7,88	25,93	7,0E+5	4,1
	Mediana	7,90	26,10	4,6E+5	3,7
	Média Geométrica	7,87	25,83	2,5E+5	3,8
	Variação	7,00 – 9,50	22,9 - 29,50	6,0E+2 – 2,8E+6	1,9 – 9,0
	σ	0,39	2.48	8,8E+5	1,7
	n	110	9	33	27
L_{FP4}	Média	7,72	27,79	1,6E+6	3,7
	Mediana	7,70	27,96	2,8E+5	3,2
	Média Geométrica	7,72	27,54	5,3E+5	2,9
	Variação	6,90 – 9,00	22,50 – 34,25	1,0E+4 – 2,4E+7	0,3 – 10,6
	σ	0,31	3,90	3,7E+6	2,6
	n	150	8	43	37
L_{FP5}	Média	7,95	20,46	4,9E+5	4,9
	Mediana	7,90	20,03	3,8E+5	5,0
	Média Geométrica	7,94	20,41	1,9E+5	4,1
	Variação	7,07 – 9,70	18,50 – 22,70	3,9E+2 – 3,5E+6	1,0 – 12,9
	σ	0,43	1,53	6,1E+5	2,9
	n	119	6	43	42
L_{FP6}	Média	8,19	26,59	9,0E+5	7,6
	Mediana	8,11	26,50	5,0E+5	7,3
	Média Geométrica	8,17	26,54	3,4E+5	6,8
	Variação	7,10 – 10,00	24,70 – 30,00	3,4E+3 - 4,6E+6	1,2 – 15,1
	σ	0,58	1,77	1,1E+6	3,3
	n	207	7	28	45

Tabela A.7: Estatística descritiva do efluente final das ETEs do tipo lagoas em série (L_S) para DBO, DBO_f, DQO, DQO_f e SST.

ETE	*Descritor estatístico*	*DBO (mg/L)*	*DBO_f (mg/L)*	*DQO (mg/L)*	*DQO_f (mg/L)*	*SST (mg/L)*
L_{S1}	Média	37	31	128	81	97
	Mediana	31	19	114	52	91
	Média Geométrica	31	20	117	67	87
	Variação	12 -121	5 - 91	47 - 340	39 - 232	28 - 220
	σ	23	37	61	69	43
	n	16	8	93	7	98
L_{S2}	Média	42	28	164	75	76
	Mediana	42	20	166	55	73
	Média Geométrica	33	21	120	57	87
	Variação	27 - 164	9 - 100	25 - 264	23 - 172	18 - 167
	σ	13	28	53	56	35
	n	10	9	28	9	29
L_{S3}	Média	32	16	134	61	80
	Mediana	29	17	128	49	76
	Média Geométrica	28	16	116	55	69
	Variação	19 - 77	9 - 24	20 - 440	33 - 106	15 - 280
	σ	18	5	73	28	42
	n	28	6	105	7	113
L_{S4}	Média	48	29	168	66	106
	Mediana	47	29	150	56	102
	Média Geométrica	44	28	144	61	98
	Variação	21 - 101	10 - 46	90 - 444	35 - 120	37 - 223
	σ	21	10	90	27	37
	n	45	9	119	11	112
L_{S5}	Média	58	30	157	67	98
	Mediana	61	26	159	61	98
	Média Geométrica	54	28	149	61	83
	Variação	17 - 90	8 – 62	74 - 246	35 - 164	14 - 257
	σ	21	13	51	37	47
	n	14	10	48	10	53
L_{S6}	Média	34	15	105	39	100
	Mediana	31	13	91	37	100
	Média Geométrica	30	15	87	37	79
	Variação	21 - 76	12 - 21	20 - 335	12 - 60	10 - 298
	σ	17	4	68	14	54
	n	34	6	102	7	109
L_{S7}	Média	45	22	110	60	141
	Mediana	37	23	100	52	133
	Média Geométrica	40	22	109	55	137
	Variação	16 - 103	11 - 33	78 - 152	29 - 165	87 - 193
	σ	25	7	27	31	34
	n	10	16	8	17	9
L_{S8}	Média	82	22	259	84	241
	Mediana	-	-	-	-	-
	Média Geométrica	-	-	-	-	-
	Variação	54 – 120	6 – 54	144 – 360	57 – 117	121 - 494
	σ	-	-	-	-	-
	n	26	26	26	26	26

Tabela A.8: Estatística descritiva do efluente final das ETEs do tipo lagoas em série (L_S) para pH, AMT e CTm e OD.

ETE	*Descritor estatístico*	*pH (unidade)*	*AMT (mg N/L)*	*CTm (células/100 mL)*	*OD (mg/L)*
L_{S1}	Média	8,63	9,77	3,0E+3	9,3
	Mediana	8,59	9,11	1,0E+2	8,9
	Média Geométrica	8,61	9,68	1,5E+2	8,9
	Variação	7,10 – 10,00	8,75 – 12,75	0,8E+1 – 3,3E+4	5,0 – 16,3
	σ	0,52	1,55	8,5E+3	2,9
	n	100	6	18	15
L_{S2}	Média	8,56	6,63	8,3E+2	11,4
	Mediana	8,51	6,41	7,3E+1	9,3
	Média Geométrica	8,50	7,44	9,6E+1	9,2
	Variação	7,43 – 9,55	3,45 – 8,90	0,2E+1 – 9,4E+3	5,1 – 12,9
	σ	0,51	1,82	2,3E+3	5,7
	n	31	8	16	16
L_{S3}	Média	8,25	13,34	5,1E+3	5,4
	Mediana	8,20	12,35	5,0E+2	5,6
	Média Geométrica	8,23	12,58	8,2E+2	5,0
	Variação	7,20 – 10,60	6,92 – 23,08	7,1E+1 – 5,8E+4	1,9 - 7,3
	σ	0,55	4,93	1,5E+4	1,7
	n	112	10	15	14
L_{S4}	Média	8,32	18,96	4,2E+4	8,6
	Mediana	8,29	17,25	1,6E+3	8,0
	Média Geométrica	8,30	18,52	2,3E+3	7,7
	Variação	7,30 – 11,10	13,85 – 31,88	1,0E+2 – 4,6E+5	2,2 – 18,7
	σ	0,56	4,59	1,2E+5	3,9
	n	125	16	28	24
L_{S5}	Média	8,29	17,41	6,4E+4	6,9
	Mediana	8,21	16,80	1,5E+4	6,8
	Média Geométrica	8,28	17,09	1,7E+4	6,3
	Variação	7,47 – 11,00	11,00 – 22,00	1,4E+3 – 4,6E+5	2,0 – 12,5
	σ	0,57	3,40	1,3E+5	2,8
	n	53	26	23	23
L_{S6}	Média	8,11	6,72	4,9E+2	7,8
	Mediana	8,00	5,78	1,4E+2	7,5
	Média Geométrica	8,09	5,46	1,4E+2	7,4
	Variação	6,90 – 9,70	1,05 – 15,83	0,9E+1 – 2,8E+3	3,3 – 25,7
	σ	0,65	4,18	7,3E+2	2,7
	n	108,00	16,00	2,2E+1	21,0
L_{S7}	Média	9,11	3,25	2,4E+2	6,7
	Mediana	9,25	3,25	3,6E+1	6,5
	Média Geométrica	9,10	2,99	6,9E+1	6,3
	Variação	8,10 – 9,60	1,05 – 5,05	0,9E+1 – 1,2E+3	3,3 – 12,6
	σ	0,51	1,21	3,9E+2	2,6
	n	8	9	9	9
L_{S8}	Média	7,19	3,52	-	3,3
	Mediana	-	-	-	-
	Média Geométrica	-	-	6,0E+4	-
	Variação	6,16 - 7,88	1,57 - 8,18	1,3E+4 - 2,3E+5	1,8 - 4,7
	σ	-	-	-	-
	n	26	26	26	26

Tabela A.9: Estatística descritiva dos afluentes/efluentes das lagoas da L_{S5} para DBO, DBO_f, DQO, DQO_f e SST.

Lagoa	*Descritor estatístico*	*DBO (mg/L)*	*DBO_f (mg/L)*	*DQO (mg/L)*	*DQO_f (mg/L)*	*SST (mg/L)*
E_{BLS5}	Média	440	-	559	-	340
	Mediana	460	-	563	-	348
	Média Geométrica	-	-	-	-	-
	Variação	248 - 631	-	361 – 760	-	233 – 429
	σ	-	-	-	-	-
	n	15	-	15	-	15
L_{ALS5}	Média	143	-	239	-	138
	Mediana	133	-	236	-	136
	Média Geométrica	-	-	-	-	-
	Variação	103 – 224	-	191 – 298	-	88 – 209
	σ	-	-	-	-	-
	n	15	-	15	-	15
L_{FSLS5}	Média	95	43[a]	213	92[a]	184
	Mediana	95	40[a]	217	94[a]	189
	Média Geométrica	-	-	-	-	-
	Variação	47 – 134	31 – 68[a]	154 - 273	66 – 118[a]	110 – 249
	σ	-	-	-	-	-
	n	15	-	15	-	15
L_{MPLS5}	Média	61	33[a]	187	97[a]	139
	Mediana	67	30[a]	193	98[a]	131
	Média Geométrica	-	-	-	-	-
	Variação	17 - 90	9 – 58[a]	130 - 236	58 – 161[a]	115 - 185
	σ	-	-	-	-	-
	n	15	15	15	15	15

Fonte: adaptado de Nogueira (1999).

[a]Estimada com base em da Silva, de Souza e Araújo (2010).

Tabela A.10: Estatística descritiva dos afluentes/efluentes das lagoas da L_{S5} para pH, AMT, OD, CTm e oH.

Lagoa	*Descritor estatístico*	*pH (unidade)*	*AMT (mg N/L)*	*OD (mg/L)*	*CTm (células/100 mL)*	*oH (ovos/L)*
E_{BLS5}	Média	7,03	40,90	-	3,9E+7	910
	Mediana	7,01	41,90	-	2,6E+7	880
	Média Geométrica	-	-	-	-	-
	Variação	6,30 – 7,41	22,60 – 53,60	-	1,0E+7 – 9,1E+7	375 – 1.480
	σ	-	-	-	-	
	n	15	15	-	15	15
L_{ALS5}	Média	7,00	50,80	-	4,9E+6	79
	Mediana	7,01	52,10	-	3,8E+6	75
	Média Geométrica	-	-	-	-	-
	Variação	6,51 – 7,31	34,80 – 66,10	-	2,4E+6 – 1,0E+7	13 – 183
	σ	-	-	-	-	
	n	15	15	-	15	15
L_{FSLS5}	Média	7,63	33,20	-	2,1E+5	< 1
	Mediana	7,65	33,60	-	2,1E+5	0
	Média Geométrica	-	-	-	-	-
	Variação	7,21 – 8,05	23,70 – 42,00	-	6,8E+4 – 7,3E+5	0 – 3
	σ	-	-	-	-	-
	n	15	15	-	15	15
L_{MPLS5}	Média	8,06	20,60	-	1,4E+4	0
	Mediana	8,01	16,60	-	1,5E+4	0
	Média Geométrica		-	-	-	-
	Variação	7,71 – 8,30	11,00 – 32,80	-	2,3E+3 – 2,9E+4	0 - <1
	σ	-	-	-	-	-
	n	15	15	-	15	15

Fonte: adaptado de Nogueira (1999).

Tabela A.11: Estatística descritiva dos afluentes/efluentes das lagoas da L_{S8} para DBO, DBO_f, DQO, DQO_f e SST.

Lagoa	*Descritor estatístico*	*DBO (mg/L)*	*DBO_f (mg/L)*	*DQO (mg/L)*	*DQO_f (mg/L)*	*SST (mg/L)*
E_{BLS8}	Média	305	-	565	-	364
	Mediana	-	-	-	-	-
	Média Geométrica	-	-	-	-	-
	Variação	96 – 820	-	162– 1.099	-	51 – 1.052
	σ	-	-		-	-
	n	26	-	26	-	26
L_{FPLS8}	Média	120	32	338	97	421
	Mediana	-	-	-	-	-
	Média Geométrica	-	-	-	-	-
	Variação	75 – 180	2 – 75	237 – 450	26 – 177	319 – 499
	σ	-	-	-	-	-
	n	26	26	26	26	26
L_{MPLS8}	Média	116	23	319	95	324
	Mediana	-	-	-	-	-
	Média Geométrica	-	-	-	-	-
	Variação	75 – 168	5 – 60	231 – 474	44 – 140	212 – 430
	σ	-	-	-	-	-
	n	26	26	26	26	26
L_{MSLS8}	Média	82	22	259	84	241
	Mediana	-	-	-	-	-
	Média Geométrica	-	-	-	-	-
	Variação	54 – 120	6 – 54	144 – 360	57 – 117	121 - 494
	σ	-	-	-	-	-
	n	26	26	26	26	26

Fonte: adaptado de Abujamra, Ingunza e Brito (2005) e Oliveira et al. (2005).

Tabela A.12: Estatística descritiva dos afluentes/efluentes das lagoas da L_{S8} para pH, AMT, OD e CTm.

Lagoa	*Descritor estatístico*	*pH (unidade)*	*AMT (mg N/L)*	*OD (mg/L)*	*CTm (células/100 mL)*	*oH (ovos/L)*
E_{BLS8}	Média	7,46	39,60	0,3	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-
	Média Geométrica	-	-	-	5,5E+7	-
	Variação	6,57 - 8,21	21,50 - 51,71	0,1 - 0,8	4,0E+7 - 3,1E+8	-
	σ	-	-	-	-	-
	n	26	26	26	26	-
L_{FPLS8}	Média	7,36	8,01	4,0	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-
	Média Geométrica	-	-	-	3,0E+6	-
	Variação	6,85 - 7,90	3,92 - 16,94	2,8 - 5,4	3,9E+5 - 7,5E+6	-
	σ	-	-	-	-	-
	n	26	26	26	26	-
L_{MPLS8}	Média	7,28	4,59	4,4	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-
	Média Geométrica	-	-	-	4,8E+5	-
	Variação	6,69 - 7,99	1,12 - 7,62	2,3 - 5,8	5,3E+4 - 2,3E+6	-
	σ	-	-	-	-	-
	n	26	26	26	26	-
L_{MSLS8}	Média	7,19	3,52	3,3	-	-
	Mediana	-	-	-	-	-
	Média Geométrica	-	-	-	6,0E+4	-
	Variação	6,16 - 7,88	1,57 - 8,18	1,8 - 4,7	1,3E+4 -2,3E+5	-
	σ	-	-	-	-	-
	n	26	26	26	26	-

Fonte: adaptado de Abujamra, Ingunza e Brito (2005) e Oliveira et al. (2005).