

ENDRIK NARDOTTO RIOS

**CARACTERIZAÇÃO E COMPORTAMENTO DE UMA SÉRIE DE
LAGOAS DE POLIMENTO TRATANDO ESGOTOS SANITÁRIOS**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil, para obtenção do
título de *Magister Scientiae*.

**VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2007**

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

R586c
2007

Rios, Endrik Nardotto, 1980-

Caracterização e comportamento de uma série de lagoas
de polimento tratando esgotos sanitários / Endrik Nardotto
Rios. – Viçosa, MG, 2007.
xvii, 127f.: il. (algumas col.) ; 29cm.

Orientador: Rafael Kopschitz Xavier Bastos.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de
Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 122-127.

1. Esgotos. 2. Lagoas de estabilização. 3. Águas
residuais - Purificação - Tratamento biológico.
3. Nitrogênio. I. Universidade Federal de Viçosa.
II. Título.

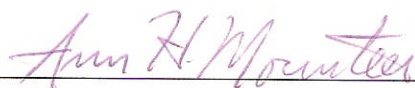
CDD 22.ed. 628.3

ENDRIK NARDOTTO RIOS


CARACTERIZAÇÃO E COMPORTAMENTO DE UMA SÉRIE DE LAGOAS DE POLIMENTO TRATANDO ESGOTOS SANITÁRIOS

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

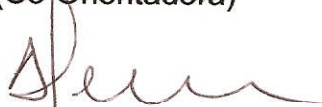
APROVADA: 29 de junho de 2007.



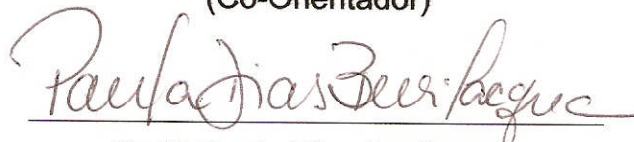
Prof^a. Ann Honor Munteer
(Co-Orientadora)



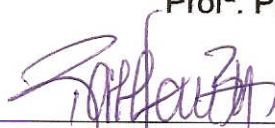
Prof. Marcos Von Sperling
(Co-Orientador)



Prof. Pedro Alem Sobrinho



Prof^a. Paula Dias Bevilacqua



Prof. Rafael Kopschitz Xavier Bastos
(Orientador)

AGRADECIMENTOS

Ao professor e orientador Rafael Bastos pela oportunidade concedida em trabalhar em um tema tão importante e acreditar no desenvolvimento desse trabalho.

À Professora Ann Munteer pela compreensão e fundamental ajuda nos momentos mais difíceis.

Aos Professores Paulo Roberto Cecon e Paula Dias Bevilacqua pela valiosa contribuição nas análises estatísticas para a conclusão desse trabalho.

À minha família que, mesmo longe, acompanhou essa jornada.

A todos os colegas e professores da pós-graduação.

A todos os amigos e companheiros de república.

Ao CNPq – CT-HIDRO pela bolsa concedida.

À FINEP e a FAPEMIG pelo financiamento de projetos que deram suporte a esse trabalho.

Ao CNPq e à FAPEMIG pela concessão de bolsas de Iniciação Científica as quais possibilitaram o envolvimento de estudantes de graduação no apoio ao desenvolvimento desse trabalho.

A toda a equipe de trabalho do PROSAB, colegas estudantes, professores e servidores da UFV.

Ao SAAE de Viçosa pela frutífera parceria.

À Divisão de Água e Esgotos da UFV e todos os seus funcionários.

À Universidade Federal de Viçosa

BIOGRAFIA

ENDRIK NARDOTTO RIOS, filho de Moacyr Serapião Rios e Margarida Nardotto Rios, nasceu em 26 de janeiro de 1980, em São Mateus – ES.

Em Abril de 1999, iniciou o curso de Engenharia Civil na Universidade Federal de Viçosa, graduando-se em julho de 2004.

Em março de 2005, iniciou o Mestrado em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental na Universidade Federal de Viçosa, submetendo-se à defesa de dissertação em junho de 2007.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	v
LISTA DE QUADROS	vii
LISTA DE FIGURAS	viii
RESUMO	xiii
ABSTRACT.....	xv
1 – INTRODUÇÃO	1
2 – OBJETIVOS.....	2
3 - REVISÃO DE LITERATURA	3
3.1 – Considerações preliminares.....	3
3.2 – Tipo e configuração de sistemas de lagoas de tratamento de esgotos sanitários	4
<i>Lagoas facultativas</i>	4
<i>Lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas</i>	6
<i>Lagoas de maturação</i>	6
<i>Lagoas de polimento</i>	7
3.3 – Eficiência dos sistemas de lagoas.....	9
3.3.1. <i>Remoção de matéria orgânica</i>	10
3.3.2 – <i>Remoção de organismos patogênicos</i>	16
3.3.3 – <i>Remoção de nitrogênio</i>	21
3.3.3.1 - Remoção de nitrogênio por volatilização de amônia.....	23
3.3.3.2 - Modelos de estimativa da concentração efluente de nitrogênio.....	27
3.3.4 – <i>Remoção de fósforo</i>	30
4 – METODOLOGIA	33
4.1 – Descrição da ETE experimental.....	33
4.2 – Análises laboratoriais	35
4.3 – Coleta de amostras e atividades de campo.	37
4.4 – Sistematização do banco de dados e apresentação dos resultados.....	39
5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
5.1 – Sistema UASB + BF	41
5.1.1 – <i>Remoção de matéria orgânica</i>	41
5.1.2 – <i>Sólidos Suspensos Totais (SST)</i>	44
5.2 – Sistema de lagoas	45
5.2.1 – <i>Caracterização do ambiente aquático no sistema de lagoas</i>	45
5.2.1.1 - Oxigênio dissolvido, pH e temperatura.	45
5.2.1.2 – Alcalinidade.....	65
5.2.1.3 - Clorofila <i>a</i> e SST.....	67
5.2.1.4 – Condutividade elétrica (CE).	71
5.2.1.5 – Síntese das observações sobre a caracterização dos ambientes aquáticos no sistema de lagoas.....	73
5.2.2 – <i>Remoção de matéria orgânica</i>	74
5.2.2.1 – Remoção de DBO e DQO no sistema de lagoas.	74
5.2.2.2 – Coeficientes de remoção de DBO (K_{DBO}) no sistema de lagoas.	81
5.2.2.3 – Síntese das observações sobre remoção de matéria orgânica no sistema de lagoas.....	84
5.2.3. – <i>Remoção de nitrogênio</i>	85
5.2.3.1. Remoção de amônia.....	85
5.2.3.2 - Remoção de NTK.....	101
5.2.3.3 - Remoção de N total	103
5.2.3.4 – Síntese das observações sobre remoção de nitrogênio no sistema de lagoas.	106
5.2.4 – <i>Remoção de fósforo</i>	107
5.2.5 – <i>Remoção de coliformes</i>	111
6 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES PARA CONTINUIDADE DE PESQUISAS NO TEMA.....	120
7 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	122

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Eficiência de remoção (%) de constituintes físicos e químicos em sistemas de lagoas.....	9
Tabela 3.2 – Faixas de eficiência de remoção de organismos patogênicos e indicadores em sistemas de lagoas.....	9
Tabela 3.3 – Principais parâmetros de projeto utilizados em sistemas de lagoas.....	10
Tabela 3.4 – Faixas de valores típicos de K_p (20°C) para lagoas facultativas e de maturação segundo os modelos de fluxo disperso e de mistura completa.....	19
Tabela 3.5 – Efeito de diferentes processos sobre a alcalinidade, a acidez e o pH em sistemas de lagoas.....	25
Tabela 4.1 – Variações operacionais do sistema de lagoas, Unidade Experimental da Viçosa, Viçosa –MG, 2001 a 2006.....	36
Tabela 4.2 – Parâmetros quantificados ao longo dos períodos operacionais.....	37
Tabela 5.1 – Estatística descritiva da variação da concentração de DBO e DQO no sistema UASB + BF, outubro de 2001 a fevereiro de 2007, ETE Viçosa, Viçosa – MG.....	42
Tabela 5.2 – Eficiência de remoção de DBO e DQO no sistema o UASB + BF, outubro de 2001 a fevereiro de 2007, ETE Viçosa, Viçosa - MG.....	43
Tabela 5.3 – Concentração média e desvio-padrão de SST (mg / L) nos efluentes do sistema UASB + BF, julho de 2002 a fevereiro de 2007, ETE Viçosa, Viçosa – MG.....	44
Tabela 5.4 – OD (mg / L) medido à superfície (0,15 m) na saída das lagoas, média aritmética e desvio padrão.....	59
Tabela 5.5 – pH medido à superfície (0,15 m) na saída das lagoas, média aritmética e desvio padrão.....	59
Tabela 5.6 – OD (mg / L) medido à meia profundidade na saída das lagoas, média aritmética e desvio padrão.....	60
Tabela 5.7 – pH medido à meia profundidade na saída das lagoas, média aritmética e desvio padrão.....	60
Tabela 5.8 – Temperatura (°C) medida à meia profundidade na saída das lagoas, média aritmética e desvio padrão.....	61
Tabela 5.9 – Correlação entre os dados de clorofila a, pH, OD e SST no conjunto de lagoas, períodos 4 a 9.....	71
Tabela 5.10 – Correlação entre os dados de amônia e condutividade elétrica na série de lagoas.....	73
Tabela 5.11 – Taxa de aplicação superficial na série de lagoas, média e desvio padrão (kg DBO / ha.d).....	74
Tabela 5.12 – Concentração de DBO total (mg / L) ao longo do tratamento, média e desvio padrão.....	75
Tabela 5.13 – Concentração de DQO total (mg / L) ao longo do tratamento, média e desvio padrão.....	76
Tabela 5.14 – Concentração de DQO filtrada (mg / L) nas unidades de tratamento, média e desvio padrão.....	76

Tabela 5.15 – Coeficientes de remoção de matéria orgânica ($K_{20\text{ DBO total}}$), valores médios ⁽¹⁾ na série de lagoas (d^{-1}).....	82
Tabela 5.16 – Concentração de amônia total (mg / L) ao longo do sistema de tratamento, média e desvio padrão.	87
Tabela 5.17 – Eficiência média de remoção de amônia na série de lagoas (%).....	88
Tabela 5.18 – Concentração de amônia total (mg / L) ao longo do sistema de tratamento nos períodos mais frios, média e desvio padrão.....	88
Tabela 5.19 – Eficiência média de remoção de amônia na série de lagoas nos períodos mais frios (%).....	89
Tabela 5.20 – Taxa de aplicação superficial de amônia na série de lagoas ($kg\ NH_3 / ha \cdot d$), média e desvio padrão.	94
Tabela 5.21 – Coeficientes de remoção de nitrogênio amoniacal ($K_{20\text{ NH}_3}$), valores médios ⁽¹⁾ na série de lagoas (d^{-1}).....	100
Tabela 5.22 – Coeficientes de remoção de nitrogênio total ($K_{20\text{ NT}}$), valores médios (1) na série de lagoas (d^{-1}).....	106
Tabela 5.23 – Eficiência de remoção de fósforo total nas lagoas e acumulada nas mesmas ao longo dos períodos de monitoramento.....	108
Tabela 5.24 – Coeficientes de decaimento de coliformes totais ($K_{b\ 20}$), valores médios ⁽¹⁾ na série de lagoas (d^{-1}).....	115
Tabela 5.25 – Coeficientes de decaimento de <i>Escherichia coli</i> ($K_{b\ 20}$), valores médios ⁽¹⁾ na série de lagoas (d^{-1}).....	115
Tabela 5.26 – Eficiência de remoção de coliformes totais (unidades logarítmicas) no sistema de lagoas ⁽¹⁾	116
Tabela 5.27 – Eficiência de remoção de <i>Escherichia coli</i> (unidades logarítmicas) no sistema de lagoas ⁽¹⁾	116

LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1 – Fórmulas para estimativa da concentração efluente de DBO em sistemas de lagoas.	12
Quadro 3.2 – Fórmulas para estimativa da concentração efluente de coliformes em sistemas de lagoas.	18

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Interação entre bactérias e algas em uma lagoa facultativa.....	4
Figura 3.2 – Ilustração esquemática da configuração e dos processos predominantes em lagoas facultativas.....	5
Figura 3.3 – Ilustração esquemática da configuração lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa	6
Figura 3.4 – Ilustração esquemática da configuração lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa e uma série de lagoas de maturação.....	7
Figura 3.5 – Ilustração esquemática da configuração reator UASB seguido por lagoas de polimento em série.....	8
Figura 3.6 – Relação entre DBO total e solúvel em função da taxa de aplicação superficial de DBO.....	15
Figura 3.7 – Decaimento de <i>Salmonella</i> e <i>E.coli</i> em uma série de lagoas em escala piloto, Viçosa – MG, 2006.....	17
Figura 3.8 – Mecanismos de transformação e de remoção do nitrogênio em sistemas de lagoas.....	22
Figura 3.9 – Fração de amônia na forma gasosa (NH_3) e na forma ionizada (NH_4), em função do pH à 25°C.....	24
Figura 3.10 – Concentração de amônia livre na água de acordo com o pH e a concentração de amônia total (23°C).....	26
Figura 3.11 – Diagrama da solubilidade para vários minerais fosfatados, com a indicação de faixas de concentração de fósforo.....	31
Figura 4.1 – Vista do sistema UASB + BF, ETE Viçosa, Viçosa - MG.....	33
Figura 4.2 – Ilustração esquemática da série experimental de lagoas.....	34
Figura 4.3 – Vista da série experimental de lagoas.....	34
Figura 4.4 – Oxímetro e pHmetro utilizados no monitoramento de campo.....	38
Figura 4.5 – Ilustração do aparato para as medidas de OD com a sonda de profundidade... ..	39
Figura 4.6 – Detalhe do coletor de profundidade.....	39
Figura 5.1 – Variação da concentração de DBO no sistema o UASB + BF, outubro de 2001 a fevereiro de 2007, ETE Viçosa, Viçosa - MG.....	41
Figura 5.2 – Variação da concentração de DQO no sistema UASB + BF, outubro de 2001 a fevereiro de 2007, ETE Viçosa, Viçosa - MG.....	42
Figura 5.3 – Série temporal de DBO no sistema UASB + BF, outubro de 2001 a fevereiro de 2007, ETE Viçosa, Viçosa - MG	43
Figura 5.4 – Série temporal de DQO no sistema UASB + BF, outubro de 2001 a fevereiro de 2007, ETE Viçosa, Viçosa - MG	43
Figura 5.5 – Variação da concentração de SST nos efluentes do sistema UASB + BF, outubro de 2001 a fevereiro de 2007, ETE Viçosa, Viçosa - MG.....	44
Figura 5.6 – Variações de OD na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 4, março a setembro de 2004.....	46

Figura 5.7 – Variações de OD na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 5, setembro de 2004 a julho de 2005.	46
Figura 5.8 – Variações de OD na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 6, outubro de 2005 a março de 2006.	47
Figura 5.9 – Variações de OD na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 7, abril a agosto de 2006.	47
Figura 5.10 – Variações de OD na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 8, setembro a novembro de 2006.	48
Figura 5.11 – Variações de OD na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 9, novembro de 2006 a fevereiro de 2007.	48
Figura 5.12 – Variações de temperatura da água na série de lagoas à meia profundidade ao longo do dia, períodos 4 a 9.	49
Figura 5.13 – Variações de pH na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 4, março a setembro de 2004.	50
Figura 5.14 – Variações de pH na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 5, setembro de 2004 a julho de 2005.	50
Figura 5.15 – Variações de pH na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 6, outubro de 2005 a março de 2006.	51
Figura 5.16 – Variações de pH na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 7, abril a agosto de 2006.	51
Figura 5.17 – Variações de pH na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 8, setembro a novembro de 2006.	52
Figura 5.18 – Variações de pH na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 9, novembro de 2006 a fevereiro de 2007.	52
Figura 5.19 – Variação de OD ao longo da profundidade na série de lagoas, período 4, março a setembro de 2004.	53
Figura 5.20 – Variação de OD ao longo da profundidade na série de lagoas, período 5, setembro de 2004 a julho de 2005.	53
Figura 5.21 – Variação de OD ao longo da profundidade na série de lagoas, período 6, outubro de 2005 a março de 2006.	54
Figura 5.22 – Variação de OD ao longo da profundidade na série de lagoas, período 7, abril a agosto de 2006.	54
Figura 5.23 – Variação de OD ao longo da profundidade na série de lagoas, período 8, setembro a novembro de 2006.	55
Figura 5.24 – Variação de OD ao longo da profundidade na série de lagoas, período 9, novembro de 2006 a fevereiro de 2007.	55
Figura 5.25 – Variação de pH ao longo da profundidade na série de lagoas, período 4, março a setembro de 2004.	56
Figura 5.26 – Variações de pH ao longo da profundidade na série de lagoas, período 5, setembro de 2004 a julho de 2005.	56
Figura 5.27 – Variação de pH ao longo da profundidade na série de lagoas, período 6, outubro de 2005 a março de 2006.	57
Figura 5.28 – Variação de pH ao longo da profundidade na série de lagoas, período 7, abril a agosto de 2006.	57

Figura 5.29 – Variação de pH ao longo da profundidade na série de lagoas, período 8, setembro a novembro de 2006.....	58
Figura 5.30 – Variação de pH ao longo da profundidade na série de lagoas, período 9, novembro de 2006 a fevereiro de 2007.	58
Figura 5.31 – Variações de temperatura na série de lagoas, períodos 4 a 9.....	62
Figura 5.32 – Temperatura da água (meia profundidade) nas lagoas versus temperatura do ar, Viçosa - MG, 2001 a 2006.....	63
Figura 5.33 – pH medido à meia profundidade x profundidade das lagoas, médias por lagoa e por período (períodos 4 a 9).....	65
Figura 5.34 – Variação da alcalinidade na série de lagoas, períodos 5 a 9.	67
Figura 5.35 – Variação da clorofila <i>a</i> na série de lagoas, períodos 4 a 9.....	68
Figura 5.36 – Variação de SST nas unidades de tratamento, períodos 2 a 9.	70
Figura 5.37 – Variação da condutividade elétrica na série de lagoas, períodos 1 a 3.	71
Figura 5.38 – Variação da condutividade elétrica na série de lagoas, períodos 4 a 6.	72
Figura 5.39 – Variação da condutividade elétrica na série de lagoas, períodos 7 a 9.	72
Figura 5.40 – Variação da concentração de DBO_5 total ao longo do sistema de tratamento e dos períodos operacionais.....	77
Figura 5.41 – Variação da concentração de DQO_{total} ao longo do sistema de tratamento e dos períodos operacionais.	78
Figura 5.42 – Variação da concentração de $DQO_{filtrada}$ ao longo do sistema de tratamento e dos períodos operacionais.....	79
Figura 5.43 – Coeficiente de remoção de DBO_5 (K_{20}) em função da taxa de aplicação superficial, de acordo com os modelos de Arceivala e Vidal e com dados experimentais.	83
Figura 5.44 – Coeficiente de remoção de DBO_5 (K_{20}), valores segundo o modelo de Arceivala x valores observados, médias referentes a cada período operacional, Viçosa - MG, 2001 – 2007.....	83
Figura 5.45 – Coeficiente de remoção de DBO_5 (K_{20}), valores segundo o modelo de Vidal x valores observados, médias referentes a cada período operacional, Viçosa - MG, 2001 – 2007.	84
Figura 5.46 – Variação da concentração de amônia ao longo do sistema de tratamento e dos períodos operacionais.	86
Figura 5.47 – Fração de NH_3 no efluente x taxa de aplicação superficial de DBO_5 , valores médios por lagoa, todos os períodos operacionais.....	89
Figura 5.48 – Taxa de aplicação superficial de DBO_5 x clorofila <i>a</i> , todas as lagoas, períodos 5 a 9, todos os dados (a) e médias por lagoa (b).....	90
Figura 5.49 – Taxa de aplicação superficial de amônia x clorofila <i>a</i> , todas as lagoas, períodos 5 a 9, todos os dados (a) e médias por lagoa (b).....	91
Figura 5.50 – Concentração de amônia efluente x clorofila <i>a</i> , todas as lagoas, períodos 5 a 9, todos os dados (a) e médias por lagoa (b).....	91
Figura 5.51 – Taxa de aplicação hidráulica superficial x eficiência de remoção de amônia – valores médios por período operacional no conjunto de lagoas.	92

Figura 5.52 – Taxa de aplicação hidráulica superficial x eficiência de remoção de amônia – valores médios no conjunto de lagoas e nos períodos mais quentes (períodos 1, 2, 3, 5, 6 e 9).....	93
Figura 5.53 – Taxa de aplicação hidráulica superficial x eficiência de remoção de amônia – valores médios no conjunto de lagoas e nos períodos mais frios (períodos 4, 7 e 8).	93
Figura 5.54 – Taxa de aplicação hidráulica superficial x eficiência de remoção de amônia, valores médios no conjunto de lagoas reunidos por faixa de pH.....	94
Figura 5.55 – Taxa de aplicação superficial de amônia (kg NH ₃ / ha. d) x concentração efluente de amônia, todas as lagoas da série, todos os períodos operacionais.....	95
Figura 5.56 – Concentração efluente de amônia: valores observados versus valores estimados pelo modelo ajustado com base nos resultados experimentais, todas as lagoas da série, todos os períodos operacionais.	95
Figura 5.57 – Concentração efluente de amônia, valores estimados com o modelo de Pano e Middlebrooks x valores medidos em cada lagoa da série em todos os períodos operacionais.	96
Figura 5.58 – Concentração efluente de amônia, valores estimados com o modelo de Pano e Middlebrooks x valores medidos em todas as lagoas em todos os períodos operacionais.	97
Figura 5.59 – pH x remoção de amônia, todas as lagoas, todos os períodos operacionais. ...	97
Figura 5.60 – Ajuste dos dados de variação de pH, remoção de amônia e taxa de aplicação hidráulica superficial para o rearranjo do modelo de Pano e Middlebrooks.	98
Figura 5.61 – Concentração de amônia no efluente das lagoas, valores observados x estimados com o modelo desenvolvido com base nos resultados experimentais.	98
Figura 5.62 – Concentração efluente de nitrogênio amoniacal, valores estimados com o modelo de Reed x valores medidos em cada lagoa da série, todos os períodos operacionais.....	99
Figura 5.63 – Concentração efluente de nitrogênio amoniacal, valores estimados com o modelo de Reed x valores medidos no conjunto de lagoas, todos os períodos operacionais.	100
Figura 5.64 – Coeficiente de remoção de amônia (K _{20 NH₃}) x profundidade das lagoas, valores médios, todas as lagoas, todos os períodos operacionais.....	101
Figura 5.65 – Coeficiente de remoção de amônia (K _{20NH₃}) x tempo de detenção hidráulica acumulado na série de lagoas, valores médios, todas as lagoas, todos os períodos operacionais.	101
Figura 5.66 – Concentração de amônia total + nitrogênio orgânico ao longo do sistema de tratamento, períodos operacionais 7, 8 e 9.....	102
Figura 5.67 – Taxa de aplicação superficial de NTK (kg NTK / ha. d) x concentração efluente de amônia (a) e concentração efluente de NTK (b), todas as lagoas da série, períodos operacionais 7, 8 e 9.....	102
Figura 5.68 – Concentração efluente de amônia (a) e de NTK (b): valores observados versus valores estimados pelos modelos ajustados com base nos resultados experimentais, todas as lagoas da série, períodos operacionais 7, 8 e 9.....	103
Figura 5.69 – Concentração efluente de nitrogênio total, valores estimados com o modelo de Reed x valores medidos em cada lagoa da série, períodos operacionais 7, 8 e 9.	104
Figura 5.70 – Concentração efluente de nitrogênio total, valores estimados com o modelo de Reed x valores medidos no conjunto de lagoas, períodos operacionais 7, 8 e 9.....	104

Figura 5.71 – Variação da concentração de nitrato ao longo do sistema de tratamento e dos períodos operacionais, média e desvio-padrão.	105
Figura 5.72 – Variação da concentração de fósforo total ao longo do sistema de tratamento.	109
Figura 5.73 – Eficiência de remoção de fósforo x pH medido à superfície das lagoas, valores médios, conjunto de lagoas, todos os períodos operacionais.....	110
Figura 5.74 – Eficiência de remoção de fósforo taxa de aplicação hidráulica superficial, valores médios, conjunto de lagoas, todos os períodos operacionais.	110
Figura 5.75 – População de coliformes totais ao longo do sistema de tratamento.	112
Figura 5.76 – População de <i>Escherichia coli</i> ao longo do sistema de tratamento.	113
Figura 5.77 – Decaimento bacteriano ao longo do sistema de tratamento, médias geométricas.....	114
Figura 5.78 – Coeficientes de decaimento de <i>E.coli</i> (K_b) versus profundidade das lagoas, valores médios, todas as lagoas, todos os períodos operacionais.	117
Figura 5.79 – Populações efluentes de <i>E.coli</i> , valores estimados com o modelo ajustado com base nos dados experimentais e valores medidos no conjunto de lagoas, todos os períodos operacionais.	118
Figura 5.80 – Coeficientes de decaimento de <i>E.coli</i> – valores observados x valores estimados com base nos modelos de von Sperling (valores médios, todas as lagoas da série, todos os períodos operacionais).	118
Figura 5.81 – Populações efluentes de <i>E.coli</i> , valores estimados com o modelo de von Sperling [$K_b = f(H, TDH)$] e valores medidos no conjunto de lagoas, todos os períodos operacionais.	119
Figura 5.82 – Populações efluentes de <i>E.coli</i> , valores estimados com o modelo de von Sperling [$K_b = f(H)$] e valores medidos no conjunto de lagoas, todos os períodos operacionais.	119

RESUMO

RIOS, Endrik Nardotto, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, junho de 2007.
Caracterização e comportamento de uma série de lagoas de polimento tratando esgotos sanitários. Orientador: Rafael Kopschitz Xavier Bastos. Co-Orientadores: Ann Honor Mounteer e Marcos von Sperling.

Apresentam-se neste trabalho, conduzido em Viçosa – MG, os resultados de cerca de cinco anos de monitoramento de um sistema de tratamento de esgotos sanitários composto por um conjunto reator UASB + biofiltro aerado submerso (escala real), seguido de uma série de três a quatro lagoas de polimento / maturação (escala piloto), rasas ($h \leq 0,90$ m) e com flexibilidade operacional em termos de variações de altura de lâmina e tempo de detenção hidráulica. O sistema de lagoas absorveu bem as oscilações de desempenho do sistema de pré-tratamento (UASB + BF) e a remoção complementar de matéria orgânica deu-se, essencialmente, na primeira lagoa da série, alcançando eficiências médias de 12 a 50% de remoção de DBO total e 50 a 60% de DQO filtrada. O padrão de lançamento da legislação do estado de Minas Gerais (60 mg DBO / L) foi atendido, na maioria das vezes, no efluente da primeira lagoa e, quando não, no da segunda. A terceira e a quarta lagoas praticamente não atuam na remoção de DBO e DQO. Os resultados sugerem que o principal mecanismo de remoção de nitrogênio no sistema de lagoas seja a volatilização de amônia. O sistema bem absorveu o incremento de amônia no sistema de pré-tratamento promovendo um decréscimo gradual e intenso ao longo da série, alcançando remoção da ordem de 60 - 90%. Dentre as condições sob as quais operaram as lagoas experimentais, o padrão de lançamento de amônia da legislação brasileira (20 mg NH_3 / L) e critérios mais rigorosos de qualidade da água para piscicultura (2 mg NH_3 / L), seriam alcançados com tempos de detenção hidráulica em torno de 15 e 35 dias, respectivamente. Por outro lado, a remoção de fósforo mostrou-se limitada. Ao longo de todo o período de estudo, no sistema UASB + BF (essencialmente no UASB), em média, a remoção de *E.coli* foi de cerca de 0,5 unidades logarítmicas, seguida de um acentuado decaimento ao longo da série de lagoas. Sob as condições desses experimentos, os critérios da OMS para a irrigação irrestrita (10^3 *E.coli* / 100 mL) seriam alcançados com cerca de 17 dias de tempo de detenção hidráulica; os critérios para a irrigação restrita e para a utilização de

efluentes em piscicultura ($10^4 E.coli / 100 \text{ mL}$) dentre 11 dias. Esses resultados confirmam a elevada capacidade de lagoas de polimento / maturação rasas na remoção de nitrogênio e de organismos indicadores (*E.coli*), com pleno potencial de atendimento do padrão de lançamento de amônia em corpos receptores e de alcance das recomendações da Organização Mundial da Saúde de qualidade bacteriológica para a utilização de efluentes em irrigação. Os resultados fornecem ainda importantes subsídios para a concepção e projeto de sistemas de lagoas de polimento: relação temperatura do ar e temperatura da água, coeficientes de remoção de matéria orgânica, coeficientes de remoção de nitrogênio, coeficientes de decaimento bacteriano, suas respectivas variações ao longo da série de lagoas, valores de pH, faixas adequadas de taxas de aplicação hidráulica superficial, de profundidade e de tempo de detenção hidráulica. Os valores de pH mantiveram-se sempre acima de 7,0 em toda a coluna líquida e, à meia profundidade, acima de 7,5. Registram-se os seguintes incrementos médios de pH, medido à superfície e à meia profundidade, na série de lagoas: (i) lagoa 1 para a lagoa 2: 3 - 5%; (ii) lagoa 2 para lagoa 3: 5 - 7%; (ii) lagoa 3 para lagoa 4: sem incremento - 2%. Coeficientes de remoção de amônia revelaram-se sensivelmente constantes ao longo da série de lagoas, calculados em torno de $0,0058 \text{ d}^{-1}$. Os coeficientes de decaimento bacteriano (*E.coli*) foram, em geral, bastante elevados e crescentes ao longo da série de lagoas: valores médios de $0,98 \text{ d}^{-1}$ na primeira lagoa e incrementos de 13% da lagoa 1 para a lagoa 2 e de 22% da lagoa 2 para a lagoa 3; a inclusão de uma quarta lagoa à série parece não mais contribuir com remoção adicional.

ABSTRACT

RIOS, Endrik Nardotto, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, June of 2007.
Characterization and performance of a polishing pond series treating domestic wastewater. Adviser: Rafael Kopschitz Xavier Bastos. Co-Advisers: Ann Honor Mounteer and Marcos von Sperling.

This work, conducted in Viçosa – MG, presents the results of five years monitoring of a domestic wastewater treatment system including an anaerobic reactor (UASB) plus a submerged aerated biofilter (real scale), followed by a three to four shallow polishing / maturation ponds series (pilot scale, $h \leq 0,90$ m), with operational flexibility in terms of depth and hydraulic retention time. The pond system took up the performance oscillations of the pre-treatment unities (UASB + BF), and the complementary organic matter removal took place, essentially, in the first pond, achieving average BOD and filtered COD removal efficiencies of 12 – 50% and 50 -60%, respectively. The Minas Gerais State BOD standard for discharge into water bodies (60 mg / L) was achieved, most of the time, in the first pond; the third and the fourth ponds did not contribute for BOD and COD removal anymore. The results suggested that ammonia volatilization is the main mechanism of nitrogen removal in the pond system. It well absorbed the ammonia increase in the pre-treatment unities, leading to a gradual but intense removal along the pond series, achieving average ammonia removal efficiencies within the range of 60 -90%. Under the experimental conditions of this study, the Brazilian standard for ammonia discharge into water bodies (20 mg NH_3 / L), and more strict water quality criteria for aquaculture were achieved with hydraulic retention times of 15 and 35 days, respectively. On the other hand phosphorus removal was shown to be limited. All over the period of this study, *E.coli* removal in the UASB + BF system (mainly in the UASB reactor) was around 0.5 log unities, followed by an intense decay along the pond series. Under the experimental conditions of this study the WHO guidelines for unrestricted irrigation (10^3 *E.coli* / 100 mL), and for restricted irrigation and aquaculture were achieved within hydraulic retention times of 17 and 11 days, respectively. The results confirm that shallow polishing / maturation ponds are fully able to produce effluents in accordance with the Brazilian standard for ammonia discharge into water bodies and with the bacterial WHO guidelines for irrigation. In addition, the results provide relevant information for planning and designing

polishing ponds: air x water temperature, organic matter removal coefficients, nitrogen removal coefficients, bacterial decay coefficients, and their variation along the pond series, pH values, and suitable ranges of hydraulic surface loading, ponds depth and hydraulic retention times. pH values were always above 7.0 along the whole water column and above 7.5 at mid depth. The following average pH values increasing (measured at the water surface and at mid depth) were recorded along the pond series: (i) pond 1 to pond 2: 3 - 5%; (ii) pond 2 to pond 3: 5 - 7%; (ii) pond 3 to pond 4: no increase - 2%. The calculated ammonia removal coefficients were virtually constant along the pond series, around 0.0058 d^{-1} . In general, *E. coli* decay coefficients were quite high and increased along the pond series: average values of 0.98 d^{-1} in the first pond, followed by 13% and 22% increasing in the second and the third ponds, respectively. The fourth pond did not substantially add to additional removal.

1 – INTRODUÇÃO

Nos últimos anos vem ganhando destaque no cenário nacional a associação de reatores anaeróbios e lagoas de polimento para o tratamento de esgotos sanitários, com os seguintes atrativos: redução da demanda de área em relação aos sistemas convencionais de lagoas, elevada capacidade de remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos.

O meio técnico-científico nacional e internacional acumula grande experiência sobre a compreensão dos processos envolvidos em sistemas de lagoas e, por conseguinte, sobre critérios de projeto. Não obstante, dado o conceito relativamente recente de lagoas de polimento, talvez aqui residam algumas lacunas de informação. Por outro lado, devido à extrema dependência desses sistemas aos fatores climáticos sempre haverá lugar para a busca ou o refinamento de critérios com base local ou regional.

Ainda neste sentido, critérios de projeto para a remoção de matéria orgânica e de previsão da qualidade bacteriológica de efluentes de lagoas são já bastante estudados e consolidados, mas o mesmo não se pode dizer em relação à remoção de nutrientes. Em outras palavras, ainda se tem o que explorar em termos de conhecimento sobre a dinâmica de nutrientes em lagoas e, principalmente, para a disponibilização de critérios de projeto de pronta e fácil manipulação.

Nesse, sentido pretende-se contribuir, com esse trabalho, no aprofundamento da compreensão sobre o funcionamento de lagoas de polimento. Para tanto foram sistematizadas e discutidas informações de cerca de cinco anos de monitoramento de um sistema de tratamento de esgotos sanitários em Viçosa – MG, constituído por: (i) um conjunto reator UASB + biofiltro aerado submerso em escala real e pré-fabricado em aço, o qual recebe a contribuição de cerca de 800 habitantes, com uma vazão média estimada de $115 \text{ m}^3 / \text{dia}$; (ii) uma série de quatro lagoas de polimento em escala piloto, pré-fabricadas em fibra de vidro, com área útil de $16,3 \text{ m}^2$ e relação comprimento / largura de 2,0, com flexibilidade operacional de alturas de lâmina d'água (0,30 -0,90 m), vazões ($1,5 -4,2 \text{ m}^3 / \text{d}$) e, por conseguinte, de tempos de detenção hidráulica.

2 – OBJETIVOS

- **Geral**
 - Contribuir para o aprofundamento da compreensão sobre o funcionamento e com subsídios para a concepção e projeto de sistemas de lagoas de polimento para o tratamento de esgotos sanitários.

- **Específicos**
 - Avaliação do desempenho e aferição de critérios de dimensionamento de lagoas de polimento em termos de remoção de matéria orgânica
 - Avaliação do desempenho e aferição de critérios de dimensionamento de lagoas de polimento em termos remoção de nutrientes.
 - Avaliação do desempenho e aferição de critérios de dimensionamento de lagoas de polimento em termos de remoção de organismos indicadores de contaminação.

3 - REVISÃO DE LITERATURA

3.1 – Considerações preliminares

Sistemas de lagoas constituem excelente opção para o tratamento de esgotos sanitários, principalmente em países de clima tropical e onde haja disponibilidade de área. Dentre as vantagens comparativas desses sistemas podem ser citadas: (i) baixos custos de implantação e operação; (ii) extrema simplicidade operacional (o que não quer dizer que sejam reatores onde não ocorram processos complexos); (iii) elevada eficiência de remoção de matéria orgânica, podendo alcançar padrões de lançamento de efluentes vigentes em legislações estaduais (MINAS GERAIS, 1987); (iv) elevada eficiência de remoção de patógenos, incluindo toda a gama de organismos possíveis de estarem presentes em esgotos sanitários (bactérias, vírus, protozoários e helmintos), com plena capacidade de atendimento às recomendações da Organização Mundial da Saúde para a irrigação e piscicultura (WHO, 2006a; WHO, 2006b); (v) elevada eficiência de remoção de nitrogênio, desde que projetados para tal, ou seja, lagoas rasas, com potencial de atendimento ao padrão de lançamento de amônia da legislação brasileira (BRASIL, 2005). Como limitações ao emprego de lagoas podem ser citadas: a elevada demanda de área, a reduzida capacidade de remoção de fósforo, a produção de sólidos no sistema devido à produtividade primária, com proliferação de algas e cianobactérias.

A literatura nacional e internacional sobre critérios de projeto e sobre a compreensão dos processos envolvidos em sistemas de lagoas é ampla e atualizada. Portanto, procurou-se uma revisão objetiva, destacando-se apenas alguns dos aspectos mais importantes e mais diretamente relacionados ao tema desta dissertação. O texto a seguir é baseado nas principais publicações (livros) em Português e Espanhol, como, por exemplo, Kellner e Pires (1998), Cavalcanti *et al.* (2001), von Sperling (2002), von Sperling *et al.* (2003), Yanez (1993), complementadas por artigos publicados em periódicos, mais recentes e, ou importantes.

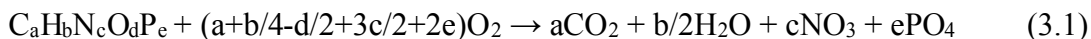
3.2 – Tipo e configuração de sistemas de lagoas de tratamento de esgotos sanitários

Lagoas facultativas

Lagoas facultativas são concebidas como lagoas de estabilização, ou seja, com a finalidade primeira de remoção (estabilização) da matéria orgânica (DBO e DQO). Nessas unidades estabelece-se uma relação de mutualismo entre algas e bactérias, sendo a fotossíntese a principal fonte de oxigênio necessário para oxidação do material orgânico. Nessa relação, a produção de oxigênio por fotossíntese durante o dia deve preponderar sobre a respiração bacteriana e algal (durante a noite), de forma a manter a devida oxigenação do meio líquido (Figura 3.1).

A decomposição de matéria orgânica pela ação das bactérias, com produção de dióxido de carbono e nutrientes mineralizados, pode ser descrita, simplificada, pela Equação 3.1. As algas utilizam o dióxido de carbono e os nutrientes para a síntese celular e produzem oxigênio, de acordo com a Equação 3.2 (YANEZ, 1993).

Decomposição de matéria orgânica por bactérias



Fotossíntese

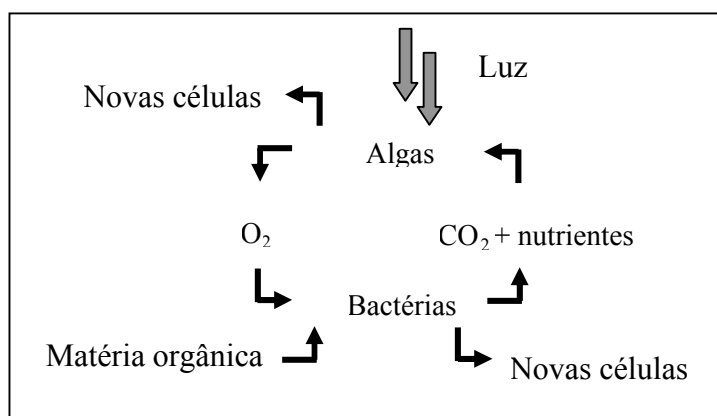
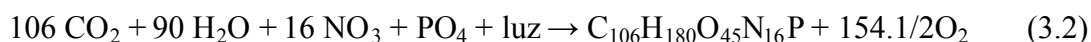


Figura 3.1 – Interação entre bactérias e algas em uma lagoa facultativa.

Fonte: Adaptado de Mara (1997).

O termo lagoa facultativa advém do fato de que neste tipo de lagoa formam-se dois ambientes, predominantemente anaeróbio mais ao fundo e aeróbio mais à superfície; portanto predominam nestes ambientes as bactérias facultativas. A matéria orgânica particulada mais densa tende a sedimentar e acumular-se no fundo da lagoa, formando uma camada de lodo, onde entrará em decomposição anaeróbia. Os subprodutos da digestão anaeróbia podem retornar à coluna líquida, onde, em conjunto com o material particulado mais fino e a matéria orgânica solúvel, serão degradados por processos aeróbios (Figura 3.2).

Como a atividade fotossintética é altamente variável ao longo do dia (mais intensa nas horas de maior insolação) e da profundidade das lagoas, e a penetração dos raios solares na coluna líquida é limitada, a zona fótica e a oxipausa (nível na lagoa onde há transição da camada superior aeróbia para a camada inferior anaeróbia) são também variáveis ao longo da coluna líquida. Assim, as lagoas facultativas devem ser rasas (1,5 m - 2,0 m), pois incrementos maiores de profundidade apenas aumentariam a zona anaeróbia. Por outro lado, como a produção de oxigênio via fotossíntese é relativamente lenta, é preciso criar grandes áreas de espelhos d'água expostas à luz solar e, por conseguinte, elevados tempos de detenção hidráulica (TDH) (15 – 45 dias) (Figura 3.2).

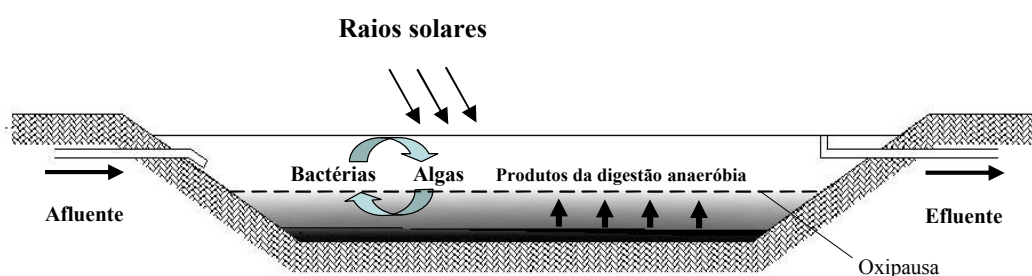


Figura 3.2 – Ilustração esquemática da configuração e dos processos predominantes em lagoas facultativas.

No caso de limitação de área, uma variante das lagoas facultativas pode ser a inclusão de aeradores (lagoas aeradas), o que proporciona uma fonte maior de oxigênio para remoção de matéria orgânica.

Lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas

Outro recurso para a redução da demanda de área da lagoa facultativa é a inclusão de uma lagoa anaeróbia como unidade de pré-tratamento (Figura 3.3). As lagoas anaeróbias não necessitam de grandes áreas, pois o objetivo é o acúmulo de matéria orgânica e, por conseguinte, a remoção de sólidos sedimentáveis, e sua estabilização anaeróbia são, portanto, dimensionadas com base nas cargas orgânicas volumétricas ($\text{kg DBO} / \text{m}^3 \cdot \text{d}$), com profundidades maiores (3,5 - 5,0 m) e tempos de detenção hidráulica mais baixos (3 - 6 dias). Segundo von Sperling (2002), adotando essa configuração, o requisito de área total será de 50 a 70 % do requisito de uma lagoa facultativa primária.

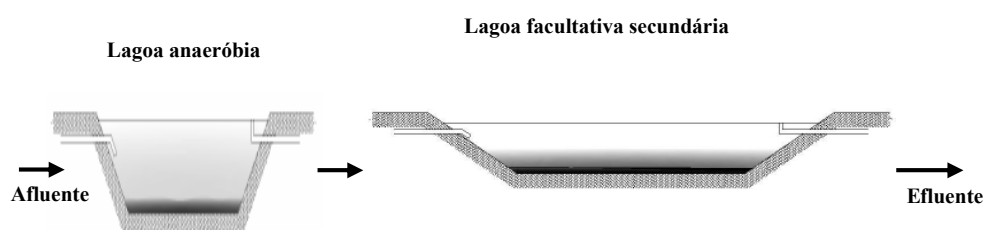


Figura 3.3 – Ilustração esquemática da configuração lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa

Lagoas de maturação

Nas lagoas de maturação, com cargas orgânicas já bastante reduzidas, o principal objetivo é a remoção de organismos patogênicos. Essencialmente, as mesmas características das lagoas de estabilização, às quais se recorre para a remoção de matéria orgânica, são também as responsáveis pela remoção/inativação de organismos patogênicos – profundidade reduzida, grandes áreas de espelho d'água exposto à ação da luz solar e elevados tempos de detenção. Projetadas com profundidades mais reduzidas ($\leq 1,0$ m), nas lagoas de maturação a penetração dos raios solares é facilitada e a atividade fotossintética intensificada, estabelecendo-se assim um ambiente com elevado pH e elevados teores de OD; estes dois fatores contribuem para acentuar os efeitos bactericida e virucida da radiação ultravioleta (raios solares). Estas mesmas condições podem levar também a uma eficiência relativamente elevada de remoção de nitrogênio (volatilização da amônia) e parcialmente de fósforo (precipitação de fosfatos).

A eficiência das lagoas de maturação é maximizada quando concebidas como unidades em série, em geral três ou quatro unidades com tempo de detenção hidráulica total de 10 - 20 dias (Figura 3.4).

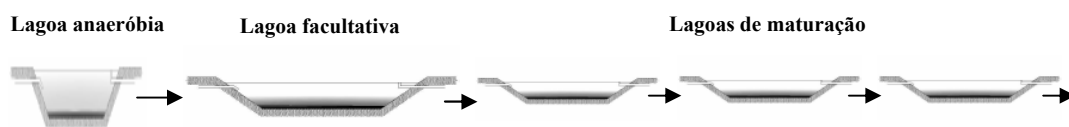


Figura 3.4 – Ilustração esquemática da configuração lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa e uma série de lagoas de maturação.

Lagoas de polimento

Nos últimos anos, ganharam destaque e aplicação os reatores anaeróbios de alta taxa, especificamente os reatores UASB (do inglês, *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* – reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo), os quais possuem elevada eficiência de remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão. Segundo Chernicharo (1997), reatores UASB apresentam 65% - 75% de eficiência de remoção de DBO e DQO. Bastos *et al.* (2005), em um estudo de controle operacional de um sistema reator UASB seguido por um biofiltro aerado submerso, constataram que a eficiência média de remoção de DBO no UASB pode alcançar valores acima de 80%.

Na parte superior dos reatores UASB, um separador de fases promove a sedimentação de sólidos e a retenção do lodo no interior do reator, formando a manta de lodo. Dispositivos de entrada devem promover uma boa distribuição do esgoto bruto junto ao fundo para que, de forma ascensional ocorra um intenso contato com a biomassa ativa (a manta de lodo), que promove anaerobicamente a decomposição da matéria carbonácea. A biomassa se desenvolve de forma dispersa atingindo um limite, a partir do qual se faz necessário um descarte de lodo excedente com uma dada frequência. Este controle operacional conserva o equilíbrio e a estabilidade do sistema, garantindo a retenção e a atividade adequadas de biomassa metanogênica e, por conseguinte, a qualidade do efluente tratado, isto é, evitando a queda de eficiência de remoção de matéria orgânica e a perda de biomassa junto ao efluente.

Entretanto, em que pese a eficiência de remoção de DBO, DQO e sólidos, o efluente de reatores UASB ainda requer pós-tratamento, pois: (i) a remoção de DBO pode não alcançar padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores; (ii) no processo

anaeróbico não há mecanismos de remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e ocorre uma intensa amonificação do nitrogênio orgânico; (iii) também não há mecanismos intensos o suficiente para a remoção de patógenos.

Sistemas de lagoas constituem uma alternativa bastante atraente de pós-tratamento de reatores UASB. Nesse caso essas lagoas têm sido, na literatura nacional, denominadas lagoas de polimento, com o intuito de distingui-las das lagoas de estabilização convencionais. Isto porque as lagoas de polimento, apesar de ainda cumprirem um papel de remoção complementar de matéria orgânica, recebem uma carga orgânica já bastante reduzida e um efluente já bem clarificado. Portanto, dependendo do desempenho do pré-tratamento, o papel principal das lagoas de polimento pode deixar de ser a estabilização do material orgânico, mas a remoção dos patógenos.

Assim, as lagoas de polimento eram inicialmente projetadas como lagoas facultativas, porém com o reconhecimento de que os problemas de sobrecarga orgânica na primeira lagoa da série são minimizados, verificou-se que as lagoas de polimento podem ser concebidas como lagoas de maturação, ou seja, com baixas profundidades e tempos de detenção hidráulica relativamente curtos (Figura 3.5). De fato, quanto mais próximas do reator UASB, mais as lagoas de polimento podem se assemelhar às lagoas facultativas e, quanto mais distantes, mais bem funcionam como lagoas de maturação.

Por outro lado, quando se objetiva a remoção de nitrogênio, deve-se atentar para o fato de que a concentração de amônia eleva-se no efluente de um reator UASB e, portanto, o sistema de lagoas de polimento deve apresentar capacidade para absorver altas cargas de amônia.

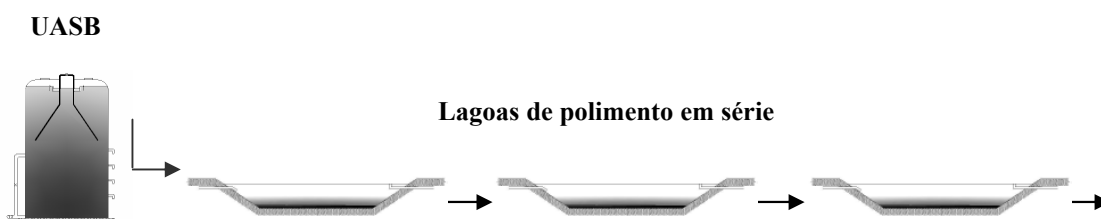


Figura 3.5 – Ilustração esquemática da configuração reator UASB seguido por lagoas de polimento em série.

3.3 – Eficiência dos sistemas de lagoas

Como já destacado na introdução desse item, sistemas de lagoas podem alcançar elevadas remoções de matéria orgânica, organismos patogênicos, nitrogênio e remoção moderada de fósforo. As Tabelas 3.1 e 3.2 mostram valores típicos de remoção dependendo da configuração e dimensionamento do sistema (Tabela 3.3).

Tabela 3.1 – Eficiência de remoção (%) de constituintes físicos e químicos em sistemas de lagoas

Parâmetro	Configuração do sistema de lagoas				
	facultativa	anaeróbia + facultativa	facultativa + maturação	anaeróbia + facultativa + maturação	reator UASB + polimento
DBO	75 - 85	75 - 85	80 - 85	80 - 85	80 - 85
DQO	65 - 80	65 - 80	70 - 83	70 - 83	70 - 83
SS	70 - 80	70 - 80	70 - 80	70 - 80	70 - 80
Amônia	< 50	< 50	40 - 80	40 - 80	40 - 80
Nitrogênio	< 60	< 60	40 - 65	40 - 70	40 - 70
Fósforo	< 33	< 35	> 40	> 40	> 40

Fonte: von Sperling *et al.* (2003)

Tabela 3.2 – Faixas de eficiência de remoção de organismos patogênicos e indicadores em sistemas de lagoas

Parâmetro	Configuração do sistema de lagoas				
	facultativa	anaeróbia + facultativa	facultativa + maturação	anaeróbia + facultativa + maturação	reator UASB + polimento
Coliformes	1 - 2 log	1 - 2 log	3 - 6 log	3 - 6 log	3 - 6 log
Bactérias patogênicas	1 - 2 log	1 - 2 log	3 - 6 log	3 - 6 log	3 - 6 log
Vírus	≤ 1 log	≈ 1 log	2- 4 log	2- 4 log	2- 4 log
Cistos de protozoários	≈ 100 %	≈ 100 %	100%	100%	100%
Ovos de helmintos	≈ 100 %	≈ 100 %	100%	100%	100%

Fonte: von Sperling *et al.* (2003)

Tabela 3.3 – Principais parâmetros de projeto utilizados em sistemas de lagoas

Parâmetro de projeto	Configuração do sistema de lagoas				
	Anaeróbias	Facultativas		Maturação ou polimento	
		Primárias	Secundárias	Lagoas em série	Lagoas chicaneadas
Tempo de detenção hidráulica (d)	3 - 6	15 - 45	10 - 30	10 - 20 *	10 - 20 *
Taxa de aplicação superficial (kg DBO ₅ / ha . d)	-	100 - 350	100 - 350	-	-
Taxa de aplicação volumétrica (kg DBO ₅ / m ³ . d)	0,10 - 0,35	-	-	-	-
Profundidade (m)	3 - 5	1,5 - 2,0	1,5 - 2,0	0,6 - 1,0	0,6 - 1,0
Relação L / B (comprimento / largura)	1 - 3	2 - 4	2 - 4	1 - 3	> 10
Número de lagoas em série	-	-	-	3 - 5	1
Área per capita requerida (m ² / hab)	0,1 - 0,2	2,0 - 4,0	1,5 - 3,0	1,5 - 2,5	1,5 - 2,5

(*) tempo de detenção total da série de lagoas

Fonte: von Sperling *et al.* (2003)

3.3.1. Remoção de matéria orgânica

Um critério inicial de dimensionamento de lagoas facultativas é a observação da taxa de aplicação superficial máxima (correspondente a uma demanda de área mínima) para que se garantam condições de aerobiose. Como a temperatura é um catalisador da atividade metabólica das bactérias e, portanto, do consumo de oxigênio, a taxa de aplicação máxima é usualmente expressa como uma função da temperatura, ou seja, deve-se adotar uma temperatura de projeto, em geral, referente à dos meses mais frios. Mara (1997) apresenta uma equação empírica baseada na temperatura média do ar no mês mais frio, o que levaria a um dimensionamento a favor da segurança (Equação 3.3).

$$L_s = 350 \times (1,07 - 0,002 T)^{(T - 20)} \quad (3.3)$$

Onde:

L_s = taxa de aplicação superficial máxima (kg DBO / ha . d)

T = temperatura média do ar no mês mais frio (°C).

von Sperling (2002) sistematizando informações de diferentes autores apresenta a seguinte relação entre a temperatura do ar e da água em lagoas (Equação 3.4)


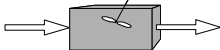
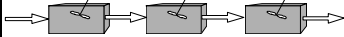
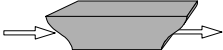
$$T_{\text{água}} = 12,7 + 0,54 T_{\text{ar}} \quad (3.4)$$

von Sperling (2002) cita que para lagoas de maturação a taxa de aplicação superficial máxima na primeira lagoa da série seja de 75% da taxa de aplicação da lagoa facultativa precedente.

Muito genericamente, taxas de aplicação recomendadas para lagoas facultativas e de maturação em países de clima tropical seriam, respectivamente, da seguinte ordem de grandeza: $< 300 \text{ kg DBO} / \text{ha.d}$ e $< 150 \text{ kg DBO} / \text{ha.d}$ (CAVALCANTI *et al.*, 2001). Esses mesmos autores destacam que as taxas de aplicação superficiais em lagoas de polimento são em geral mais baixas, pois a remoção de DBO ou DQO nos reatores UASB é elevada. Além disso, o material orgânico remanescente no efluente de um reator UASB é de mais difícil degradação e, assim, os problemas de sobrecarga orgânica na primeira lagoa da série são minimizados, mesmo quando presente curto tempo de detenção e características parecidas com as de uma lagoa facultativa convencional. Não obstante, informações mais precisas e objetivas sobre taxas de aplicação superficiais máximas para lagoas de polimento são ainda relativamente escassas.

Em geral, admitem-se modelos de primeira ordem para descrever a remoção de DBO_5 em lagoas de estabilização, ou seja, a taxa de remoção é diretamente proporcional à concentração de matéria orgânica. Além disso, é amplamente reconhecida a influência do regime hidráulico da lagoa. O Quadro 3.1 apresenta os modelos de remoção de DBO, de acordo com o regime hidráulico.

Quadro 3.1 – Fórmulas para estimativa da concentração efluente de DBO em sistemas de lagoas.

Regime hidráulico	Esquema	Fórmula
Fluxo em pistão		$S = S_o \cdot e^{-K \cdot t}$
Mistura completa (uma célula)		$S = \frac{S_o}{1 + K \cdot t}$
Mistura completa (células iguais em série)		$S = \frac{S_o}{\left(1 + K \cdot \frac{t}{n}\right)^n}$
Fluxo disperso		$S = S_o \cdot \frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}}$ $a = \sqrt{1 + 4 \cdot K \cdot t \cdot d}$

Fonte: von Sperling (2002).

Onde:

S_o = DBO total afluente (mg/L)

S = DBO solúvel efluente (mg/L)

K = coeficiente de remoção de matéria orgânica (d^{-1})

t = tempo de detenção hidráulica (d)

n = número de lagoas em série

d = número de dispersão (adimensional)

Em todas as fórmulas no Quadro 3.1, a solução do problema resume-se em fixar uma das incógnitas para obter a segunda: eficiência de remoção e tempo de detenção hidráulica.

Os regimes hidráulicos de mistura completa e fluxo em pistão constituem, respectivamente, os modelos de menor e maior eficiência, ou sob outro prisma, para uma dada eficiência desejada, o modelo de fluxo em pistão resultaria em dimensionamento mais econômico (menor volume do reator). No entanto, como esses regimes são idealizados (fluxo em pistão – dispersão longitudinal do fluxo nula; mistura completa – dispersão do fluxo infinita), o modelo de fluxo em pistão não pode ser adotado como critério de projeto, pois resultaria em

superdimensionamento da lagoa; por sua vez, o modelo de mistura completa pode ser adotado, reconhecendo-se, entretanto, seu caráter conservador, ou seja, estar-se-ia subestimando a eficiência real da lagoa.

Na prática, as lagoas apresentam um regime hidráulico intermediário, de fluxo disperso, sendo, portanto, a adoção do modelo correspondente, o critério de dimensionamento mais adequado. Critérios de projeto adequados incluem ainda a aproximação ao fluxo em pistão, o que pode ser obtido com a adoção de relações comprimento / largura as mais elevadas possíveis (menores números de dispersão) e do maior número possível de lagoas em série.

O número de dispersão d pode ser determinado por meio de ensaios hidrodinâmicos com traçadores, ou, na etapa de projeto, ser estimado com o emprego de fórmulas empíricas que o associam à configuração geométrica da lagoa (Equações 3.5 e 3.6).

$$d = \frac{(L/B)}{-0,261 + 0,254.(L/B) + 1,014.(L/B)^2} \quad \text{Yanez (1993)} \quad (3.5)$$

$$d = \frac{1}{(L/B)} \quad \text{von Sperling (2002)} \quad (3.6)$$

Onde:

d: número de dispersão;

L: comprimento da lagoa;

B: largura da lagoa.

O coeficiente de remoção de matéria orgânica (K), de forma condizente com o pressuposto da cinética de primeira ordem, é função da carga orgânica afluenta à lagoa e é também uma característica intrínseca à configuração geométrica da lagoa.

Para o regime de mistura completa, von Sperling (2002) cita os seguintes valores de K (20°C):

Lagoas facultativas primárias: 0,30 - 0,40 d⁻¹

Lagoas facultativas secundárias: 0,25 - 0,30 d⁻¹

Para o regime de fluxo disperso, von Sperling (2002) cita relações empíricas propostas por Arceivala (1981) (Equação 3.7) e Vidal (1983) (Equação 3.8),

associando o coeficiente de remoção de DBO à taxa de aplicação superficial (kg DBO/ha.d)

$$K = 0,132 \log L_s - 0,146 \quad (3.7)$$

$$K = 0,091 + 2,05 \times 10^{-4} L_s \quad (3.8)$$

von Sperling (2002) registra que dados experimentais obtidos em uma lagoa facultativa recebendo efluente de um reator UASB na cidade de Itabira – MG bem se ajustaram às Equações 3.7 e 3.8. O mesmo encontraram Fonseca *et al.*(2005) em uma lagoa facultativa no Rio de Janeiro, recebendo uma taxa de aplicação superficial de 250 kg DBO/ha .d.

Soares e Bernardes (2001), estudando lagoas facultativas na região de Brasília, determinaram a seguinte relação em termos de DQO (Equação 3.9).

$$K = 0,0005 L_s - 0,056 \quad (3.9)$$

Como a oxidação da matéria orgânica é influenciada pela temperatura, o coeficiente de remoção de matéria orgânica (K) pode ser corrigido pela Equação 3.10.

$$K_T = K_{20} \theta^{(T-20)} \quad (3.10)$$

Onde:

$K_{(T)}$ = coeficiente de remoção de DBO em uma dada temperatura do líquido (d^{-1})

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

θ = coeficiente de temperatura (adimensional).

Para lagoas de polimento as informações são mais genéricas, por exemplo, que “os coeficientes de remoção de DBO (K) são ligeiramente inferiores aos de lagoas

facultativas primárias e similares aos de lagoas facultativas secundárias, após lagoas anaeróbias” (von SPERLING, 2002).

Cabe destacar que todas as equações do Quadro 3.1 referem-se à DBO efluente como DBO solúvel. Entretanto, no cômputo da DBO total no efluente deve ser levada em consideração a DBO particulada gerada da lagoa, ou seja, as microalgas. Yanez (1993) apresenta uma relação entre DBO total e solúvel em função da taxa de aplicação superficial de DBO total em lagoas de estabilização (Figura 3.6).

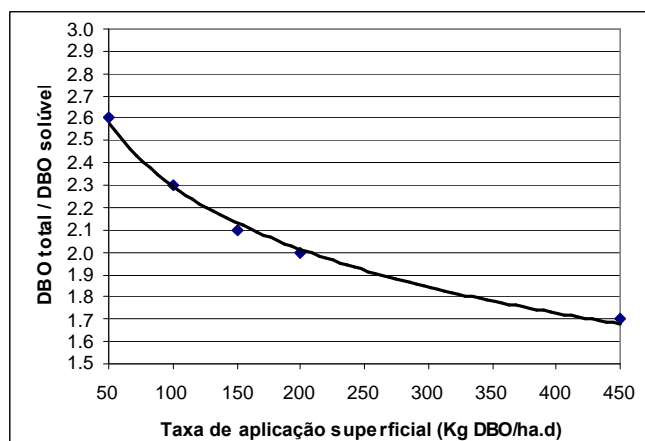


Figura 3.6 – Relação entre DBO total e solúvel em função da taxa de aplicação superficial de DBO.

Fonte: adaptado de Yanez (1993).

Mara (1995) e von Sperling (2002) sugerem as seguintes relações entre o teor de sólidos em suspensão, DBO₅ e DQO no efluente de uma lagoa (Equações 3.11 e 3.12):

$$1 \text{ mg SS/ L} = 0,3 - 0,4 \text{ mg DBO}_5 / \text{L} \quad (3.11)$$

$$1 \text{ mg SS/ L} = 1,0 - 1,5 \text{ mg DQO} / \text{L} \quad (3.12)$$

Cavalcanti *et al.* (2001), estudando lagoas de polimento em Campina Grande – PB (temperaturas do líquido entre 25°C e 26°C), com diferentes profundidades (0,65 m, 1,65 m, 2,0 m e 3,0 m), apresentam as seguintes informações:

- O modelo de primeira ordem geralmente usado para descrever a diminuição

da DBO_5 (total) em lagoas de estabilização parece menos adequado para lagoas de polimento e que o processo se aproxima mais a uma reação de ordem zero (neste caso, a diminuição da DBO_5 seria linear com o tempo).

- A taxa de diminuição da DBO_5 depende, claramente, da profundidade: quanto maior a profundidade mais lenta é a diminuição da DBO_5 .
- As concentrações de DBO_5 e DQO brutas em efluentes finais de lagoas de polimento dificilmente alcançam valores abaixo de 30 mg DBO_5 / L e 60 mg DQO / L.
- A DBO_5 filtrada no afluente da lagoa de polimento é uma fração de 50 a 65 % da DBO_5 bruta, o que indica que uma grande fração da DBO_5 (35 a 50 %) é devida à presença de material particulado, constituído, predominantemente, de algas.

3.3.2 – Remoção de organismos patogênicos

A remoção de organismos patogênicos em sistemas de lagoas envolve fatores diversos, tais como: temperatura, insolação, pH, competição, predação, compostos tóxicos, sedimentação.

Em linhas gerais, bactérias e vírus são removidos (inativados), principalmente, por ação dos raios solares (UV). Já os cistos de protozoários e ovos de helmintos são removidos por processos físicos, essencialmente a sedimentação, que se dá de maneira efetiva com tempos de detenção hidráulica da ordem de 8 - 10 dias. Como a remoção de bactérias e vírus é bem mais lenta, este é o fator determinante no dimensionamento de um sistema de lagoas, ou seja, uma lagoa dimensionada para a remoção de bactérias automaticamente alcançaria uma remoção eficiente de protozoários e helmintos.

Na prática, o dimensionamento e o monitoramento de sistemas de lagoas têm por base o emprego de organismos indicadores (da eficiência do tratamento) - tradicionalmente as bactérias do grupo coliforme, com os seguintes pressupostos (Bastos *et al.*, 2003):

- (i) o mecanismo de remoção dos organismos indicadores e patogênicos é similar;
- (ii) o organismo indicador é mais resistente que os patógenos, ou seja, a taxa de remoção / decaimento dos patógenos é superior à do indicador. Portanto, existiria

uma população residual de coliformes no efluente de uma lagoa à qual corresponderia a ausência de patógenos (bactérias e vírus), em geral aceita como em torno de $10^3 E.coli / 100 \text{ mL}$.

Bastos *et al.* (2006a) monitoraram o decaimento de populações de salmonela inoculadas em lagoas piloto, confirmando o entendimento de que a remoção de coliformes é um indicador apropriado da remoção de bactérias patogênicas (Figura 3.7).

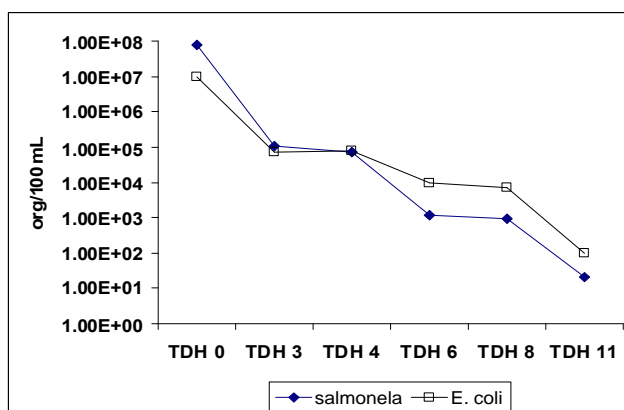


Figura 3.7 – Decaimento de *Salmonella* e *E.coli* em uma série de lagoas em escala piloto, Viçosa – MG, 2006.

Fonte: Bastos *et al.* (2006a)

O decaimento de coliformes em lagoas é também, em geral, descrito por modelos de cinética de primeira ordem, ou seja, a taxa de mortalidade é proporcional à concentração de organismos em um dado instante. Assim, os critérios de dimensionamento para a remoção de coliformes são similares aos de matéria orgânica (Quadro 3.2) e muito do destacado no item anterior aplica-se também aqui – a influência do regime hidráulico e da configuração geométrica das lagoas (relação comprimento / largura elevada) e da série de lagoas (número de unidades).

Quadro 3.2 – Fórmulas para estimativa da concentração efluente de coliformes em sistemas de lagoas.

Regime hidráulico	Esquema	Fórmula
Fluxo em pistão		$N = N_o \cdot e^{-K_b \cdot t}$
Mistura completa (1 célula)		$N = \frac{N_o}{1 + K_b \cdot t}$
Mistura completa (células iguais em série)		$N = \frac{N_o}{\left(1 + K_b \cdot \frac{t}{n}\right)^n}$
Fluxo disperso		$N = N_o \cdot \frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}}$ $a = \sqrt{1 + 4 \cdot K_b \cdot t \cdot d}$

Fonte: von Sperling (2002)

Onde:

N_o = contagem de coliformes no afluente (org / 100 mL)

N = contagem de coliformes no efluente (org / 100 mL)

K_b = coeficiente de decaimento bacteriano (d^{-1})

t = tempo de detenção hidráulica (d)

n = número de lagoas em série

d = número de dispersão (adimensional)

Aqui, como são trabalhados números muito mais elevados do que no caso de matéria orgânica (contagem de coliformes e eficiências de remoção da ordem de potências de base 10), os efeitos do regime hidráulico se fazem sentir de forma muito mais nítida, ou seja, no regime de mistura completa eficiências mais elevadas de remoção somente são alcançadas às custas de tempos de detenção hidráulica também muito elevados.

O número de dispersão d pode ser estimado com base na configuração geométrica da lagoa (Equações 3.5 e 3.6).

A taxa de mortandade das bactérias é expressa pelo coeficiente de decaimento bacteriano (K_b), o qual é uma característica intrínseca ao tipo de organismo

(resistência do organismo), à lagoa (configuração geométrica, altura, valores de pH e OD, enfim, às condições ambientais estabelecidas) e à temperatura (Equação 3.13).

$$K_{bT} = K_{b20} \theta^{(T-20)} \quad (3.13)$$

Onde:

K_{bT} = coeficiente de decaimento bacteriano em uma temperatura T (d^{-1});

K_{b20} = coeficiente de decaimento bacteriano em 20°C (d^{-1});

θ = coeficiente de temperatura $\approx 1,07$

von Sperling (2002) sintetizando informações disponíveis na literatura apresenta as sugestões de valores de K_b apresentadas na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 – Faixas de valores típicos de K_b (20°C) para lagoas facultativas e de maturação segundo os modelos de fluxo disperso e de mistura completa.

Tipo de lagoa	TDH (d)	h (m)	L/B	K_b FD (d^{-1})	K_b MC (d^{-1})
Facultativa	15 - 40	1,5 - 2,0	2 - 4	0,2 - 0,3	0,4 - 0,5
Maturação (em série)	3 - 5 (em cada lagoa)	0,8 - 1,2	1 - 3	0,4 - 0,7	0,6 - 1,2

TDH: tempo de detenção hidráulica; h: profundidade; L / B: relação comprimento / largura; FD: fluxo disperso; MC: mistura completa.

Fonte: adaptado de von Sperling (2002).

Os valores de K_b mais elevados nas lagoas de maturação são condizentes com as características destas unidades (mais rasas, cargas orgânicas mais reduzidas) e as condições ambientais predominantes (melhor penetração dos raios solares, atividade fotossintética mais intensa ao longo de toda a profundidade da lagoa, elevados valores de pH e OD).

No tocante à variação de K_b ao longo de lagoas em série, a julgar somente pelo pressuposto da cinética de primeira ordem, seria de se pensar em um decréscimo gradual (pois a população bacteriana afluenta a cada lagoa é decrescente), porém o inverso se dá, porque o ambiente ao longo da série se torna cada vez mais inóspito à sobrevivência dos organismos.

von Sperling (2002), sistematizando dados de 33 lagoas facultativas e de maturação no Brasil, com amplas variações de configuração, apresenta um modelo de estimativa

de K_b (fluxo disperso) em função da profundidade e do tempo de detenção hidráulica (Equação 3.14). Interessante notar que o coeficiente de decaimento de coliformes é inversamente proporcional não somente à profundidade da lagoa, mas também ao tempo de detenção hidráulica. Ampliando os estudos para 82 lagoas e outras partes do mundo, os resultados mostraram que o tempo de detenção hidráulica exercia um efeito bem menor que a profundidade, propondo, então, o autor um modelo mais simplificado, apenas em função da profundidade da lagoa (Equação 3.15). Para valores mais baixos de tempo de detenção e profundidades ($h < 1,0$ m), exatamente as condições usualmente encontradas em lagoas de maturação e de polimento, os resultados das duas equações se aproximam (von SPERLING, 2002). Posteriormente, von Sperling (2005), averiguando resultados obtidos em 186 unidades de lagoas facultativas, de maturação e de lagoas de polimento, a maioria no Brasil, apresentou a Equação 3.16.

$$K_b = 0,917 \cdot H^{-0,877} \cdot TDH^{-0,329} \quad (R^2 = 0,847) \quad (3.14)$$

$$K_b = 0,542 \cdot H^{-1,259} \quad (R^2 = 0,500) \quad (3.15)$$

$$K_b = 0,628 \cdot H^{-1,286} \cdot TDH^{-0,103} \quad (R^2 = 0,874) \quad (3.16)$$

Com relação à posição da lagoa na série e tomando como referência a Equação 3.15, von Sperling (2002) apresenta as seguintes sugestões: (i) lagoas primárias e secundárias – K_b de 5% a 15% menor que o valor da equação geral e (ii) lagoas terciárias e subseqüentes - K_b de 5% a 15% maior que o valor da equação geral.

Para lagoas de polimento, as informações são mais escassas ou genéricas, por exemplo, que “os coeficientes de remoção bacteriana (K_b) são da mesma ordem de grandeza (ou talvez um pouco mais elevados) daqueles obtidos para lagoas facultativas e de maturação” (von SPERLING, 2002).

Analisando dados de 17 lagoas de polimento (escala real, piloto e de demonstração, incluindo parte do banco de dados desta dissertação) von Sperling *et al.* (2003) registram que a maioria das lagoas conduziu a valores de K_b superiores aos das lagoas facultativas e de maturação que deram origem à Equação 3.15, mas que, de modo geral, observou-se ótimo ajuste entre os valores de *E.coli* efluentes observados e estimados com a Equação 3.15.

Pesquisas no âmbito do PROSAB¹ com lagoas de polimento (cujo banco de dados inclui alguns dos resultados desta dissertação) permitiram a determinação de K_b em função de lâmina como descrito na Equação 3.17 (von SPERLING *et al.*, 2005).

$$K_b = 0,710 \cdot H^{-0,955} \quad (R^2 = 0,342) \quad (3.17)$$

Por fim, para efeito de projeto de lagoas de polimento deve-se levar em consideração que a remoção de bactérias do grupo coliforme em reatores UASB em geral não supera uma unidade logarítmica.

3.3.3 – Remoção de nitrogênio

No esgoto sanitário bruto, o nitrogênio é encontrado, preponderantemente, na forma de nitrogênio orgânico (como proteínas, ácidos nucléicos, uréia, compostos orgânicos sintéticos) e amônia (produtos industrializados, tais como produtos de limpeza, ou produzida a partir da desaminação de compostos orgânicos e da hidrólise da uréia). Em efluentes tratados, o nitrogênio será encontrado em diferentes espécies, dependendo do tipo de tratamento - em ambientes aeróbios pode ocorrer a nitrificação ou oxidação bioquímica (mineralização) das formas de nitrogênio, de amônia a nitritos e nitratos; em ambientes anaeróbios, a desnitrificação ou redução das formas de nitrogênio, de nitratos a nitritos e, finalmente a nitrogênio elementar (N_2) e, ainda, uma intensa amonificação do nitrogênio orgânico.

A literatura apresenta uma série de mecanismos de remoção de nitrogênio em sistemas de lagoas: volatilização da amônia, assimilação de amônia e nitratos pelas algas, sedimentação do nitrogênio orgânico, nitrificação – desnitrificação, os quais podem predominar de acordo com as características e a configuração do sistema de lagoas e de fatores externos, como o clima. Alguns autores diferenciam estes mecanismos entre mecanismos de remoção e de transformação (CAMARGO e MARA, 2005; SENZIA *et al.*, 2002) (Figura 3.8).

O nitrogênio orgânico particulado poderá ser sedimentado junto ao fundo da lagoa ou hidrolisado a nitrogênio orgânico solúvel e, este, mineralizado a amônia. Outra via de sedimentação de nitrogênio orgânico seria a floculação espontânea e a sedimentação

¹ Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, financiado pela FINEP e CNPq.

de algas (CAVALCANTI *et al.*, 2001) ou a sedimentação de algas mortas. Arceivala (1981) refere-se ao material celular das algas como sendo composto de 6 a 12% de nitrogênio em peso seco e, assim, von Sperling (2002), estima que o percentual de retirada de nitrogênio através da perda de biomassa algal com o efluente situa-se entre 10 e 20%.

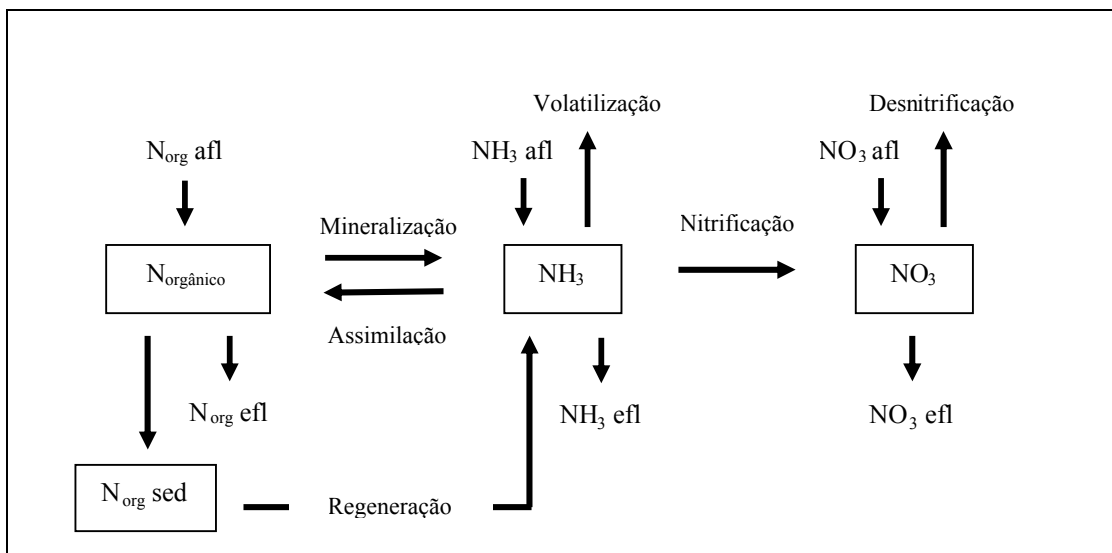


Figura 3.8 – Mecanismos de transformação e de remoção do nitrogênio em sistemas de lagoas.

Fonte: adaptado de Andrianarison *et al.* (2006) e Senzia *et al.* (2002).

A nitrificação é um processo biológico que ocorre em duas fases distintas, por grupos distintos de bactérias aeróbias autotróficas. Em primeira instância ocorre a nitrosação, processo em que bactérias, predominantemente do gênero *Nitrosomonas*, oxidam a amônia (NH_3) até a formação do ácido nitroso (HNO_2), o qual se dissocia formando nitritos (NO_2^-). No processo seguinte, de nitratação, bactérias, predominantemente do gênero *Nitrobacter*, oxidam o ácido nitroso em ácido nítrico (HNO_3), que se dissocia formando nitratos (NO_3^-). Entretanto, estas bactérias apresentam um metabolismo relativamente lento em ambientes como os de lagoas.

Do exposto, prevalece um entendimento comum, ao menos na literatura nacional, de que as condições em ‘lagoas convencionais’ não são propícias para a remoção biológica de nutrientes (CAVALCANTI *et al.*, 2001) e de que o mecanismo predominante de remoção de nitrogênio é a volatilização da amônia (von SPERLING, 2002).

Não obstante, trabalhos desenvolvidos em lagoa facultativa na Tanzânia, África, revelaram que a sedimentação do nitrogênio orgânico foi o mecanismo predominante na remoção de nitrogênio (9,7%) e, em seqüência, a desnitrificação (4,1%) e a volatilização (0,1%); como mecanismos de transformação ocorreram, na seqüência: mineralização (19,2%), assimilação (17,4%) e nitrificação (2,4%) (SENZIA *et al.*, 2002)

Camargo e Mara (2005), estudando duas lagoas de maturação em Bradford – Inglaterra, testaram modelos propostos por Pano e Middlebrooks (1982) e Reed (1985) e verificaram que os mesmos predizem resultados superestimados ou diferentes da realidade dos experimentos. A partir de um balanço de massa, a remoção de nitrogênio pela sedimentação de algas mortas foi identificada como o mecanismo de maior importância. Os experimentos foram conduzidos sob as seguintes condições: outono - inverno, temperaturas médias de 7,7 e 7,6 °C e valores de pH de 7,1 e 7,2, respectivamente para as duas lagoas em série; primavera - verão, temperaturas médias de 7,2 e 7,3 °C e valores pH de 7,9 e 8,9.

Na costa do mediterrâneo, em uma lagoa de maturação, períodos de baixa temperatura favoreceram o mecanismo de volatilização da amônia, mas à medida que a temperatura ambiente se elevava, a nitrificação, seguida de desnitrificação, passaram a prevalecer; segundo os autores, cerca de 82 % da remoção de nitrogênio total foi realizada através da nitrificação - desnitrificação (ANDRIANARISON *et al.*, 2006).

Zimmo (2003), comparando uma série de lagoas em escala experimental ao norte de Jerusalém, com e sem camada de macrófitas na superfície (*duckweeds – Lemma gibba*), verificou, com o uso de câmaras de captura de gases que, em ambos os sistemas, a remoção de amônia não excedeu a 1,5% da amônia total afluente; o autor sugere que a sedimentação ou a nitrificação - desnitrificação venham ser os mecanismos predominantes para remoção de nitrogênio total.

3.3.3.1 - Remoção de nitrogênio por volatilização de amônia

No meio líquido a amônia pode ser encontrada na sua forma livre e, ou, ionizada, de acordo com o seguinte equilíbrio (Equações 3.18 e 3.19) (SAWYER *et al.*, 2003).



$$K_a = \frac{[\text{NH}_3]}{[\text{NH}_4^+][\text{H}^+]} = 5,56 \times 10^{-10} \quad \text{p}K_a = 9,26 \text{ (25}^\circ\text{C)} \quad (3.19)$$

A variação da constante de ionização (pK_a) com a temperatura pode ser descrita pela Equação 3.20 (EMERSON *et al.*, 1975, citado em CAVALCANTI *et al.*, 2001).

$$\text{p}K_a = 0,09018 + \frac{2729,92}{T} \quad (3.20)$$

Onde: T = Temperatura em graus Kelvin.

Para uma temperatura de 25°C (298°K) a constante de dissociação é pK_a = 9,26; portanto, para valores de pH em torno de 9,3 aproximadamente 50% da amônia está na forma de NH₃ e 50% na forma de NH₄⁺; em valores de pH mais elevados predomina a forma não ionizada (NH₃) (praticamente 100% em pH próximo de 11) e para valores de pH próximos da neutralidade, praticamente toda a amônia encontra-se na forma ionizada (NH₄⁺) (Figura 3.9).

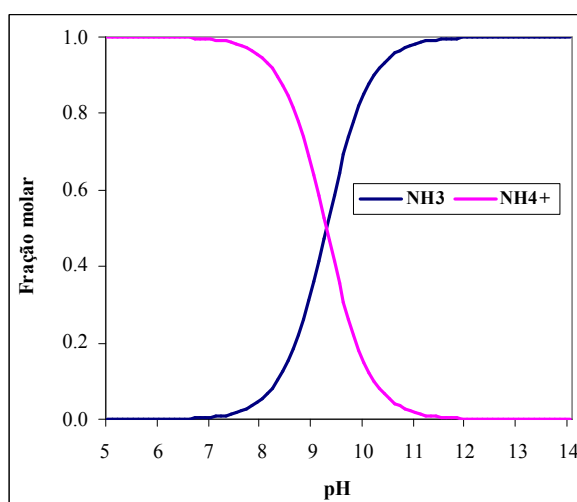


Figura 3.9 – Fração de amônia na forma gasosa (NH₃) e na forma ionizada (NH₄⁺), em função do pH à 25°C.

Fonte: adaptado de Cavalcanti *et al.* (2001).

A remoção de amônia por volatilização (dessorção para a atmosfera) é um processo físico de desprendimento de gás amônia (NH₃) a partir da dissociação do íon NH₄⁺ em ambientes aquáticos com valores elevados de pH.

Em sistemas de lagoas o pH eleva-se com a atividade fotossintética que ocorre nas proximidades da superfície, pois as algas, com o consumo de CO₂, retiram acidez carbônica do meio líquido. Por outro lado, a dessorção de NH₃ é equivalente à adição de um ácido forte. Nestes processos, estequiometricamente, a remoção de CO₂ não afeta a alcalinidade, reduzindo a acidez em 2 meq / mmol; a remoção de NH₃ representa uma redução de 1 meq / mmol da alcalinidade e um aumento de 1 meq / mmol da acidez (Tabela 3.5).

Tabela 3.5 – Efeito de diferentes processos sobre a alcalinidade, a acidez e o pH em sistemas de lagoas.

Processo	Δ Alc (meq/mmol)	Δ Ac (meq/mmol)	Δ pH
Remoção de CO ₂	0	-2	Aumenta
Desprendimento de NH ₃	-1	+1	Diminui

Fonte: Cavalcanti *et al.* (2001).

Se a amônia livre é a forma volatilizável, por outro lado é a forma tóxica à comunidade aquática e, portanto, para efeito de lançamento em corpos receptores e de utilização de efluentes em piscicultura importa conhecer a proporção NH₃ / NH₄⁺ (Equação 3.21 e Figura 3.10).

$$\% \text{NH}_3 = \frac{100}{1 + 10^{[0,0918 + 2729,92 / (T + 273,20)] - \text{pH}}} \quad \text{T: temperatura (}^\circ\text{C)} \quad (3.21)$$

Fonte: Thurston *et al.* (1981), citados por Bastos *et al.* (2003b)

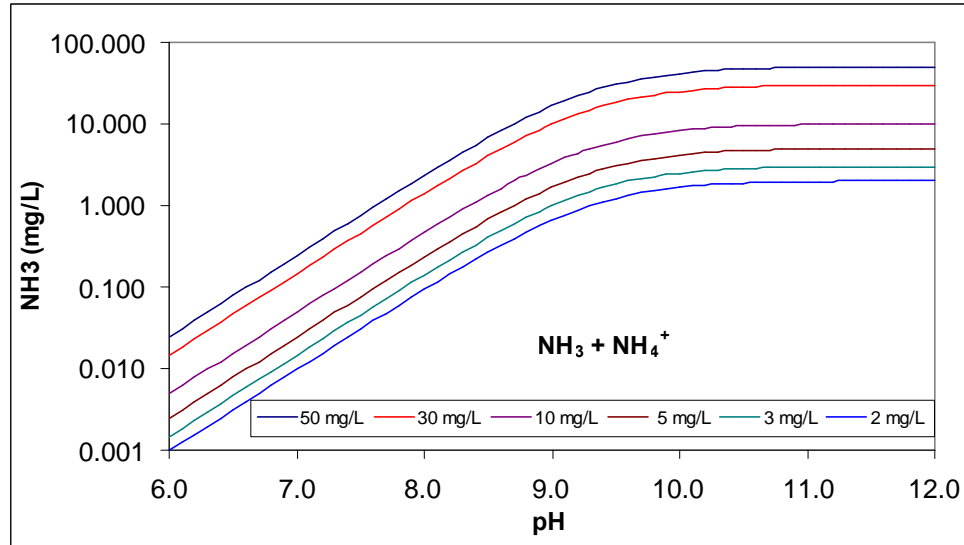


Figura 3.10 – Concentração de amônia livre na água de acordo com o pH e a concentração de amônia total (23°C).

Fonte: Adaptado de Sawyer *et al.* (2003)

Assim, à temperatura do líquido de 23°C² e tomando a concentração limite (tóxica para piscicultura) de amônia livre como 2 mg / L, problemas de toxicidade ocorreriam quando o nitrogênio amoniacal (amônia total) e o pH se apresentassem, por exemplo, nos seguintes valores: (i) pH > 8 e N-NH₃ = 55,6 mg / L³; (ii) pH > 9,5 e N-NH₃ = 3,6 mg / L; (iii) pH > 11 e N-NH₃ = 2,05 mg / L.

Em lagoas facultativas, a eficiência de remoção de nitrogênio situa-se entre 30 e 50% (von SPERLING, 2002) e a volatilização de amônia não é tão intensa, pois a atividade fotossintética não é tão acentuada e a degradação de cargas orgânicas relativamente elevadas gera CO₂. Nas lagoas de maturação e de polimento, mais rasas, pelo todo já exposto, o pH pode alcançar valores bastante elevados, bem como o oxigênio dissolvido, o qual, se em condições de supersaturação, pode desprender-se da fase líquida e favorecer o arraste do gás amônia.

² Curvas como as da Figura 3.9 podem ser construídas para diferentes valores de temperatura; o exemplo foi dado com 23°C, por ser esta típica dos valores encontrados nas lagoas de polimento nos experimentos conduzidos ao longo desta dissertação.

³ O exemplo com 55,6 mg L⁻¹ serve apenas como ilustração; valores desta ordem de grandeza naturalmente devem ser vistos com toda reserva para a utilização de efluentes em piscicultura, dadas as grandes variações de pH verificadas em lagoas de polimento.

3.3.3.2 - Modelos de estimativa da concentração efluente de nitrogênio

Assumindo a volatilização da amônia como o principal mecanismo de remoção de nitrogênio e uma cinética de primeira ordem, Pano e Middlebrooks (1982), com base no monitoramento de três sistemas de lagoas facultativas operando nos EUA com taxas de aplicação de DBO inferiores a 40 kg / ha.d, e assumindo um regime de mistura completa, propuseram os seguintes modelos para a estimativa da concentração efluente de amônia (Equações 3.22, 3.23 e 3.24).

- Até 20°C

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{1}{1 + [(A/Q) \cdot (0,0038 + 0,000134 \cdot T) \cdot e^{(1,041 + 0,044 \cdot T) \cdot (pH - 6,6)}]} \quad (3.22)$$

- 21°C a 25°C

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{1}{1 + 5,035 \times 10^{-3} \cdot (A/Q) \cdot e^{(1,540 \cdot (pH - 6,6))}} \quad (3.23)$$

Ou, simplificada:

$$C_o / C_e = 1 + (1/CH) \cdot K \cdot e^{(pH - 6,6)} \quad (3.24)$$

Onde:

Q = vazão (m³ / d)

C_o = concentração de amônia total afluyente (mg / L)

C_e = concentração de amônia total efluente (mg / L)

CH = Q / A = taxa de aplicação superficial hidráulica (m / d)

T = temperatura (°C)

K = coeficiente de remoção de NH₃ (m / d)

Estes modelos evidenciam uma importante relação entre remoção de amônia, o pH e a taxa de aplicação hidráulica superficial e, portanto, a relação profundidade / tempo de detenção hidráulica (Equação 3.25), mas por outro lado, como bem observa von Sperling (2002), não permitem uma solução contínua para temperaturas inferiores e superiores a 20°C; além disso, são dependentes do pH, uma variável não conhecida na etapa de projeto.

$$CH = Q / A = H / TDH \quad (3.25)$$

Onde:

CH = Q / A = taxa de aplicação superficial hidráulica (m³ / m² . d)

Q = vazão (m³ / d)

A = área da lagoa (m²)

V = volume da lagoa (m³)

TDH = tempo de detenção hidráulica (d)

H = profundidade da lagoa (m)

Nota-se que a remoção de amônia praticamente cessaria em pH igual a 6,6. No que diz respeito à taxa de aplicação hidráulica superficial, Cavalcanti *et al.* (2001), estudando lagoas de polimento em Campina Grande - PB, observaram elevada remoção de amônia em lagoas rasas mesmo para TDH relativamente curtos, mas que em qualquer profundidade praticamente não há remoção se a taxa de aplicação hidráulica superficial não for baixa; estes autores concluíram que: (i) a remoção de amônia começa a ser factível a partir de um pH de 8,0, aumentando à medida que o pH aumenta; (ii) é possível uma remoção elevada de nitrogênio em lagoas rasas, mas a área *per capita* necessária é grande - 1,5 a 2,5 m²/ habitante e (iii) quando a profundidade é maior que 1,0 m a remoção de nitrogênio praticamente não ocorre.

Soares *et al.* (1996) reescreveram a equação de Pano e Middlebrooks (Equação 3.26), trabalhando em um complexo de lagoas em escala piloto em Campina Grande – PB sob as seguintes condições operacionais: lagoa anaeróbia (h = 2,50 m; TDH = 0,5 - 1,0 d) + lagoa facultativa (h = 1,0 - 2,0m; TDH = 1,5 -6,0 d; Ls = 190 – 770 kg DBO / ha . d) + série de três lagoas de maturação (h = 0,40 - 1,0 m; TDH = 2,0 - 7,0 d, Ls = 19 -300 kg DBO / ha .d). Nestes experimentos a remoção de

amônia ocorreu em valores de pH a partir de 7,5 e daí o expoente (pH-7,5) na Equação 3.26 ao invés do original (pH-6,6) do modelo de Pano e Middlebrooks.

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{1}{1 + 5,5 \times 10^{-2} \cdot (A/Q) \cdot e^{(1,871 \cdot (pH-7,5))}} \quad (3.26)$$

Reed (1985) desenvolveu um modelo (Equação 3.27) levando em consideração o regime de fluxo em pistão e cinética de primeira ordem, com temperatura variando de 1°C a 20°C, pH de 6,4 a 9,5 e tempo de detenção entre 5 e 231 dias. O autor argumenta que nitrificação e desnitrificação ocorrem em quantidades mínimas em lagoas de estabilização e afirma que a principal rota de remoção é a volatilização da amônia (períodos ensolarados) e deposição de nitrogênio orgânico junto ao fundo das lagoas (períodos mais frios).

$$\frac{C_e}{C_o} = e^{-K_T [t + 60,6 \cdot (pH-6,6)]} \quad (3.27)$$

Onde:

C_e = concentração de nitrogênio total efluente (mg / L)

C_o = concentração de nitrogênio total afluyente (mg / L)

t = tempo de detenção hidráulica na lagoa (d)

pH = pH na lagoa

K_T = coeficiente de remoção a uma temperatura T (d^{-1})

$K_T = K_{20} \cdot (\theta)^{(T-20)}$

T = temperatura do líquido ($^{\circ}C$)

$K_{20} = 0,0064 d^{-1}$

$\theta = 1,039$

Este modelo também assume uma remoção negligível em um valor de pH de 6,6 e não leva em consideração, ao menos explicitamente, a variável profundidade da lagoa, mas somente o tempo de detenção hidráulica; sua utilização também pressupõe o conhecimento do valor de pH.

Em experimentos conduzidos com lagoas de estabilização primárias no Peru (taxas de aplicação superficial de 50 - 1.200 kg DBO ha . d), com base em 40 observações, Yanez (2001) procurou estabelecer uma associação entre a fração de nitrogênio amoniacal afluente e efluente e a taxa de aplicação superficial de DBO (Equação 3.28). Sob tais condições experimentais o autor observou que as lagoas não apresentavam capacidade nitrificante e que, abaixo da taxa de aplicação facultativa máxima (357,4 kg DBO ha . d) a remoção de nitrogênio amoniacal se dava preponderantemente pela incorporação na biomassa, ou seja, pelo aumento do nitrogênio orgânico, permanecendo o NTK constante. Para valores acima da taxa de aplicação facultativa máxima, sob condições anaeróbias, ocorria a produção de amônia.

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{L_s}{57,188 + 0,84.L_s} \quad (3.28)$$

Onde:

C_e = concentração de amônia efluente (mg / L)

C_o = concentração de amônia afluente (mg / L)

L_s = taxa de aplicação superficial de DBO (Kg DBO / ha . d)

3.3.4 – Remoção de fósforo

Segundo Houg e Gloyna (1984) a remoção de fósforo total em lagoas de estabilização obedece a uma cinética de primeira ordem; entretanto, devido aos variados e complexos mecanismos intervenientes sua modelagem não é fácil: (i) assimilação por bactérias e algas e perda com a saída do efluente; (ii) precipitação de fosfato na forma de minerais sob condições de pH elevado, por exemplo hidroxiapatita - $Ca_{10}(OH)_2(PO_4)_6$ e estruvita - $Mg(NH_4)PO_4$; (iii) sedimentação de fósforo orgânico e (iv) mineralização e desprendimento de fósforo no sedimento (regeneração).

von Sperling (2002) estima que o percentual de perda de biomassa algal com o efluente situa-se em torno de 10%.

Experimentos conduzidos por Powell *et al.* (2006) registram que a remoção biológica de fósforo em lagoas é influenciada principalmente pela concentração de fosfato, intensidade luminosa e temperatura. Segundo Mara (1997), um aumento do número de lagoas numa série, promove um acréscimo na remoção devido a uma progressiva imobilização do fósforo sedimentado.

A solubilidade e a concentração relativa das espécies de fosfatos (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} e PO_4^{3-}) dependem do pH e da presença e da concentração de cátions (por exemplo Ca^{2+} e Mg^{2+}). A Figura 3.11 mostra um exemplo de diagrama de solubilidade de vários fosfatos de cálcio e dos possíveis precipitados que se podem formar em função do pH, a partir das seguintes reações de equilíbrio (CAVALCANTI *et al.*, 2001):

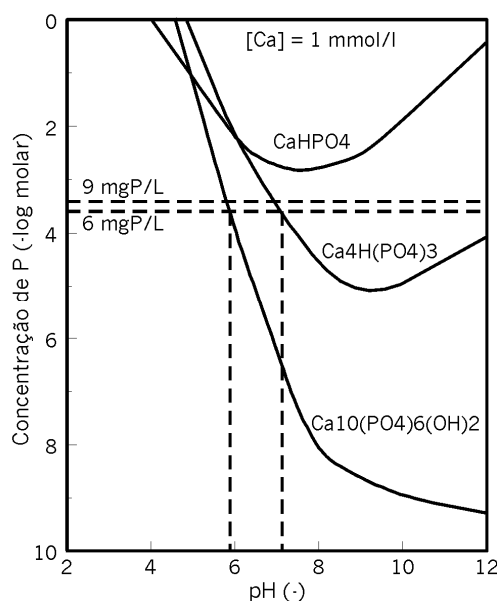
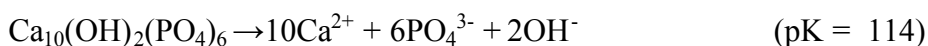


Figura 3.11 – Diagrama da solubilidade para vários minerais fosfatados, com a indicação de faixas de concentração de fósforo

Fonte: Cavalcanti *et al.* (2001)

A partir deste exemplo, Cavalcanti *et al.* (2001) especulam que a solubilidade de fosfato como hidroxila apatita - $\text{Ca}_{10}(\text{OH})_2(\text{PO}_4)_6$ - estaria na faixa de 10^{-9} - 10^{-10} moles P / L e, estando a concentração de fósforo no esgoto na faixa de $0,2$ - $0,3 \times 10^{-7}$

³ moles / L (6 -9 mg P / L), termodinamicamente deveria haver uma remoção eficiente por precipitação de fosfatos minerais; todavia, como observam os autores, na prática a remoção de fósforo em lagoas é bem aquém daquela correspondente ao equilíbrio termodinâmico e o mecanismo parece ser mais a sedimentação de fosfato orgânico.

Silva *et al.* (1995a), trabalhando no mesmo complexo de lagoas em escala piloto descrito no item 3.3.3.2 (Campina Grande – PB), registrou incrementos de P-total e ortofosfatos solúveis desde a ‘não-remoção’ (fosfatos) até 25 - 60%, sendo as maiores eficiências registradas em séries mais longas (TDH) de lagoas mais rasas e as piores coincidentes com as mais elevadas cargas orgânicas.

Brito (1997), trabalhando com uma lagoa de polimento chicaneada em Itabira - MG (taxa de aplicação superficial média de 262 kg / ha . d (93 - 776), profundidade de 1,0 m, TDH de 1,5 - 13,7 dias) registrou remoções de fósforo total desde a ‘não-remoção até 25%, sendo que os piores resultados ocorreram com as sobrecargas orgânicas.

Mascarenhas (2002), trabalhando também em Itabira – MG, agora com duas lagoas de polimento em série, em escala de demonstração – taxa de aplicação superficial 146 - 318 kg DBO / ha . d, profundidade de 0,4 - 0,6 m, TDH de 2,7 - 4,0 dias em cada lagoa – registrou remoções de fósforo total de 41 - 58%, sendo os melhores obtidos com as profundidades mais baixas.

Cavalcanti *et al.* (2001), estudando lagoas de polimento em Campina Grande - PB, observaram que remoções de fósforo mais elevadas (60 a 80%) somente são alcançadas em lagoas rasas ($h \leq 0,65$ m), com baixas taxas de aplicação hidráulica (portanto, grandes áreas per capita - 2 a 3 m² / hab) e com valores de pH de no mínimo 9.

4 – METODOLOGIA

4.1 – Descrição da ETE experimental

Os trabalhos foram desenvolvidos na Unidade Integrada de Tratamento e Utilização de Efluentes, localizada no bairro Violeira, Viçosa – MG, instalada em 2001 e consolidada como unidade experimental no âmbito do PROSAB.

Até o início de 2003, o pré-tratamento era realizado por meio de um reator UASB, após o que foi instalado um biofiltro aerado submerso (BF). O sistema UASB + BF, em escala real, é constituído por unidades pré-fabricadas em aço, com as seguintes dimensões: (i) UASB – área = $8,4 \text{ m}^2$ ($2,4 \text{ m} \times 2,4 \text{ m}$), altura útil = $5,7 \text{ m}$; (ii) BF - área = $2,9 \text{ m}^2$ ($1,7 \text{ m} \times 1,7 \text{ m}$), altura útil = $2,0 \text{ m}$ (Figura 4.1). Com população de projeto de 1.500 habitantes, este sistema recebe hoje a contribuição de cerca de 800 habitantes, com uma vazão média estimada de $115 \text{ m}^3 / \text{dia}$.



Figura 4.1 – Vista do sistema UASB + BF, ETE Violeira, Viçosa - MG

A série experimental de lagoas de pós-tratamento (escala piloto, pré-fabricadas em fibra de vidro), em operação desde outubro de 2001, era constituída inicialmente por três unidades. No início de 2004 foi instalada uma quarta lagoa, com a possibilidade

de ser operada em série ou em paralelo à terceira lagoa. Todas as lagoas apresentam área útil de 16,3 m² e relação comprimento / largura de 2,0 (Figuras 4.2 e 4.3).

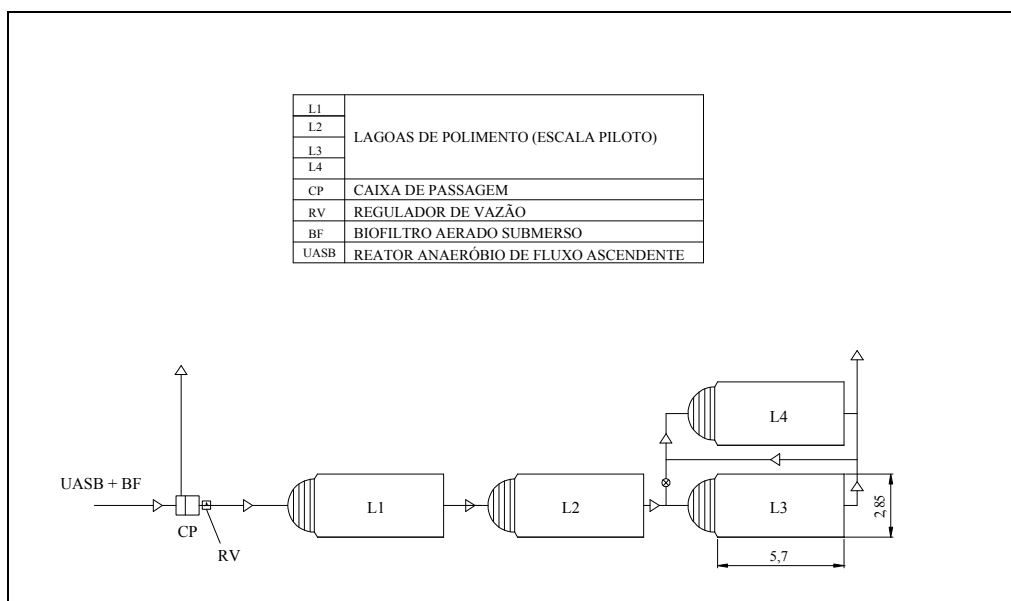


Figura 4.2 – Ilustração esquemática da série experimental de lagoas.

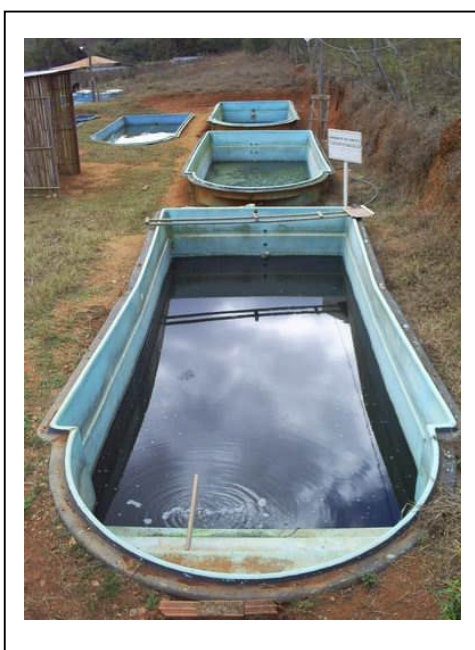


Figura 4.3 – Vista da série experimental de lagoas.

Ao longo do período de estudo desta dissertação o sistema de lagoas foi operado com variações em termos de vazão e profundidades e, por conseguinte, de tempo detenção hidráulica e de taxa de aplicação hidráulica superficial, caracterizando nove ‘períodos operacionais’ (Tabela 4.1). Cabe registrar que a lagoa 4 foi por vezes

utilizada em experimentos de piscicultura (nos períodos em a lagoa 4 operou em paralelo à lagoa 3) e daí, algumas configurações pouco usuais em sistemas de tratamento, por exemplo, profundidades crescentes ao longo da série.

4.2 – Análises laboratoriais

As análises foram realizadas no Laboratório de Controle de Qualidade da Água da Divisão de Água e Esgotos (DAG UFV). Os parâmetros quantificados ao longo de todos os períodos foram: DBO₅, DQO (total e filtrada), sólidos suspensos, N-orgânico, N-amoniaco, nitrato, fósforo (total e solúvel), condutividade elétrica (CE), pH, alcalinidade, clorofila *a* e bactérias do grupo coliformes. Para determinação da DQO filtrada e SST foram utilizadas membranas AP 40 em microfibras de vidro sem resina, da marca Millipore. Cabe ressaltar que nem todos os parâmetros foram determinados sistemática ou ininterruptamente ao longo de todos os períodos de monitoramento. Em outras ocasiões, por motivos de problemas analíticos ou fatalidades, tais como quebra de equipamentos ou roubo de computadores, dados foram perdidos ou descartados. A tabela 4.2 apresenta as análises efetuadas nas unidades de tratamento ao longo dos períodos de monitoramento.

Os parâmetros físicos químicos e microbiológicos foram quantificados por métodos padronizados no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA / AWWA / WEF, 1998). A determinação de coliformes foi realizada com o emprego de método cromogênico e o meio de cultura Colilert®.

Tabela 4.1 – Variações operacionais do sistema de lagoas, Unidade Experimental da Violeira, Viçosa –MG, 2001 a 2006

Período	L1				L2				L3				L4			
	Q	TDH	h	Q/A	Q	TDH	h	Q/A	Q	TDH	h	Q/A	Q	TDH	h	Q/A
1 (out 2001- abr 2002) ⁽¹⁾	1,50	9,40	0,90	0,093	1,50	9,40	0,90	0,093	1,50	9,40	0,90	0,093	-	-	-	-
2 (jun - nov 2002) ⁽¹⁾	2,00	7,05	0,90	0,123	2,00	7,05	0,90	0,123	2,00	7,05	0,90	0,123	-	-	-	-
3 (mar - mai 2003) ⁽²⁾	2,00	7,05	0,90	0,123	2,00	5,38	0,70	0,123	2,00	2,31	0,30	0,123	-	-	-	-
4 (mar - set 2004) ⁽²⁾⁽³⁾	4,20	3,36	0,90	0,259	4,20	3,36	0,90	0,259	2,10	5,14	0,70	0,130	2,10	5,14	0,70	0,130
5 (set 2004 - jul 2005) ⁽²⁾⁽³⁾	3,00	4,70	0,90	0,185	3,00	4,70	0,90	0,185	1,50	7,20	0,70	0,093	1,50	7,20	0,70	0,093
6 (out 2005 - mar 2006) ⁽²⁾⁽³⁾	1,50	5,10	0,50	0,093	1,50	4,10	0,40	0,093	0,75	18,8	0,90	0,046	0,75	18,8	0,90	0,046
7 (abr - ago 2006) ⁽²⁾⁽⁴⁾	1,50	5,10	0,50	0,093	1,50	4,10	0,40	0,093	1,50	4,10	0,40	0,093	1,50	9,40	0,90	0,093
8 (set - nov 2006) ⁽²⁾⁽⁴⁾	1,50	7,20	0,70	0,093	1,50	7,20	0,70	0,093	1,50	4,10	0,40	0,093	1,50	4,10	0,40	0,093
9 (nov 2006 - fev 2007) ⁽¹⁾⁽⁴⁾	1,50	7,20	0,70	0,093	1,50	7,20	0,70	0,093	1,50	4,10	0,40	0,093	1,50	4,10	0,40	0,093

Q: vazão (m³/d); TDH: tempo de detenção hidráulica (d); h: profundidade (m); Q/A: taxa de aplicação hidráulica superficial; (1) o sistema de lagoas recebia o efluente do UASB; (2) o sistema de lagoas recebia o efluente do BF; (3) lagoa 4 operada em paralelo a lagoa 3; (4) lagoa 4 operada em série.

Tabela 4.2 – Parâmetros quantificados ao longo dos períodos operacionais.

Parâmetro	Período operacional								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
DBO	X	X	X	X	X	X	X	X	X
DQO	X	X	X	X	X	X	X	X	X
DQO filt.		X	X	X	X	X	X	X	X
SST		X	X	X	X	X	X	X	X
N - NH ₃	X	X	X	X	X	X	X	X	X
pH	X	X	X	X	X	X	X	X	X
OD	X	X	X	X	X	X	X	X	X
N - org							X	X	X
Nitrato	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Fósforo total	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Fósforo solúvel					X	X	X	X	X
Alcalinidade					X	X	X	X	X
Cloretos					X	X	X	X	
Cond. elétrica ⁽²⁾	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Clorofila a		X	X	X	X	X	X	X	X
Coliformes totais	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>E. coli</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X

4.3 – Coleta de amostras e atividades de campo.

O monitoramento do sistema de tratamento foi realizado em frequência variando entre semanal e quinzenal. As amostras para a determinação dos parâmetros físicos e químicos de esgoto bruto e dos efluentes do UASB e do BF eram coletadas de forma composta, entre 08 h e 18 h a cada hora. Este também foi o procedimento adotado até o quarto período para a amostragem dos efluentes das lagoas, a partir de quando a amostragem passou a ser pontual, por coluna, às 10 h. As coletas para quantificação dos parâmetros microbiológicos eram efetivadas pontualmente nos efluentes de cada unidade de tratamento, na parte da manhã, em frascos previamente esterilizados.

Os parâmetros oxigênio dissolvido (OD) e pH foram determinados em campo com o emprego de equipamentos portáteis - oxímetro modelo DM-4 e pHmetro modelo

DM-21, ambos da marca DIGIMED (Figura 4.4). Quando ocorriam problemas com o equipamento, as amostras eram conduzidas ao laboratório e as leituras de pH eram realizadas com um eletrodo de bancada.

As leituras de OD e pH nas lagoas de polimento coincidiam com os dias de coleta e eram realizadas sempre em intervalos de duas horas, ao longo da profundidade, com espaçamento de 15 centímetros entre a superfície e o fundo de cada lagoa. As medições em campo variaram entre 10 horas (início às 8 h e término às 18 h) e 22 horas (início às 8 h e término às 6 h do dia seguinte), sendo 10 horas a duração com maior frequência ao longo dos períodos operacionais. Nos períodos 1 a 6, as medidas de OD foram obtidas por sonda de profundidade (Figura 4.5) e nos períodos 7 a 9, por problemas na sonda, as amostras passaram a ser coletadas nas respectivas profundidades e registradas na mesma hora por uma célula de bancada; para isso era utilizado um coletor de profundidade (Figura 4.6).



Figura 4.4 – Oxímetro e pHmetro utilizados no monitoramento de campo



Figura 4.5 – Ilustração do aparato para as medidas de OD com a sonda de profundidade.



Figura 4.6 – Detalhe do coletor de profundidade.

4.4 – Sistematização do banco de dados e apresentação dos resultados

Até agosto de 2004, o descarte de lodo do reator UASB era realizado unicamente com base na concentração de SST no efluente do reator e em volume constante (em torno de 5% do volume útil do reator com frequência mensal). A partir de então o descarte passou a ser feito em torno de 10% do volume útil ($4,8 \text{ m}^3$), seguido de um descarte pontual mais elevado (8 m^3) e o retorno à rotina de descarte de 5% do volume útil (frequência quinzenal), orientada pela devida quantificação e caracterização da biomassa (no leito e na manta de lodo). Os resultados referentes ao desempenho do sistema UASB + BF foram agrupados em períodos anteriores e posteriores à intervenção no sistema: (i) Fase I – até agosto de 2004; (ii) Fase II – a partir de agosto de 2004.

Os resultados do monitoramento do sistema de lagoas foram agrupados de acordo com os períodos operacionais descritos no item 4.1.

Para subsidiar a discussão dos resultados, quando cabível, os dados foram sistematizados com recursos de estatística descritiva e comparados por meio de testes de diferenças entre médias. Inicialmente procedia-se à análise de variância (ANOVA) e se diferenças eram observadas aplicava-se o teste de diferenças de médias (Tukey ou Kruskal-Wallis) de acordo com a distribuição da amostra (testes paramétricos ou não-paramétricos, respectivamente para dados que obedeciam ou não distribuição normal). Também quando cabível, procurou-se verificar a associação entre variáveis por meio de testes de correlação (Pearson ou Spearman, de acordo com a distribuição dos dados). Todos os resultados foram interpretados tomando como referência 5% de nível de significância. O ajuste dos dados experimentais a modelos de estimativa de qualidade de efluentes, foi verificado com o emprego do ‘índice de concordância ou ajuste’ (d) (WILLMOTT *et al.*, 1985), cujos valores variam entre zero, para a completa dispersão entre os valores, a 1, para concordância perfeita (Equação 4.1).

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^n [(|P_i - O_i|) + (|O_i - \bar{O}|)]^2} \quad (4.1)$$

onde,

d = índice de concordância ou ajuste;

O_i = valores observados;

P_i = valores estimados;

\bar{O} = média dos valores observados.

Para a verificação da distribuição (normalidade) dos dados foi utilizado o teste de Lilliefors, seguido da confirmação dos resultados com o teste de Cochran e Bartlett.

Cabe o registro de que muitas vezes neste trabalho se recorre ao ajuste de curvas, ou mesmo de equações, em condições pouco apropriadas (escassez ou distribuição dos dados) e outras vezes fazem-se inferências a partir de resultados estatisticamente pouco significativos. Nestes casos o que se pretende é tão somente a verificação de tendências gerais e as respectivas inferências merecem as devidas ressalvas.

Os testes estatísticos foram realizados com o uso dos programas Excel (Microsoft, 2003) e Saeg (2007).

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 – Sistema UASB + BF

O comportamento das lagoas é naturalmente influenciado pelo desempenho do sistema UASB + BF, sobre o qual, ao longo do período deste estudo, procurou-se interferir com medidas de controle operacional (conforme descrito no item 4.4). Os resultados desses trabalhos (BASTOS *et al.*, 2006b) fogem ao escopo dessa dissertação, mas, a título de ilustração, são apresentadas informações referentes aos períodos anteriores e posteriores à intervenção no sistema: (i) Fase I – até agosto de 2004; (ii) Fase II – a partir de agosto de 2004.

5.1.1 – Remoção de matéria orgânica

As Figuras 5.1 e 5.2 e a Tabela 5.1 ilustram a variação da concentração de DBO e DQO (gráficos Box-Plot) no sistema UASB + BF.

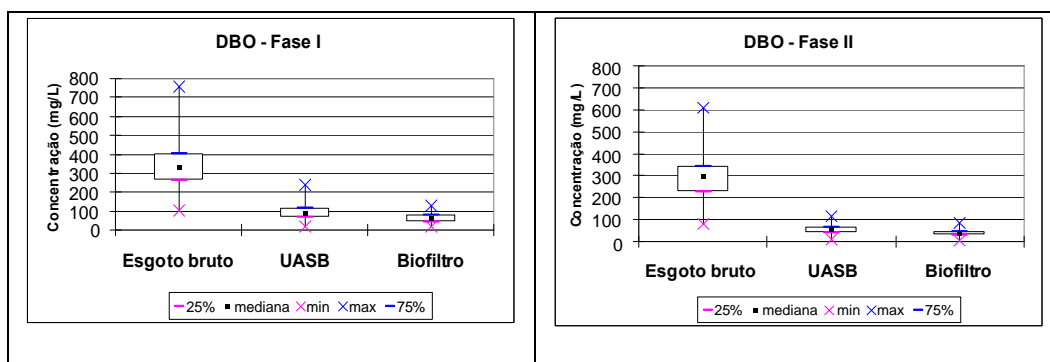


Figura 5.1 – Variação da concentração de DBO no sistema o UASB + BF, outubro de 2001 a fevereiro de 2007, ETE Viçosa, Viçosa - MG

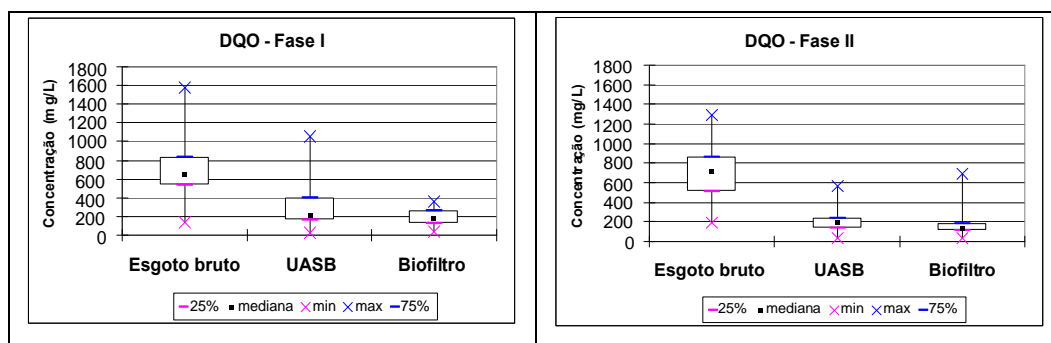


Figura 5.2 – Variação da concentração de DQO no sistema UASB + BF, outubro de 2001 a fevereiro de 2007, ETE Violeira, Viçosa - MG

Tabela 5.1 – Estatística descritiva da variação da concentração de DBO e DQO no sistema UASB + BF, outubro de 2001 a fevereiro de 2007, ETE Violeira, Viçosa – MG.

Fase	DBO (mg / L)			DQO (mg / L)			
	EB	UASB	BF	EB	UASB	BF	
I	N	61	60	28	59	57	27
	Mínimo	104	18	21	132	31	41
	Máximo	755	238	130	1582	1056	361
	Mediana	333	86	60	645	212	174
	1º quartil	265	65	41	540	159	126
	3º quartil	405	118	78	831	403	265
	Média Aritmética	342	96	61	701	297	193
	Desvio Padrão	113	53	29	294	228	91
	Coefficiente de variação	33,2%	54,6%	47,2%	40,3 %	76,4%	46,9%
II	N	76	75	67	71	74	69
	Mínimo	83	11	5	190	31	37
	Máximo	610	116	88	1289	566	696
	Mediana	295	54	38	710	197	136
	(25%)	225	41	31	512	141	113
	(75%)	342	63	46	859	243	186
	Média Aritmética	288	52	39	702	205	152
	Desvio Padrão	104	18	15	235	92	83
	Coefficiente de variação	34,9%	30,2%	35,6%	32,8%	43,5%	52,9%

EB: esgoto bruto; UASB: efluente do reator UASB; BF: efluente do BF

Percebe-se, nitidamente, uma melhoria no desempenho a partir da implementação de medidas de controle das operações de descarte de lodo do UASB (Fase II), tanto para remoção de DBO quanto para a de DQO. Essa melhora pode ser notada também nas séries temporais de DBO e DQO (Figuras 5.3 e 5.4).

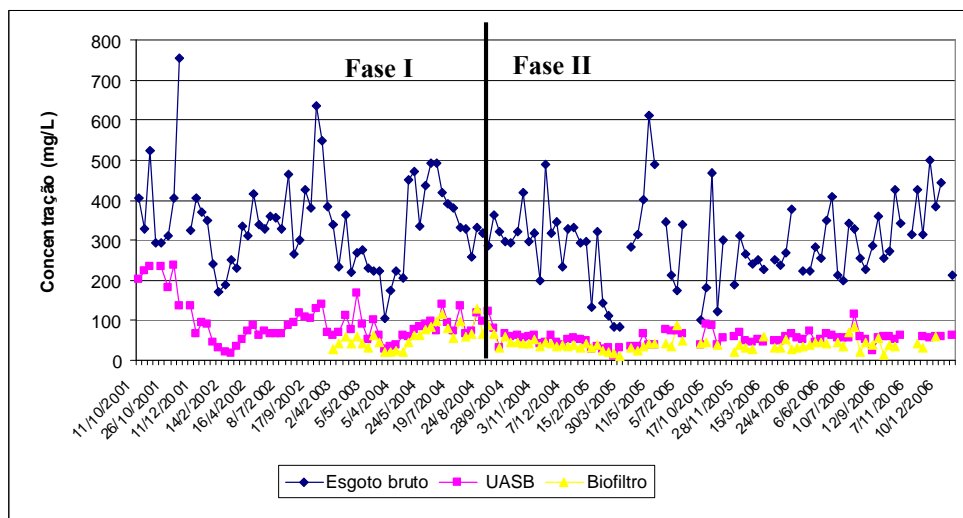


Figura 5.3 – Série temporal de DBO no sistema UASB + BF, outubro de 2001 a fevereiro de 2007, ETE Violeira, Viçosa - MG

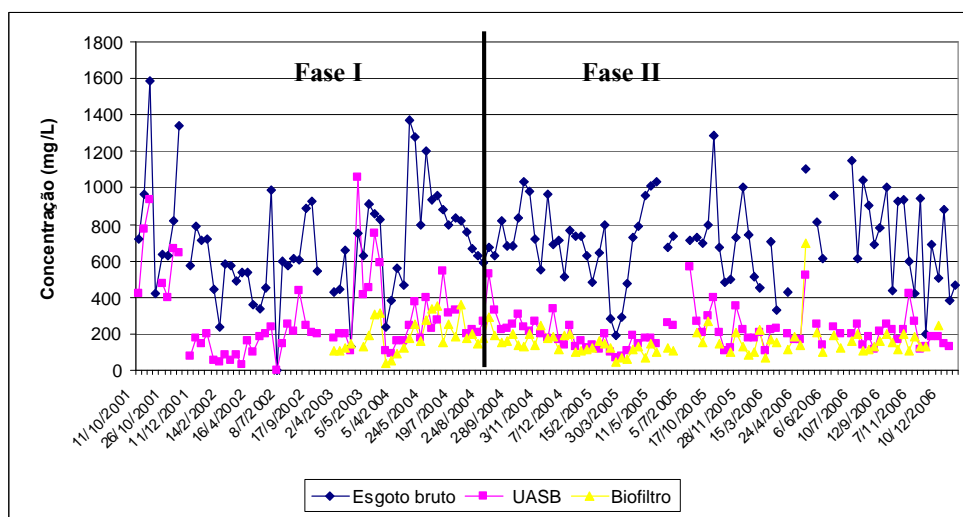


Figura 5.4 – Série temporal de DQO no sistema UASB + BF, outubro de 2001 a fevereiro de 2007, ETE Violeira, Viçosa - MG

A eficiência média de remoção de DBO e DQO das unidades de tratamento e do sistema em ambas as fases estão apresentadas na Tabela 5.2.

Tabela 5.2 – Eficiência de remoção de DBO e DQO no sistema o UASB + BF, outubro de 2001 a fevereiro de 2007, ETE Violeira, Viçosa - MG

Fases operacionais	Parâmetro	DBO			DQO		
		UASB	BF	UASB + BF	UASB	BF	UASB + BF
I	Média	71%	31%	75%	60%	39%	68%
	Desvio padrão	15%	18%	14%	22%	18%	18%
II	Média	80%	20%	84%	69%	21%	76%
	Desvio padrão	8%	36%	9%	15%	25%	12%

É possível notar a melhora na eficiência de remoção de matéria orgânica no reator UASB e no sistema como um todo na segunda fase, embora tenha havido uma queda de eficiência no BF. Isto é compreensível, tendo em vista que a melhora de desempenho do UASB corresponderia uma redução da fração biodegradável afluente ao BF.

5.1.2 – Sólidos Suspensos Totais (SST)

De forma consistente com os resultados de DBO e DQO, o sistema UASB + BF apresentou também uma melhor performance na Fase II (Figura 5.5 e Tabela 5.3) em termos de eficiência de remoção de SST e estabilidade. É importante ressaltar que na Fase I não se procedia à determinação de SST do esgoto bruto, estando, portanto, estes resultados apresentados apenas na Fase II.

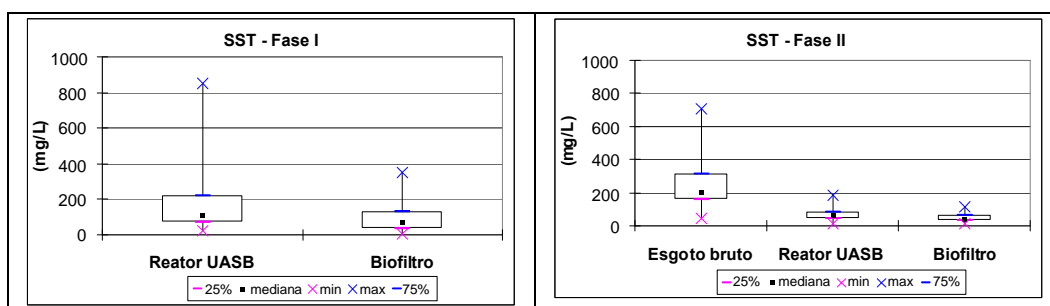


Figura 5.5 – Variação da concentração de SST nos efluentes do sistema UASB + BF, outubro de 2001 a fevereiro de 2007, ETE Viçosa, Viçosa - MG.

Tabela 5.3 – Concentração média e desvio-padrão de SST (mg / L) nos efluentes do sistema UASB + BF, julho de 2002 a fevereiro de 2007, ETE Viçosa, Viçosa – MG.

Fases operacionais	Parâmetro	UASB	BF
I	Média	187	100
	Desvio padrão	202	89
II	Média	68	46
	Desvio padrão	33	22

5.2 – Sistema de lagoas

5.2.1 – Caracterização do ambiente aquático no sistema de lagoas

5.2.1.1 - Oxigênio dissolvido, pH e temperatura.

As Figuras 5.6 a 5.11 mostram as variações de OD no perfil de profundidade das lagoas ao longo das 24 horas do dia (média por período). Boa parte do banco de dados referente aos três primeiros períodos foi perdida, restando pouquíssimas informações; sendo assim, apenas os resultados do quarto período em diante são a seguir apresentados e discutidos. Apenas no sexto período não houve monitoramento ao longo das 24 horas, mas somente de 8 h às 18 h.

Em geral, observa-se o esperado padrão de variação de OD: (i) tendência geral de aumento no OD à medida que se avança na série de lagoas; (ii) amplas variações ao longo do dia, mais acentuadas nas camadas superficiais (picos das 14 h às 18 h); (iii) amplas variações da superfície ao fundo das lagoas durante o dia, atingindo valores de supersaturação nas horas de pico, queda à noite e tendência a uma certa uniformização em valores mais baixos nas primeiras horas da manhã. Os teores de OD, em geral, mais elevados nos períodos 5, 6 e 9 e, em contrapartida, mais baixos nos períodos 4, 7 e 8, são condizentes com as condições climáticas predominantes: período 5, primavera - verão - outono; período 6, primavera - verão; período 9, verão; período 4, outono - inverno; período 7, outono – inverno; período 8, primavera. Tais observações são confirmadas com os dados de temperaturas da água médias em cada período, medidas à meia profundidade em cada lagoa (Figura 5.12 e Tabela 5.8).

As variações observadas são, naturalmente, decorrentes do balanço entre as atividades de fotossíntese e respiração (bacteriana e algal), típicas das horas do dia e da noite e ao longo da profundidade das lagoas.

Nota-se que, em geral, as lagoas conseguem manter boas condições de oxigenação, sendo que nas condições mais desfavoráveis, os teores de OD registrados durante a madrugada e nas primeiras horas da manhã oscilam entre 2 - 3 mg /L, mesmo na primeira lagoa, a qual recebe as maiores cargas orgânicas (claro, há exceções a esta observação geral, principalmente no fundo das lagoas).

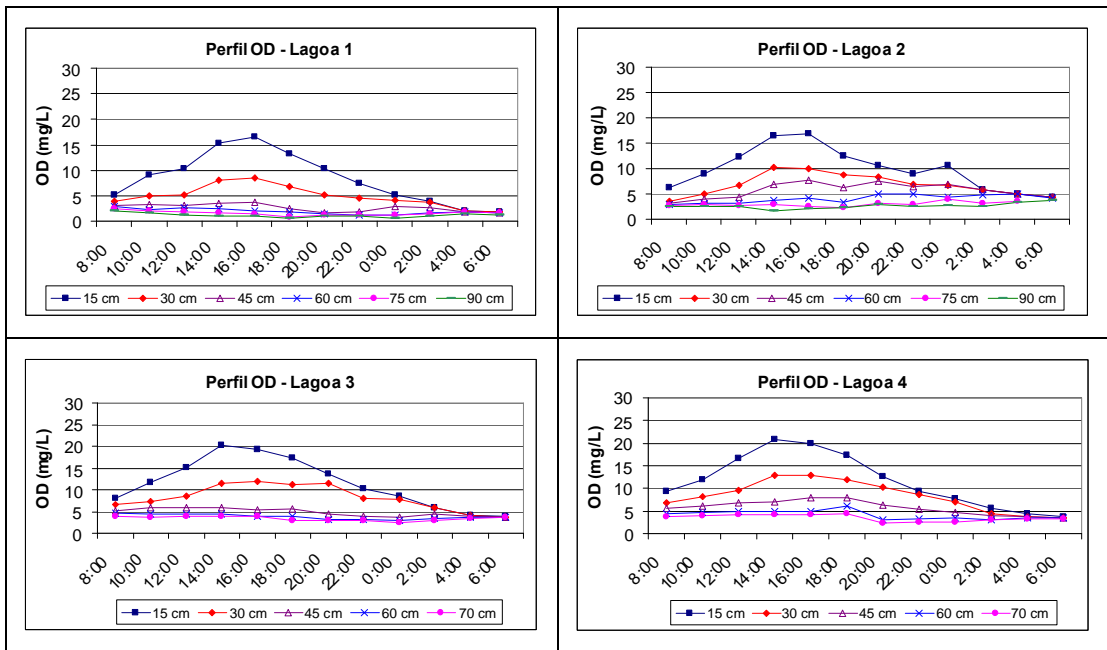


Figura 5.6 – Variações de OD na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 4, março a setembro de 2004.

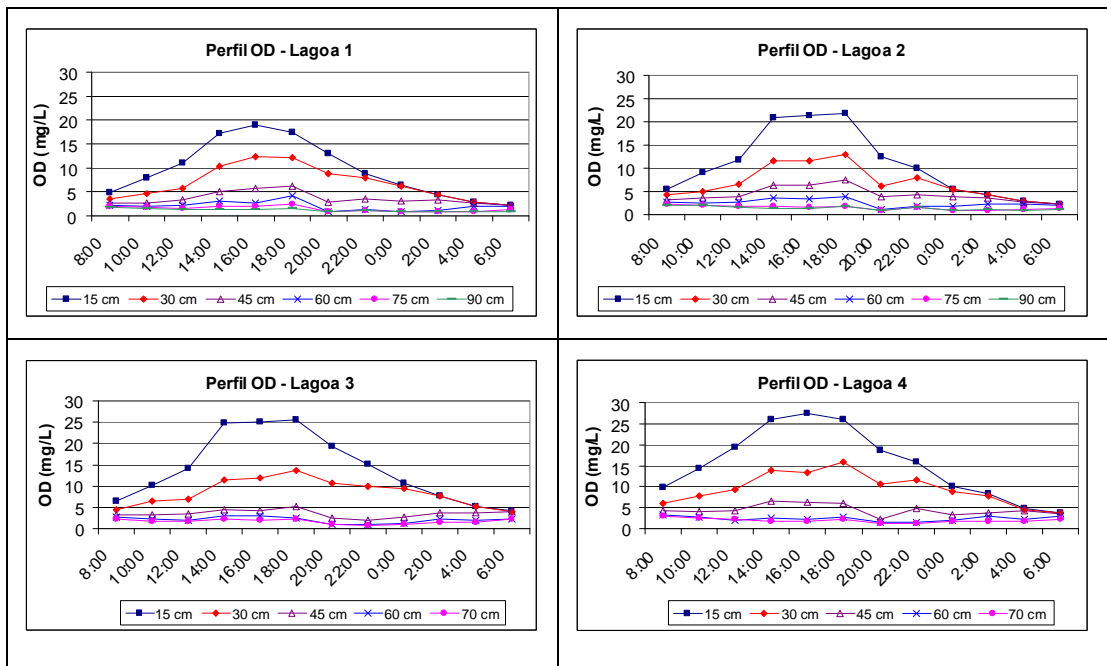


Figura 5.7 – Variações de OD na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 5, setembro de 2004 a julho de 2005.

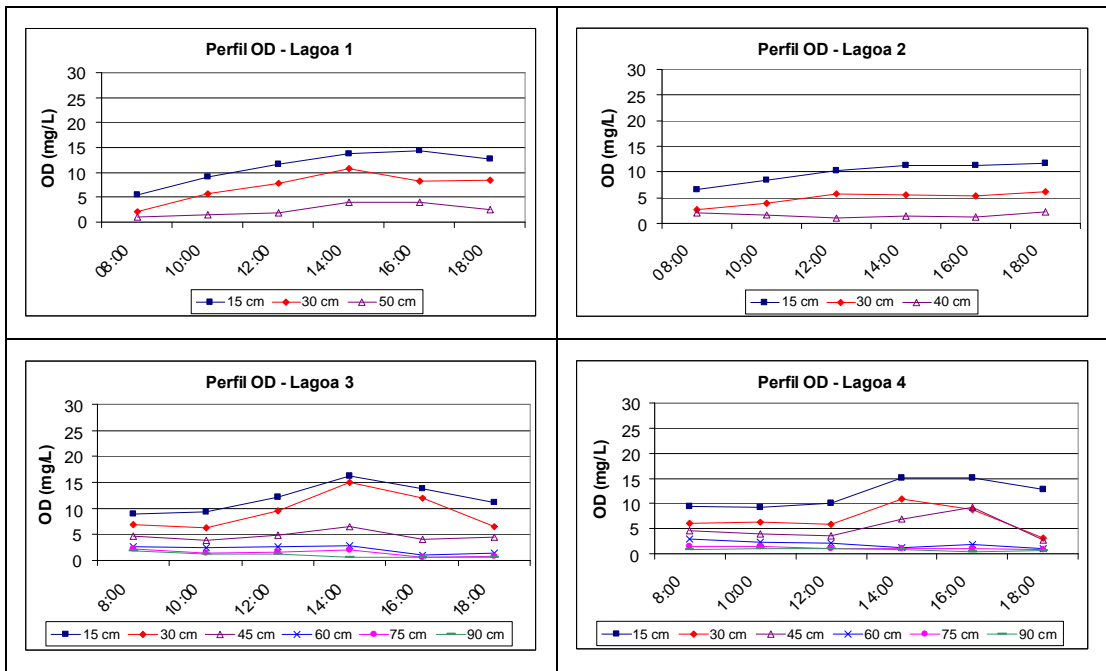


Figura 5.8 – Variações de OD na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 6, outubro de 2005 a março de 2006.

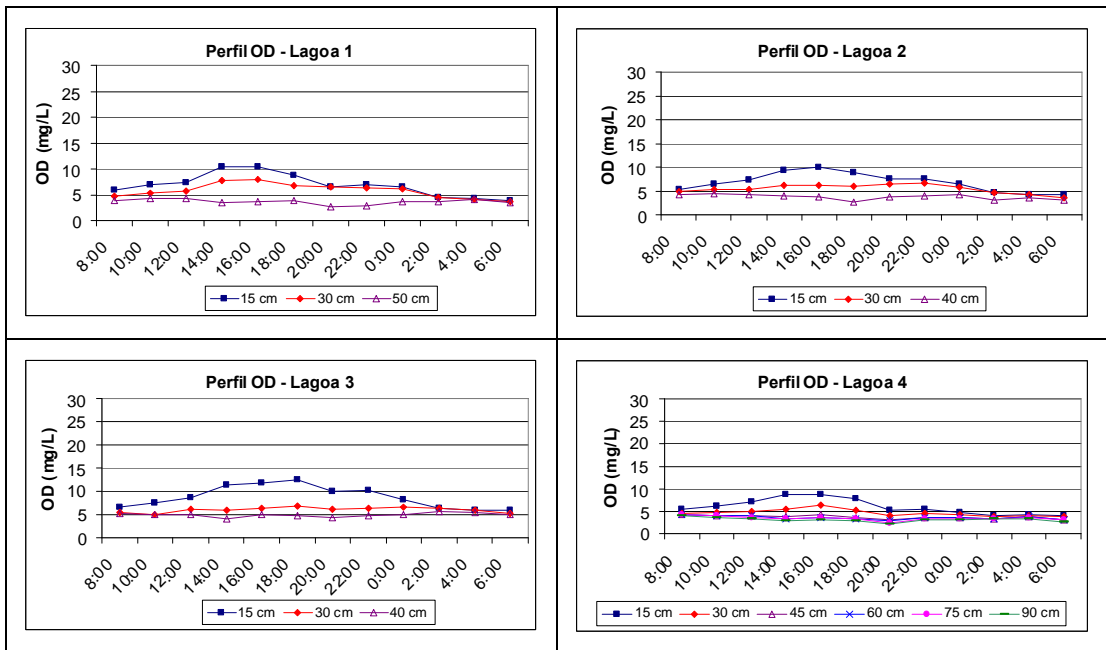


Figura 5.9 – Variações de OD na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 7, abril a agosto de 2006.

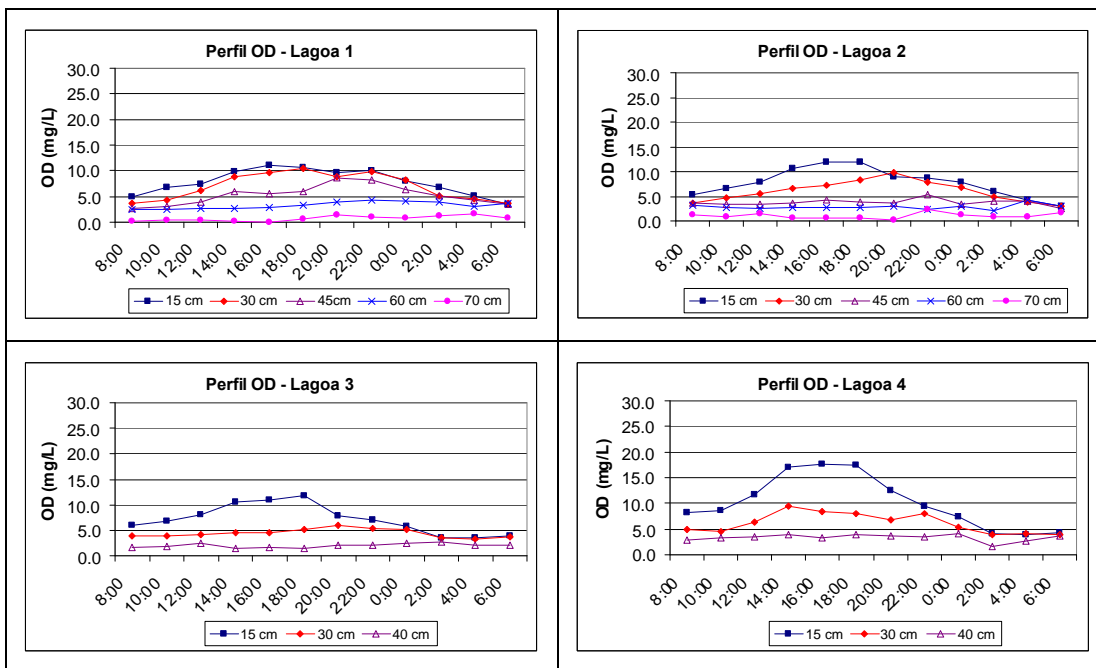


Figura 5.10 – Variações de OD na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 8, setembro a novembro de 2006.

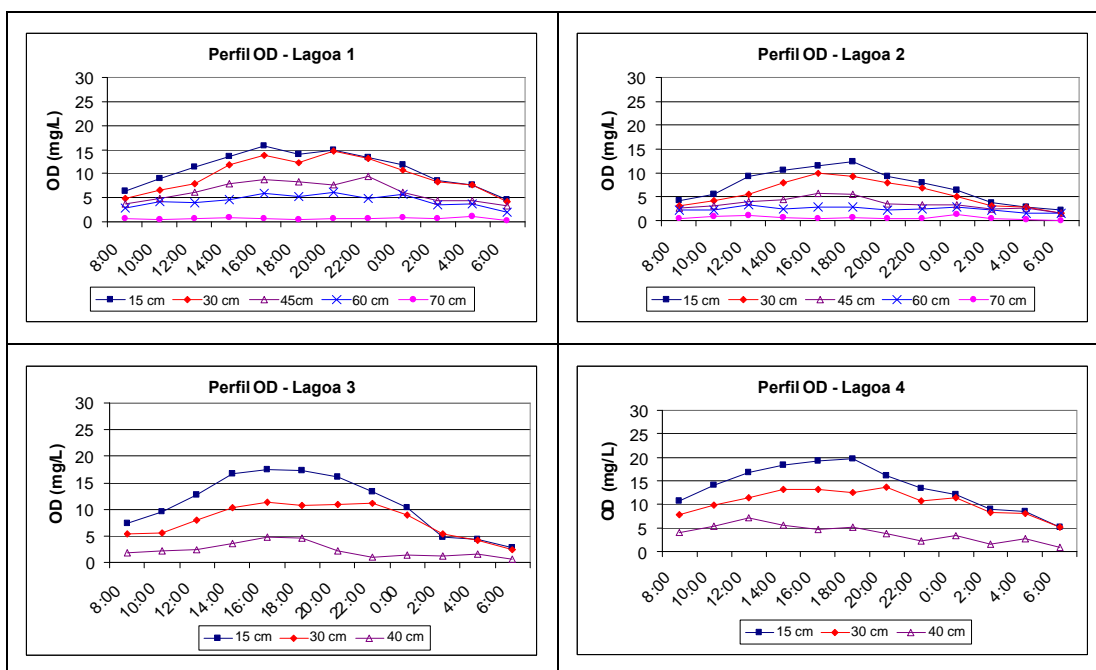


Figura 5.11 – Variações de OD na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 9, novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

As Figuras 5.13 a 5.18 mostram as variações de pH no perfil de profundidade das lagoas ao longo das 24 horas do dia (períodos 4 a 9, média por período). Como já registrado, no sexto período não houve monitoramento ao longo das 24 horas.

Em linhas gerais, também como esperado, observa-se um padrão de variação de pH similar ao de OD: (i) tendência geral de aumento à medida que se avança na série de lagoas; (ii) variações ao longo do dia, mais acentuadas nas camadas superficiais (picos das 14:00 h às 18:00 h); (iii) variações da superfície ao fundo das lagoas durante o dia, atingindo valores elevados nas horas de pico, queda à noite e tendência a uma certa uniformização em valores mais baixos nas primeiras horas da manhã.

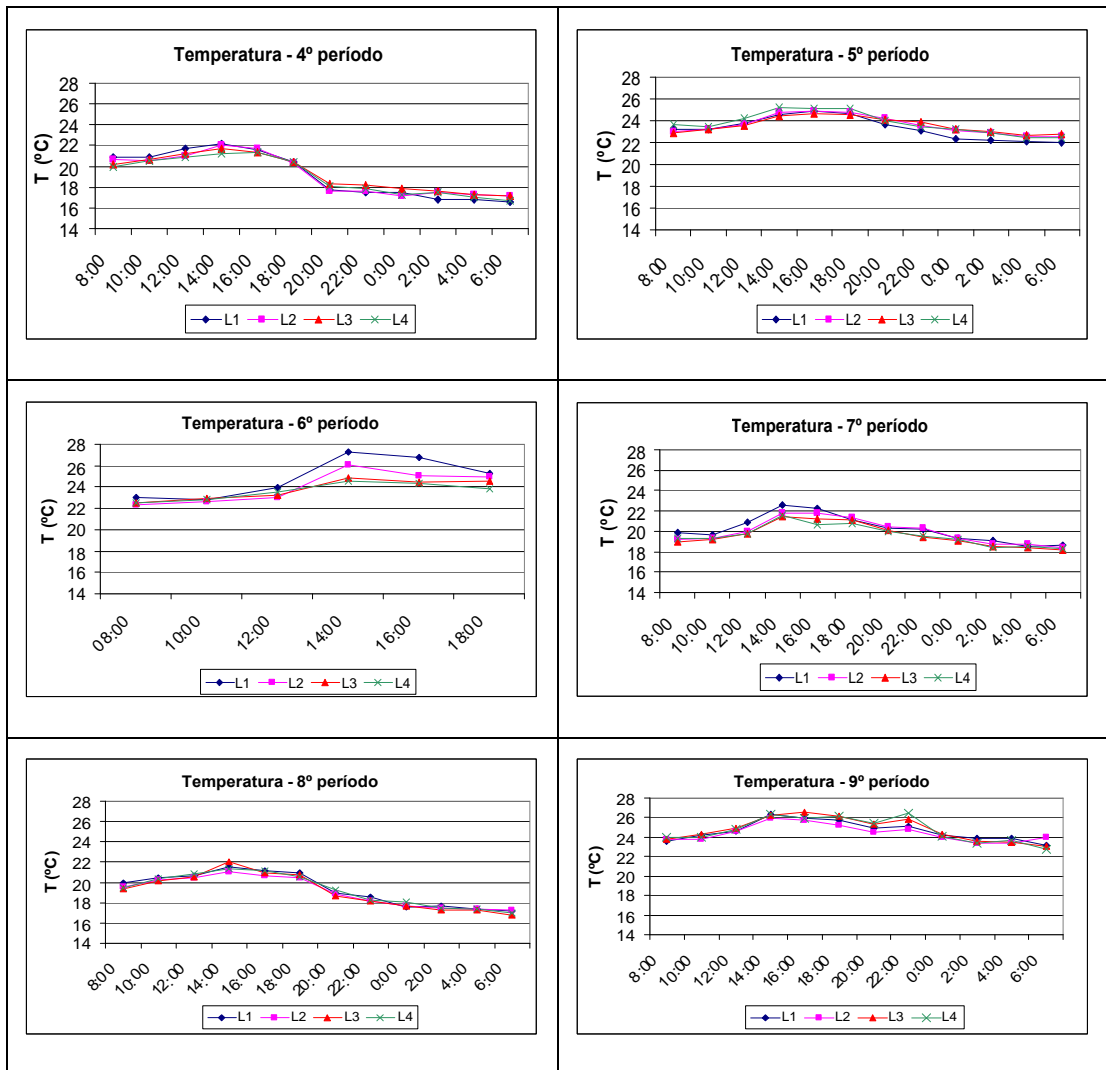


Figura 5.12 – Variações de temperatura da água na série de lagoas à meia profundidade ao longo do dia, períodos 4 a 9.

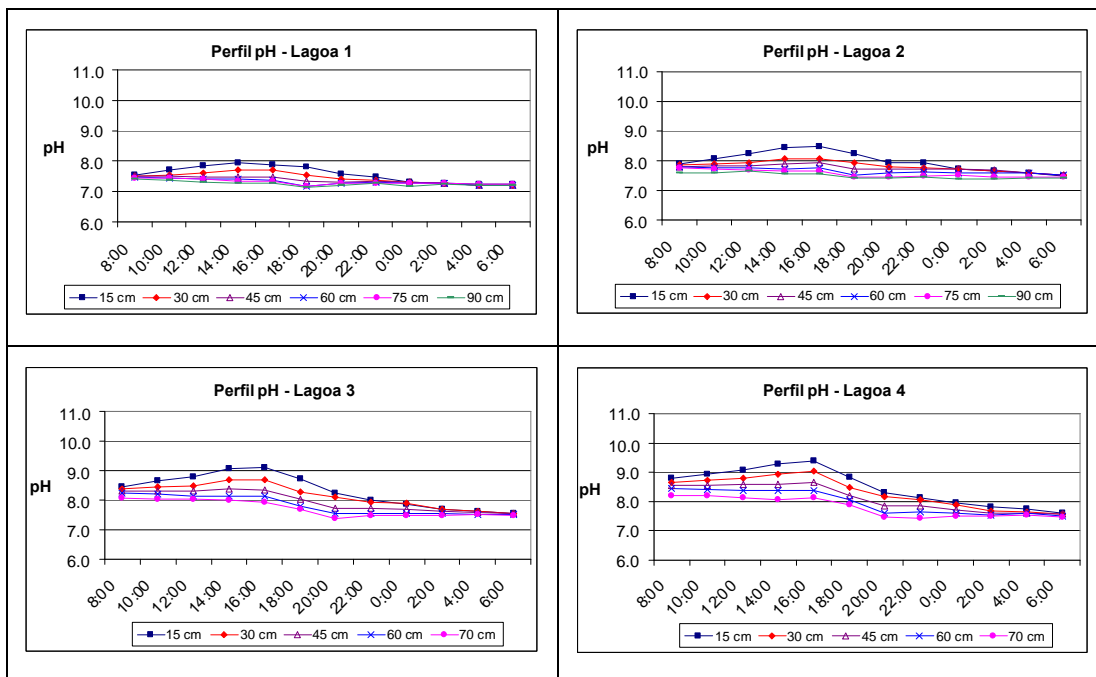


Figura 5.13 – Variações de pH na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 4, março a setembro de 2004.

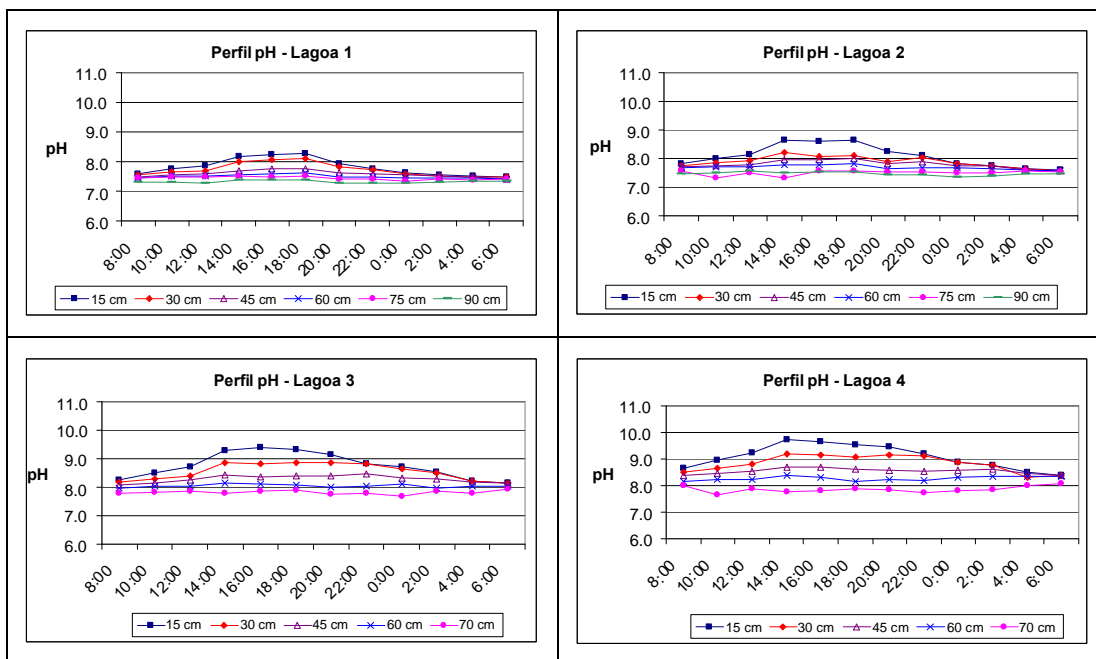


Figura 5.14 – Variações de pH na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 5, setembro de 2004 a julho de 2005.

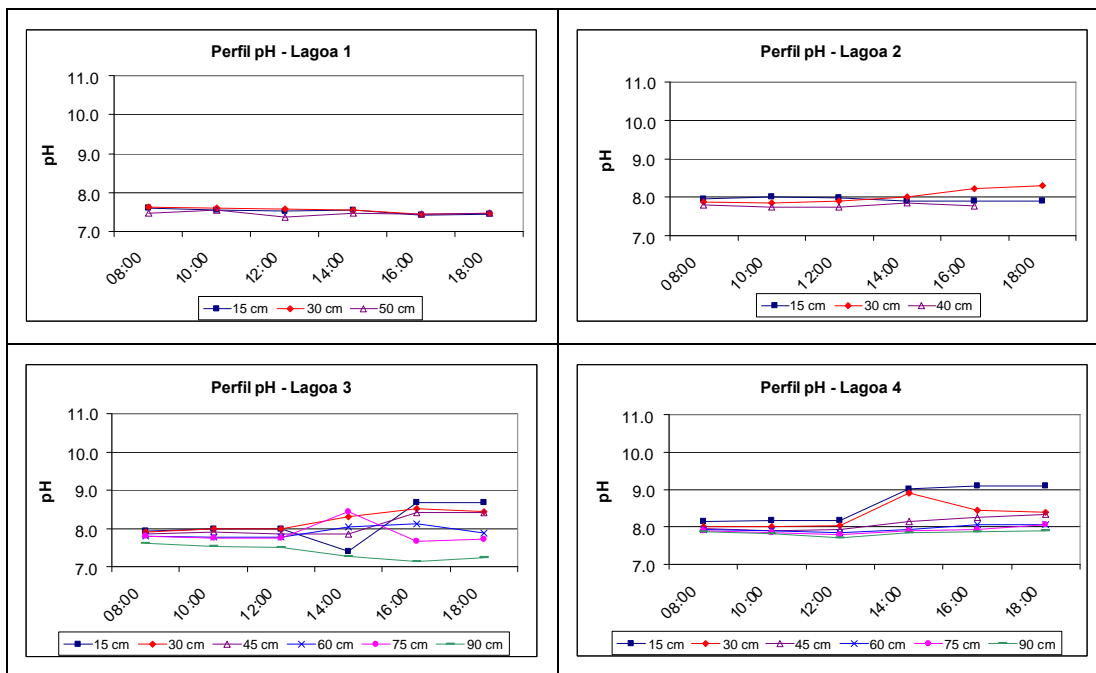


Figura 5.15 – Variações de pH na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 6, outubro de 2005 a março de 2006.

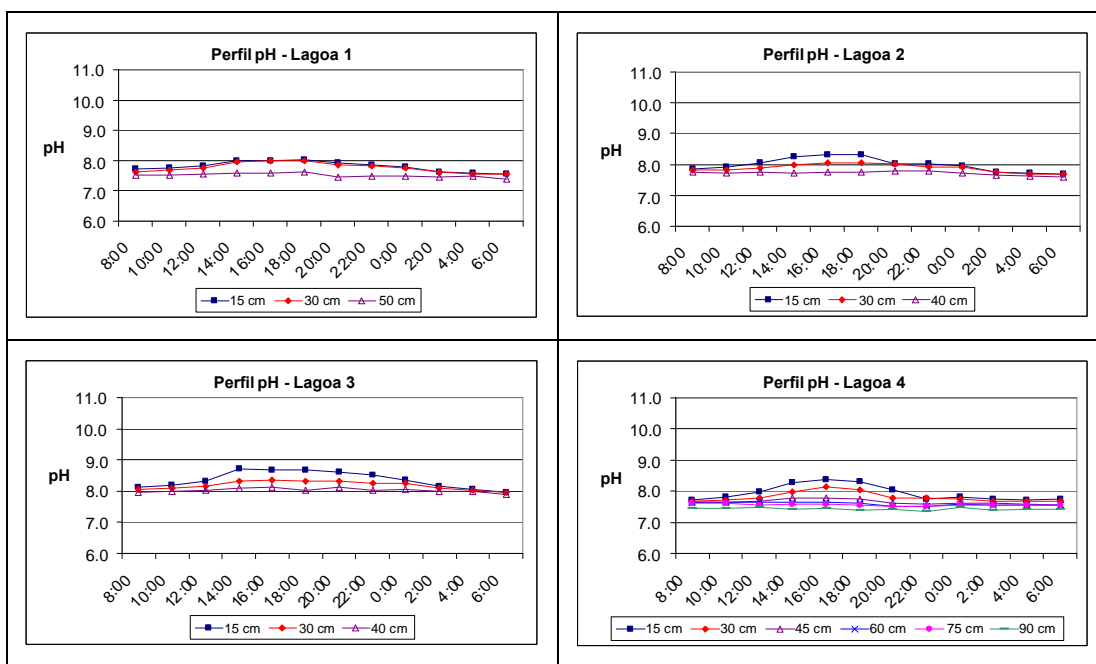


Figura 5.16 – Variações de pH na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 7, abril a agosto de 2006.

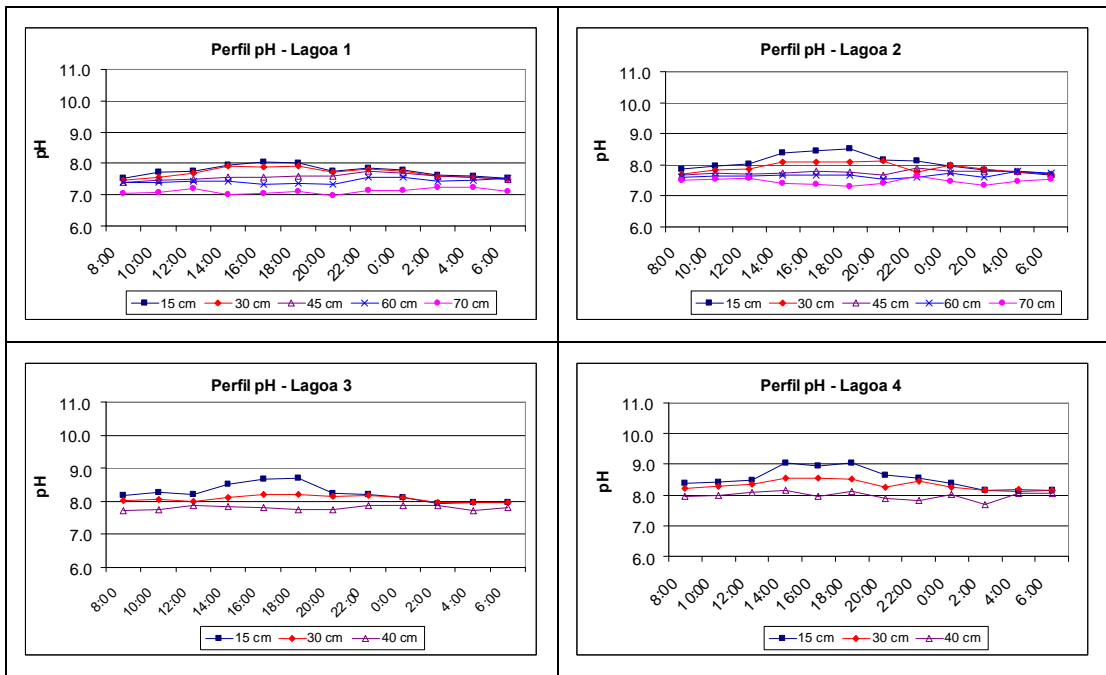


Figura 5.17 – Variações de pH na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 8, setembro a novembro de 2006.

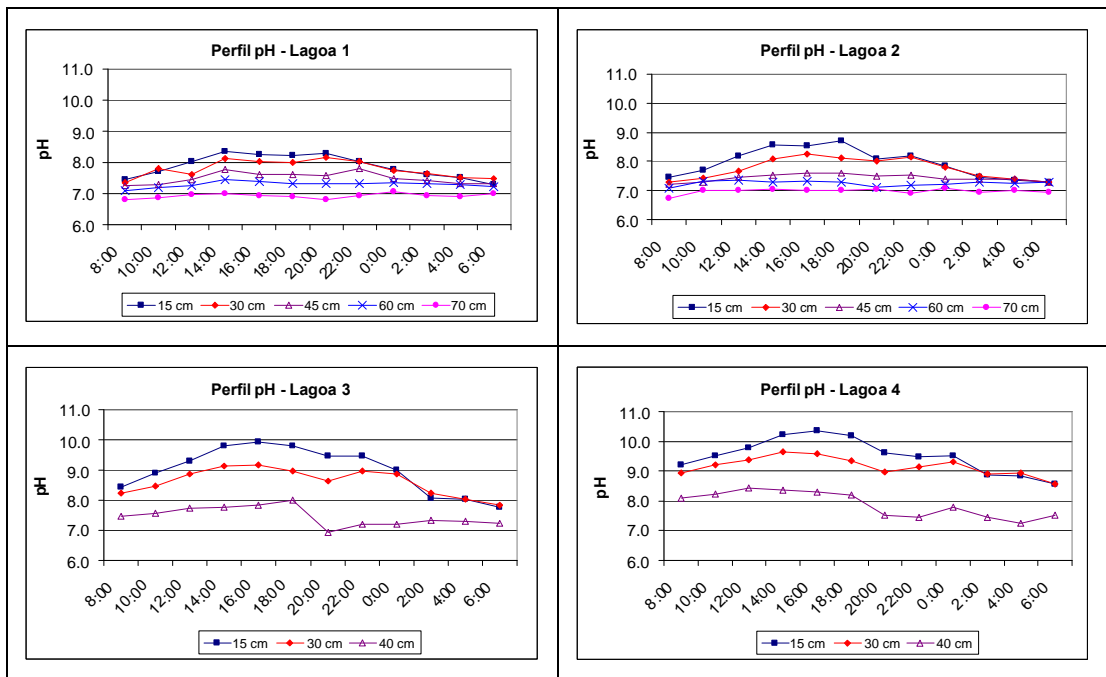


Figura 5.18 – Variações de pH na série de lagoas ao longo do dia e da profundidade, período 9, novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Nas Figuras 5.19 a 5.24 (OD) e 5.25 a 5.30 (pH), ilustra-se a variação dos dados anteriores em termos de estatística descritiva (gráficos Box-Plot), computando os resultados medidos ao longo de todo o dia em cada profundidade. Em geral, observam-se nítidas e esperadas condições de estratificação, tão mais pronunciadas quanto mais profundas as lagoas.

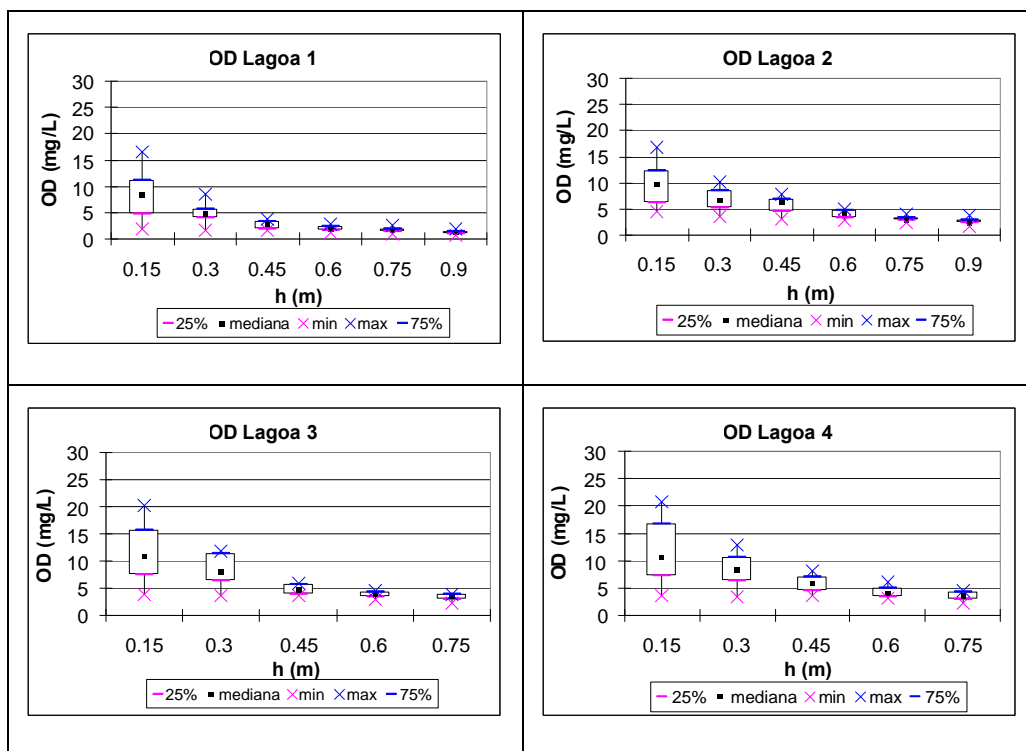


Figura 5.19 – Variação de OD ao longo da profundidade na série de lagoas, período 4, março a setembro de 2004.

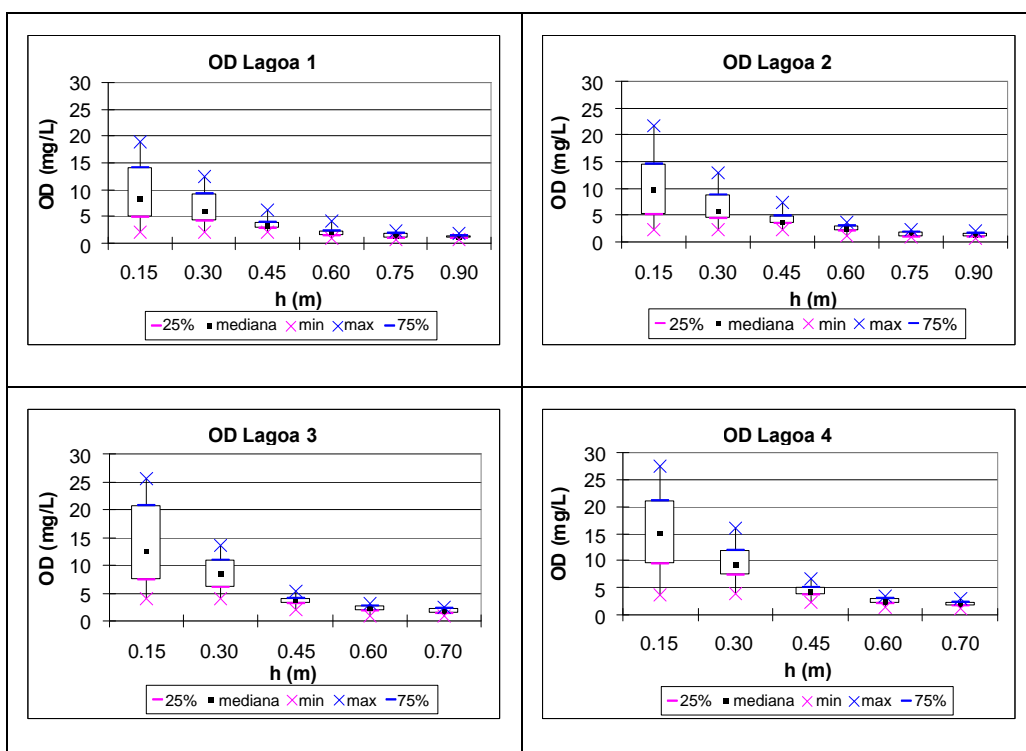


Figura 5.20 – Variação de OD ao longo da profundidade na série de lagoas, período 5, setembro de 2004 a julho de 2005.

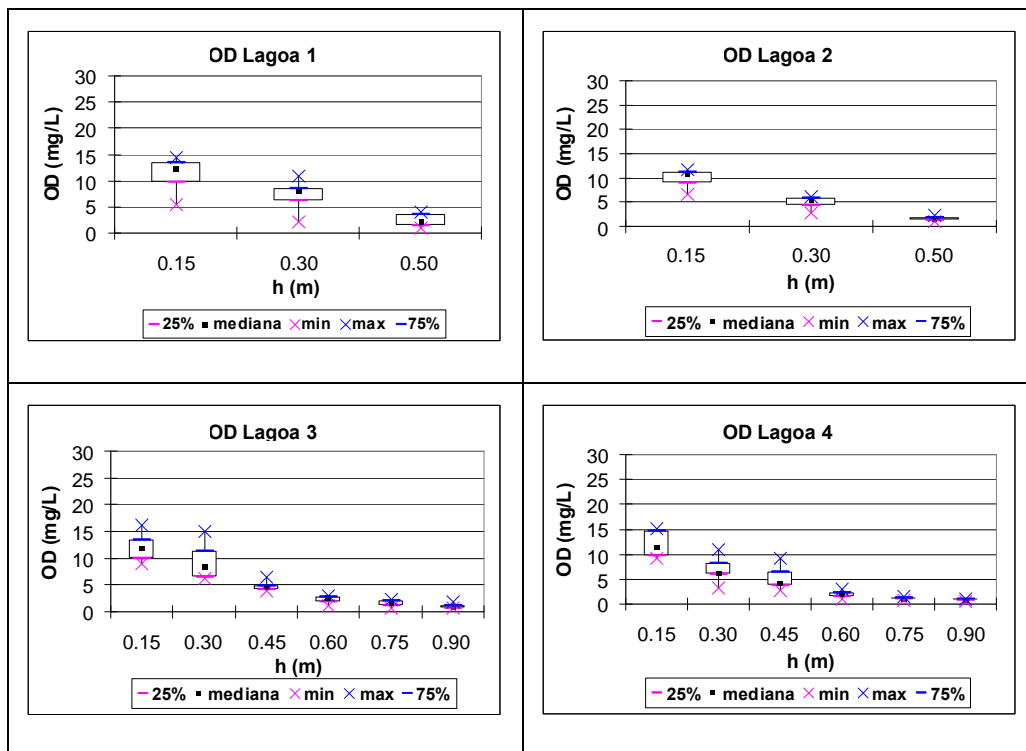


Figura 5.21 – Variação de OD ao longo da profundidade na série de lagoas, período 6, outubro de 2005 a março de 2006.

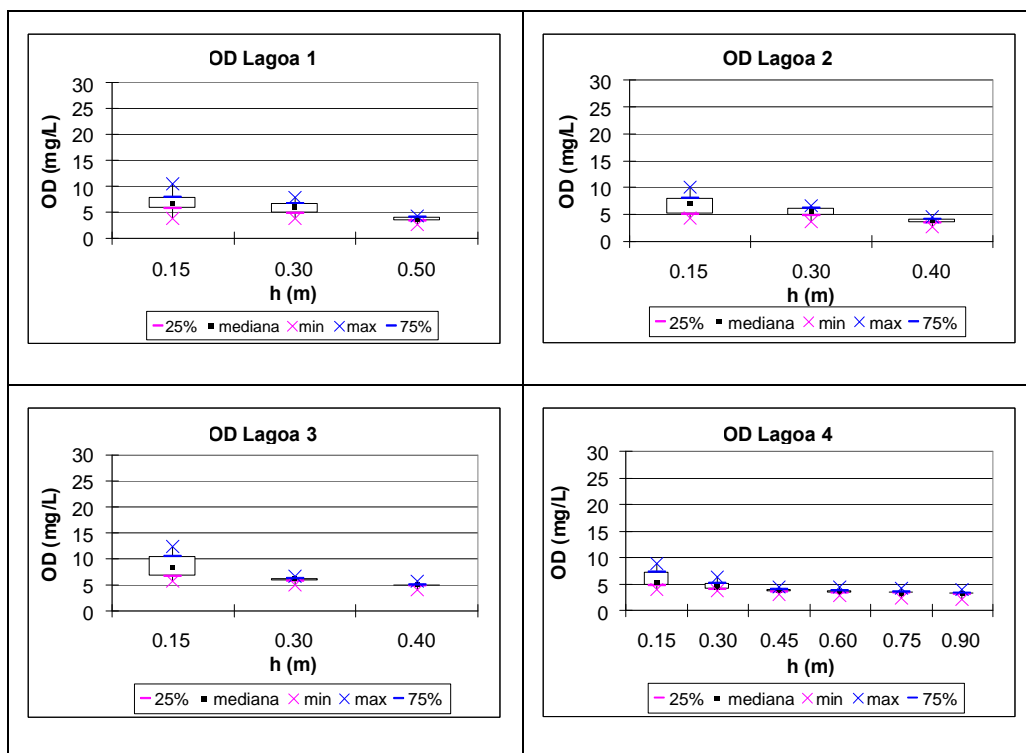


Figura 5.22 – Variação de OD ao longo da profundidade na série de lagoas, período 7, abril a agosto de 2006.

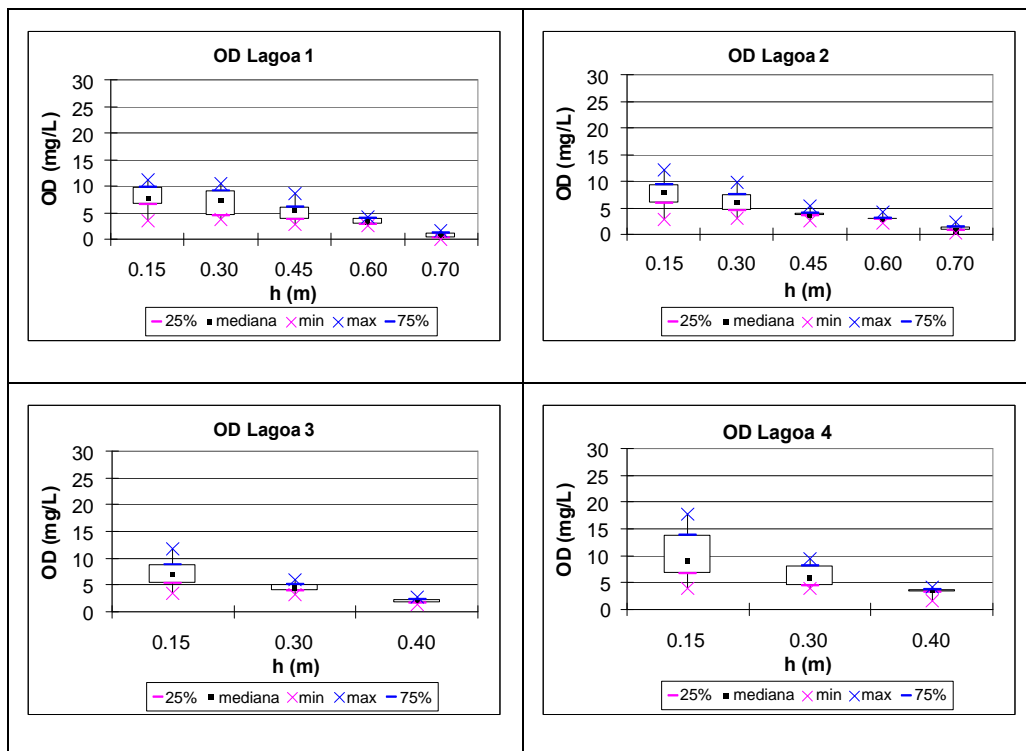


Figura 5.23 – Variação de OD ao longo da profundidade na série de lagoas, período 8, setembro a novembro de 2006.

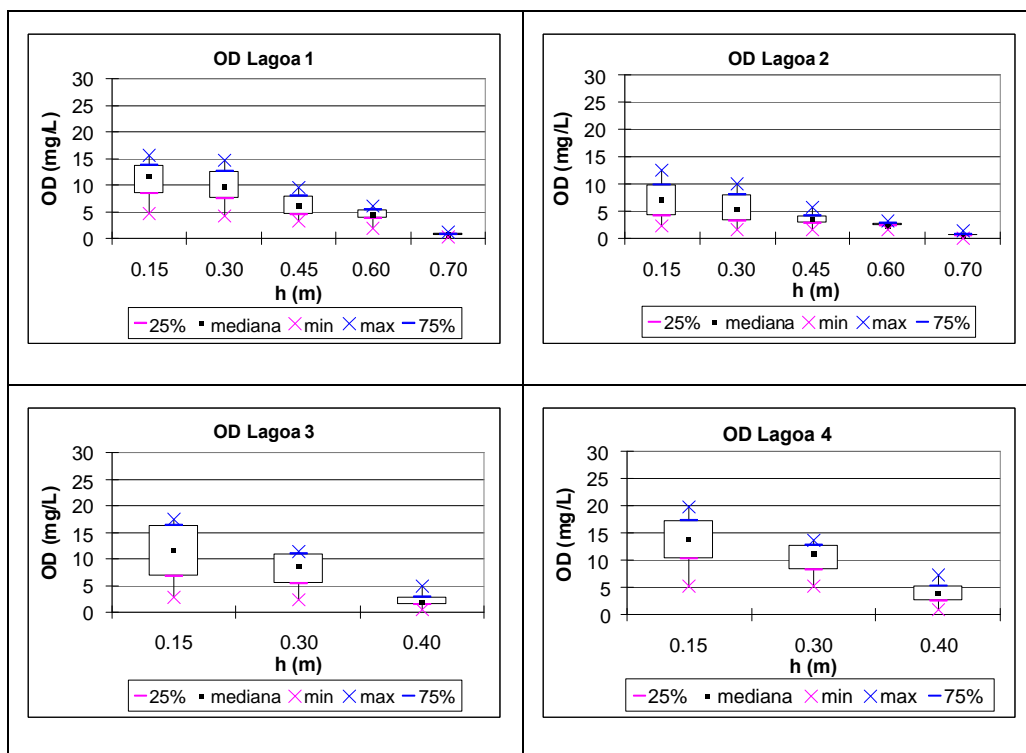


Figura 5.24 – Variação de OD ao longo da profundidade na série de lagoas, período 9, novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

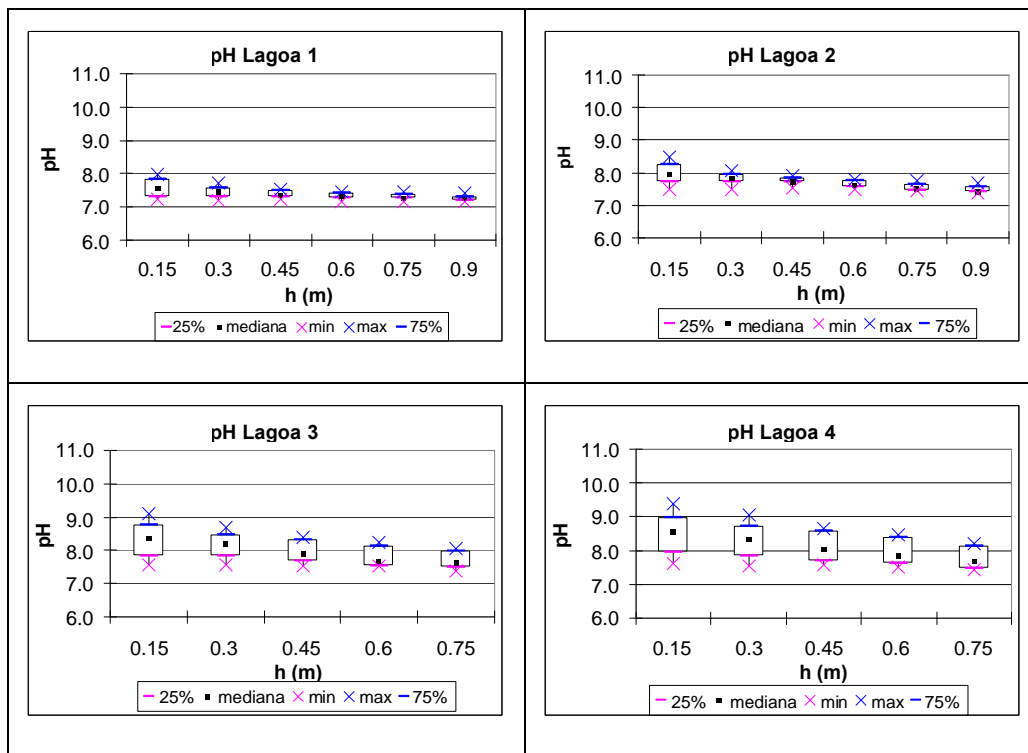


Figura 5.25 – Variação de pH ao longo da profundidade na série de lagoas, período 4, março a setembro de 2004.

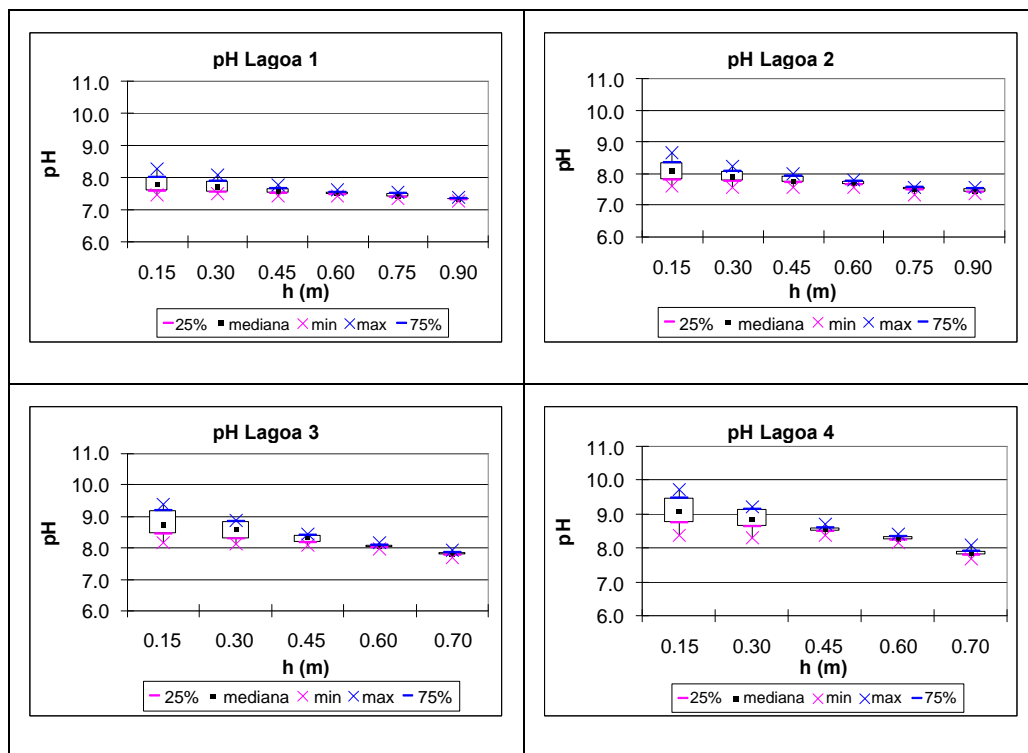


Figura 5.26 – Variações de pH ao longo da profundidade na série de lagoas, período 5, setembro de 2004 a julho de 2005.

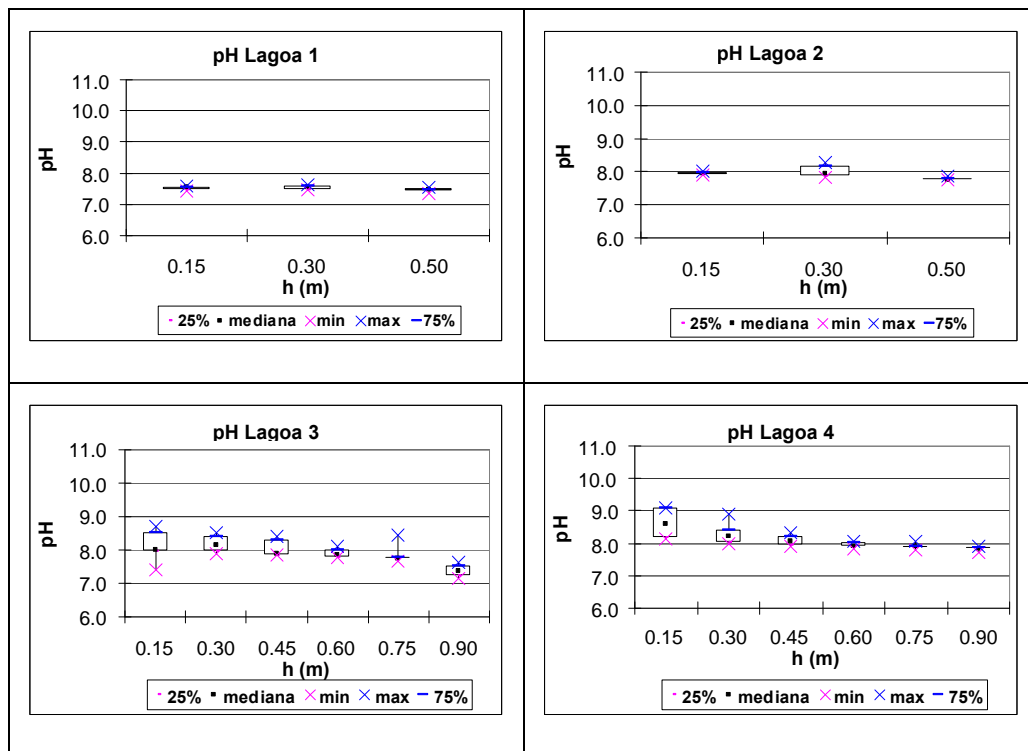


Figura 5.27 – Variação de pH ao longo da profundidade na série de lagoas, período 6, outubro de 2005 a março de 2006.

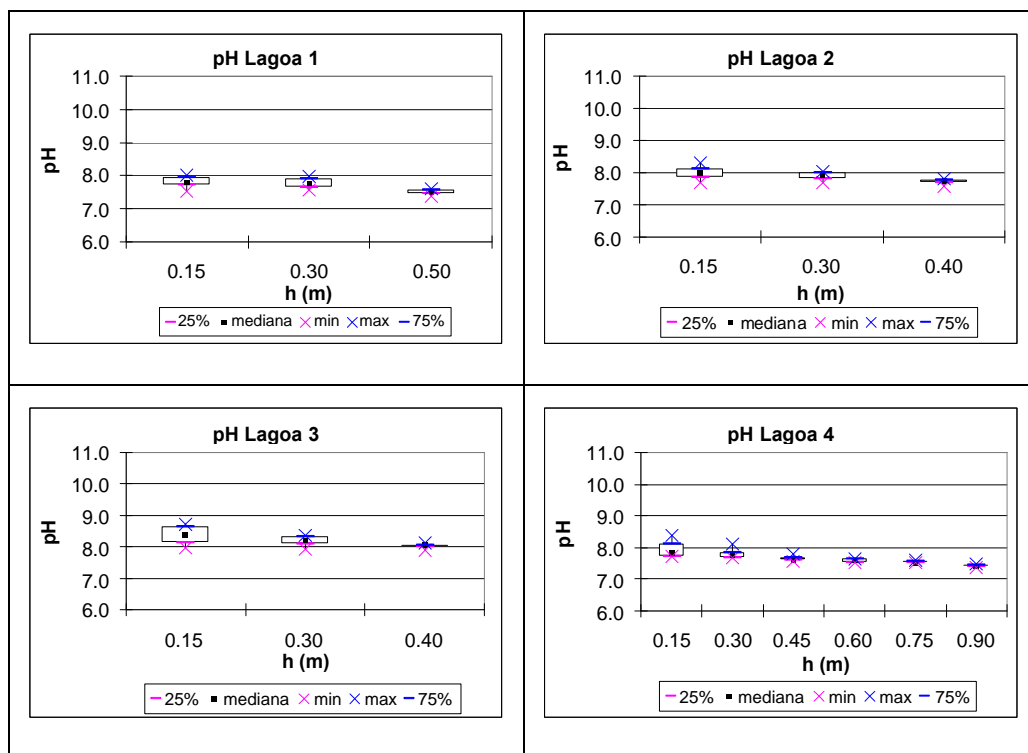


Figura 5.28 – Variação de pH ao longo da profundidade na série de lagoas, período 7, abril a agosto de 2006.

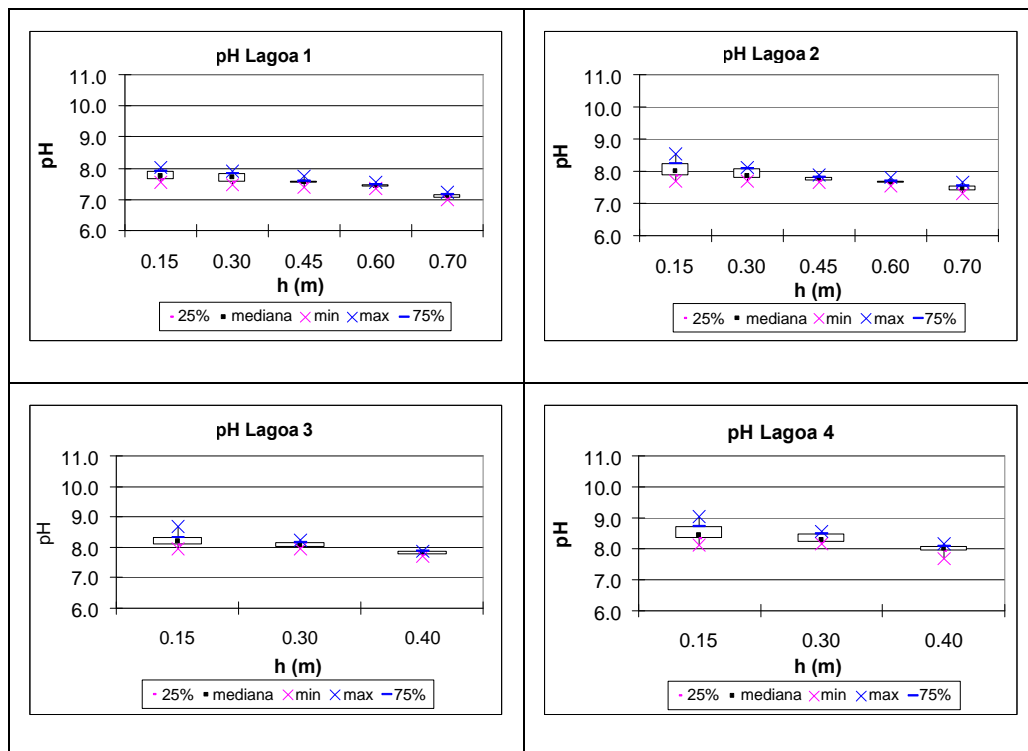


Figura 5.29 – Variação de pH ao longo da profundidade na série de lagoas, período 8, setembro a novembro de 2006.

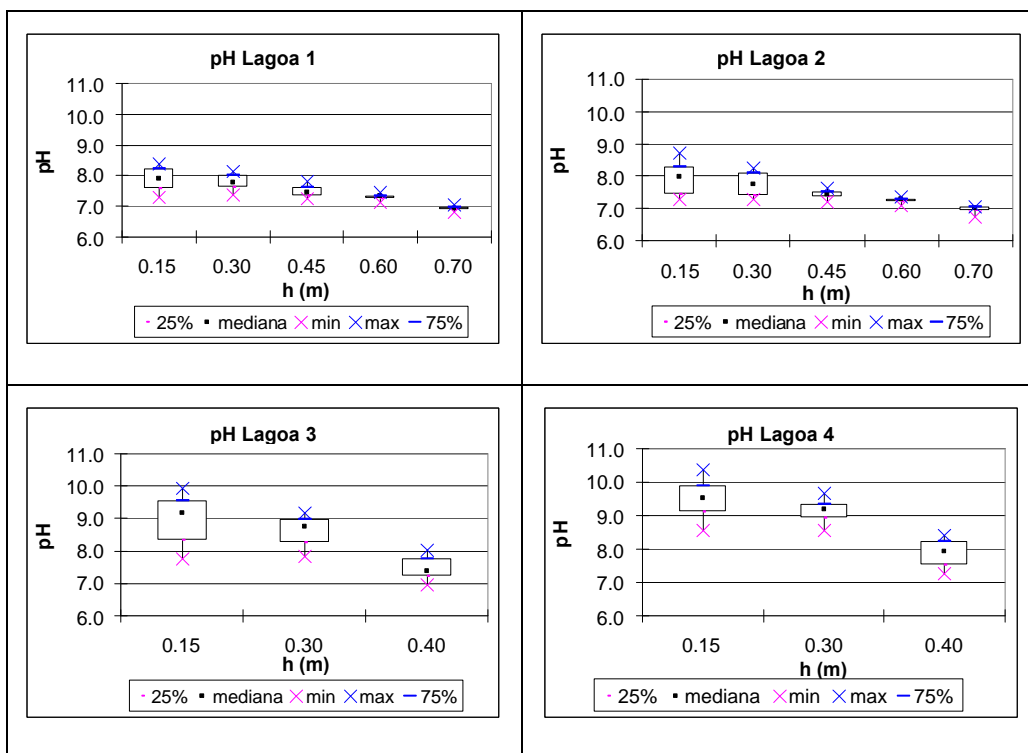


Figura 5.30 – Variação de pH ao longo da profundidade na série de lagoas, período 9, novembro de 2006 a fevereiro de 2007.

Nas Tabelas 5.4 e 5.5, apresentam-se, em termos de médias, os dados de OD e pH medidos à superfície (0,15 m), junto à saída das lagoas. Conforme já referido, os dados de campo de OD e pH referentes aos três primeiros períodos foram perdidos; restaram dados de pH medidos em laboratório a partir de amostras compostas ao longo do dia (nos três primeiros períodos a amostragem era composta, de 08 h às 18 h, sendo que ao final da campanha as amostras eram transportadas ao laboratório).

Tabela 5.4 – OD (mg / L) medido à superfície (0,15 m) na saída das lagoas, média aritmética e desvio padrão.

Período operacional ⁽¹⁾	L1 ⁽²⁾	L2 ⁽²⁾	L3 ⁽²⁾	L4 ⁽²⁾
1	ND	ND	ND	ND
2	ND	ND	ND	ND
3	ND	ND	ND	ND
4 (n = 14) ⁽³⁾	8,4 (5,0)	9,9 (4,2)	11,5 (5,6)	11,6 (5,9)
5 (n = 14) ⁽³⁾	9,6 (5,9)	10,7 (7,2)	14,0 (8,0)	15,4 (8,7)
6 (n = 7) ⁽³⁾	11,2 (3,4)	9,9 (2,1)	12,0 (2,8)	12,0 (2,8)
7 (n = 14) ⁽⁴⁾	6,9 (2,2)	6,9 (2,0)	8,7 (2,4)	6,0 (1,8)
8 (n = 7) ⁽⁴⁾	7,8 (2,5)	7,7 (2,9)	7,2 (2,9)	10,2 (5,2)
9 (n = 9) ⁽⁴⁾	10,9 (3,6)	7,2 (3,5)	11,0 (5,3)	13,6 (4,7)
Média	8,1	7,8	10,3	9,9 ⁽⁵⁾

ND: dados não disponíveis; (1) n = número de amostras; (2) valores entre parênteses: desvio-padrão; (3) lagoas 3 e 4 em paralelo; (4) lagoas 3 e 4 em série; (5) considerando apenas os períodos 7 a 9 (lagoas em série).

Tabela 5.5 – pH medido à superfície (0,15 m) na saída das lagoas, média aritmética e desvio padrão.

Período operacional ⁽¹⁾	L1 ⁽²⁾	L2 ⁽²⁾	L3 ⁽²⁾	L4 ⁽²⁾
1 (n = 14)	7,9 (0,5)	8,4 (0,8)	9,7 (0,8)	-
2 (n = 10)	7,4 (0,3)	8,4 (0,5)	9,2 (0,8)	-
3 (n = 8)	7,8 (0,3)	8,1 (0,5)	8,9 (0,5)	-
4 (n = 14) ⁽³⁾	7,6 (0,3)	8,0 (0,3)	8,3 (0,6)	8,5 (0,6)
5 (n = 14) ⁽³⁾	7,8 (0,3)	8,1 (0,4)	8,7 (0,4)	9,1 (0,5)
6 (n = 7) ⁽³⁾	7,5 (0,1)	7,9 (0,0)	8,1 (0,5)	8,6 (0,5)
7 (n = 14) ⁽⁴⁾	7,8 (0,2)	8,0 (0,2)	8,4 (0,3)	7,9 (0,3)
8 (n = 7) ⁽⁴⁾	7,8 (0,2)	8,1 (0,3)	8,2 (0,3)	8,5 (0,3)
9 (n = 9) ⁽⁴⁾	7,9 (0,4)	7,9 (0,5)	9,0 (0,8)	9,5 (0,6)
Média	7,7	8,1	8,7	8,7 ⁽⁵⁾

(1) n = número de amostras; (2) valores entre parênteses: desvio-padrão; (3) lagoas 3 e 4 em paralelo; (4) lagoas 3 e 4 em série; (5) considerando apenas os períodos 7 a 9 (lagoas em série).

Tomando por base os valores médios nas camadas superficiais das lagoas, e desconsiderando nesta análise as diferenças de profundidades e de temperaturas de cada período, registram-se os seguintes incrementos aproximados de pH na série de

lagoas: (i) lagoa 1 para a lagoa 2: 5%; (ii) lagoa 2 para lagoa 3: 7%; (ii) lagoa 3 para lagoa 4: sem incremento.

Guardadas as ressalvas feitas aos três primeiros períodos resumem-se a seguir os dados de monitoramento de OD (Tabela 5.6), pH (Tabela 5.7) e temperatura (Tabela 5.8) à meia profundidade. Na Figura 5.31, os dados de temperatura, por lagoa e por período são apresentados em termos de estatística descritiva (gráficos Box Plot).

Tabela 5.6 – OD (mg / L) medido à meia profundidade na saída das lagoas, média aritmética e desvio padrão.

Período operacional ⁽¹⁾	L1 ⁽²⁾	L2 ⁽²⁾	L3 ⁽²⁾	L4 ⁽²⁾
1	ND	ND	ND	ND
2	ND	ND	ND	ND
3	ND	ND	ND	ND
4 (n = 14) ⁽³⁾	2,7 (0,7)	5,7 (1,5)	4,8 (0,9)	5,8 (1,6)
5 (n = 14) ⁽³⁾	3,6 (1,3)	4,3 (1,6)	3,6 (0,9)	4,5 (1,3)
6 (n = 7) ⁽³⁾	7,2 (3,0)	4,9 (1,3)	4,7 (0,9)	5,2 (2,4)
7 (n = 14) ⁽⁴⁾	5,8 (1,4)	5,4 (1,0)	6,0 (0,5)	3,7 (0,4)
8 (n = 7) ⁽⁴⁾	5,3 (1,9)	3,7 (0,7)	4,5 (0,8)	6,1 (2,0)
9 (n = 9) ⁽⁴⁾	6,2 (2,1)	3,5 (1,2)	7,9 (3,1)	10,5 (2,0)
Média	5,1	4,6	5,3	6,8 ⁽⁵⁾

ND: dados não disponíveis; (1) n = número de amostras; (2) valores entre parênteses: desvio-padrão; (3) lagoas 3 e 4 em paralelo; (4) lagoas 3 e 4 em série; (5) considerando apenas os períodos 7 a 9 (lagoas em série).

Tabela 5.7 – pH medido à meia profundidade na saída das lagoas, média aritmética e desvio padrão.

Período operacional ⁽¹⁾	L1 ⁽²⁾	L2 ⁽²⁾	L3 ⁽²⁾	L4 ⁽²⁾
1	ND	ND	ND	ND
2	ND	ND	ND	ND
3	ND	ND	ND	ND
4 (n = 14) ⁽³⁾	7,4 (0,1)	7,7 (0,1)	8,0 (0,3)	8,1 (0,4)
5 (n = 14) ⁽³⁾	7,6 (0,1)	7,8 (0,1)	8,3 (0,1)	8,5 (0,1)
6 (n = 7) ⁽³⁾	7,5 (0,1)	8,0 (0,2)	8,0 (0,3)	8,1 (0,2)
7 (n = 14) ⁽⁴⁾	7,8 (0,2)	7,9 (0,1)	8,2 (0,1)	7,6 (0,1)
8 (n = 7) ⁽⁴⁾	7,6 (0,1)	7,8 (0,1)	8,1 (0,1)	8,3 (0,2)
9 (n = 9) ⁽⁴⁾	7,5 (0,2)	7,4 (0,1)	8,6 (0,4)	9,2 (0,3)
Média	7,6	7,8	8,2	8,4 ⁽⁵⁾

ND: dados não disponíveis; (1) n = número de amostras; (2) valores entre parênteses: desvio-padrão; (3) lagoas 3 e 4 em paralelo; (4) lagoas 3 e 4 em série; (5) considerando apenas os períodos 7 a 9 (lagoas em série).

Neste caso (meia profundidade), registram-se os seguintes incrementos, médios e aproximados, de pH na série de lagoas: (i) lagoa 1 para a lagoa 2: 3%; (ii) lagoa 2 para lagoa 3: 5%; (ii) lagoa 3 para lagoa 4: 2%.

Tabela 5.8 – Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) medida à meia profundidade na saída das lagoas, média aritmética e desvio padrão.

Período operacional ⁽¹⁾	L1 ⁽²⁾	L2 ⁽²⁾	L3 ⁽²⁾	L4 ⁽²⁾
1	ND	ND	ND	ND
2	ND	ND	ND	ND
3	ND	ND	ND	ND
4 (n = 14) ⁽³⁾	19,2 (2,2)	19,2 (2,0)	19,3 (1,7)	19,1 (1,8)
5 (n = 14) ⁽³⁾	23,3 (1,0)	23,6 (0,9)	23,6 (0,7)	23,8 (1,0)
6 (n = 7) ⁽³⁾	24,9 (1,9)	24,0 (1,6)	23,8 (1,0)	23,6 (0,8)
7 (n = 14) ⁽⁴⁾	20,2 (1,5)	19,9 (1,2)	19,6 (1,1)	19,6 (1,0)
8 (n = 7) ⁽⁴⁾	19,3 (1,6)	19,1 (1,4)	19,1 (1,8)	19,3 (1,6)
9 (n = 9) ⁽⁴⁾	24,6 (1,0)	24,4 (0,9)	24,8 (1,8)	24,8 (1,3)
Média	21,9	21,7	21,7	21,2 ⁽⁵⁾

ND: dados não disponíveis; (1) n = número de amostras; (2) valores entre parênteses: desvio-padrão; (3) lagoas 3 e 4 em paralelo; (4) lagoas 3 e 4 em série; (5) considerando apenas os períodos 7 a 9 (lagoas em série).

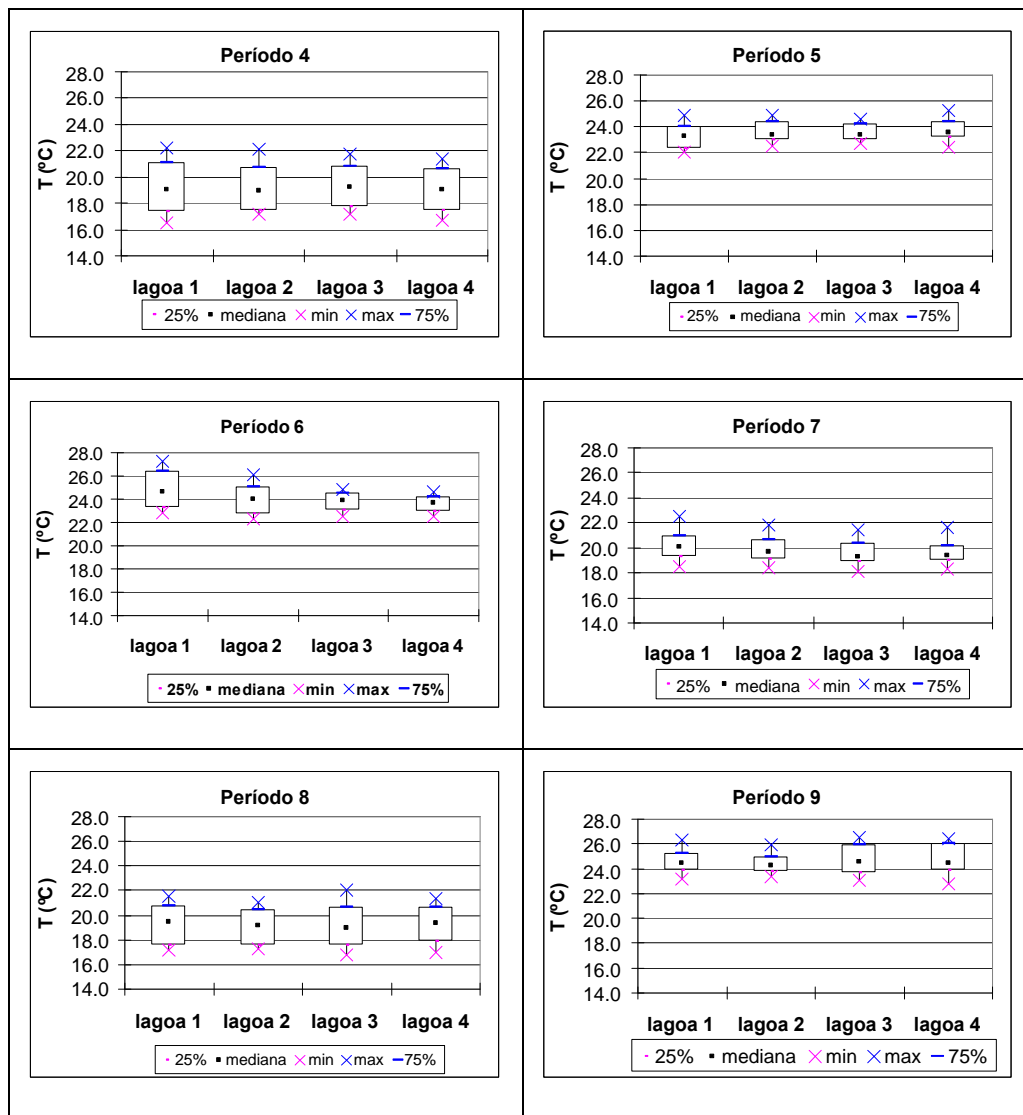


Figura 5.31 – Variações de temperatura na série de lagoas, períodos 4 a 9.

Com dados fornecidos pela estação meteorológica do campus UFV, foi possível obter um ajuste de temperatura do líquido (valores médios à meia profundidade) em função da temperatura média do ar (Equação 5.1). Brito (1997), trabalhando com lagoas de polimento em Itabira – MG obteve a Equação 5.2.

$$T_{\text{água}} = 8,17 + 0,73 T_{\text{ar}} \quad R^2 = 0,79 \quad (5.1)$$

$$T_{\text{água}} = 10,7 + 0,55 T_{\text{ar}} \quad R^2 = 0,43 \quad (5.2)$$

A figura 5.32 ilustra a regressão linear obtida com os dados experimentais e aplicando-se a equação proposta por Brito (1997).

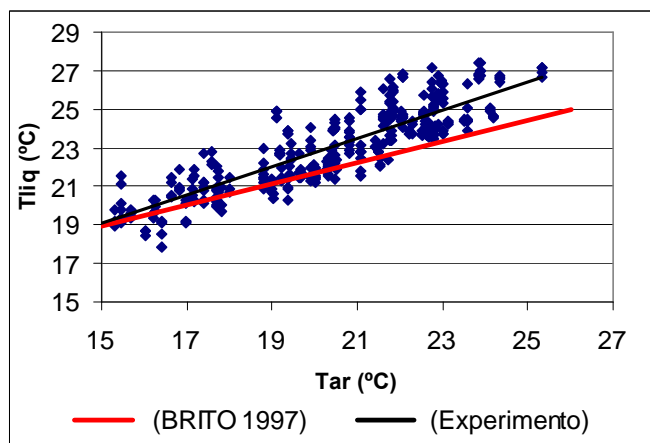


Figura 5.32 – Temperatura da água (meia profundidade) nas lagoas versus temperatura do ar, Viçosa - MG, 2001 a 2006.

Assumindo uma temperatura do ar de projeto de 17°C (temperatura média dos meses mais frios de Viçosa), isto resultaria em uma temperatura da água de 20,6°C e 20,1°C de acordo, respectivamente, com as equações 5.1 e 5.2. Observe-se que os resultados são bastante similares e advindos de experimentos conduzidos com lagoas de polimento em cidades próximas em Minas Gerais (Viçosa e Itabira).

As informações foram até aqui trabalhadas na busca da identificação de tendências por período de monitoramento, na profundidade das lagoas e entre as lagoas. Para efeito de um maior rigor nas comparações entre lagoas, os dados médios de OD e pH foram submetidos a ANOVA, seguida do teste apropriado de diferença entre médias (teste Tukey para distribuição normal dos dados e Kruskal-Wallis para distribuição não normal), cujos resultados são resumidos a seguir. Conforme especificado no item 4.4, todos os resultados foram interpretados tomando como referência 5% de nível de significância.

(a) OD superfície: os valores de OD entre as lagoas de polimento diferiram no período 7 (outono – inverno), com diferenças observadas apenas entre as lagoas 3 e 4, operadas em série e no período 9 (verão), com diferenças observadas apenas entre as lagoas 2 e 4; nos demais períodos não foram observadas diferenças significativas entre as lagoas.

(b) OD meia profundidade: (i) não foram observadas diferenças significativas entre as lagoas nos períodos 5 e 6 (primavera - verão - outono); (ii) os resultados de OD entre as lagoas 1 e 2 e entre 1 e 3 foram diferentes apenas no período 4 (outono – inverno); (iii) os resultados entre as lagoas 2 e 3 diferiram apenas no período 9

(verão); (iv) nos períodos 7, 8 e 9, os resultados entre as lagoas 2 e 4, revelaram-se diferentes; (v) os resultados entre as lagoas 3 e 4 foram estatisticamente diferentes apenas no período 7 (lagoas em paralelo) (outono – inverno).

(c) pH superfície: (i) os resultados entre as lagoas 1 e 2 foram estatisticamente diferentes apenas no período 8 (primavera); (ii) entre as lagoas 1 e 3 foram iguais apenas no período 6 (primavera - verão) e diferentes nos demais; (iii) entre as lagoas 1 e 4 foram iguais apenas no período 7 (outono - inverno) e diferentes nos demais; (iv) entre as lagoas 2 e 3 foram diferentes nos períodos 5, 7 e 9; (v) entre as lagoas 2 e 4 foram diferentes nos períodos 5, 8 e 9; (vi) apenas no período 7 a lagoa 3 diferenciou-se da lagoa 4 (lagoas em paralelo).

(d) pH meia profundidade: (i) todas as lagoas revelaram-se estatisticamente diferentes entre si nos períodos 5 e 8 (primavera - verão – outono). (ii) os resultados entre as lagoas 1 e 2 apresentaram-se iguais apenas nos períodos 7 e 9; (iii) entre as lagoas 1 e 3 e entre 1 e 4, os resultados foram sempre diferentes; (iv) os resultados entre as lagoas 2 e 3 e entre as lagoas 2 e 4 apresentaram-se iguais apenas nos períodos 4 e 6. (iv) entre as lagoas 3 e 4 os resultados foram estatisticamente iguais nos períodos 4, 6 e 9 e diferentes nos demais.

Dada a grande variabilidade dos resultados não foi possível identificar tendências mais nítidas de diferenças entre as lagoas e por estação do ano. Não obstante nota-se alguma tendência de maiores variações de OD e pH ao longo da série de lagoas (incremento) quando estes parâmetros foram medidos à meia profundidade, com destaque para o pH.

Tentativas de associação do pH (medido à superfície) com a profundidade das lagoas em geral não forneceram bons resultados.

Por outro lado, podem-se registrar correlações negativas entre os valores de pH (medido à meia profundidade) e a profundidade das lagoas, contudo com melhores resultados apenas na lagoa 4. Os coeficientes de correlação de Spearman (rs) (dados não-paramétricos) obtidos foram: todas as lagoas = - 0,4906; lagoa 1 = - 0,4325; lagoa 2 = -0,2478; lagoa 3 = -0,1382; lagoa 4 = -0,6475.

Testes de regressão no mesmo sentido, também revelaram resultados frágeis do ponto de vista estatístico, sendo que informações minimamente mais visíveis só foram obtidas quando se recorreu às médias (Figura 5.33).

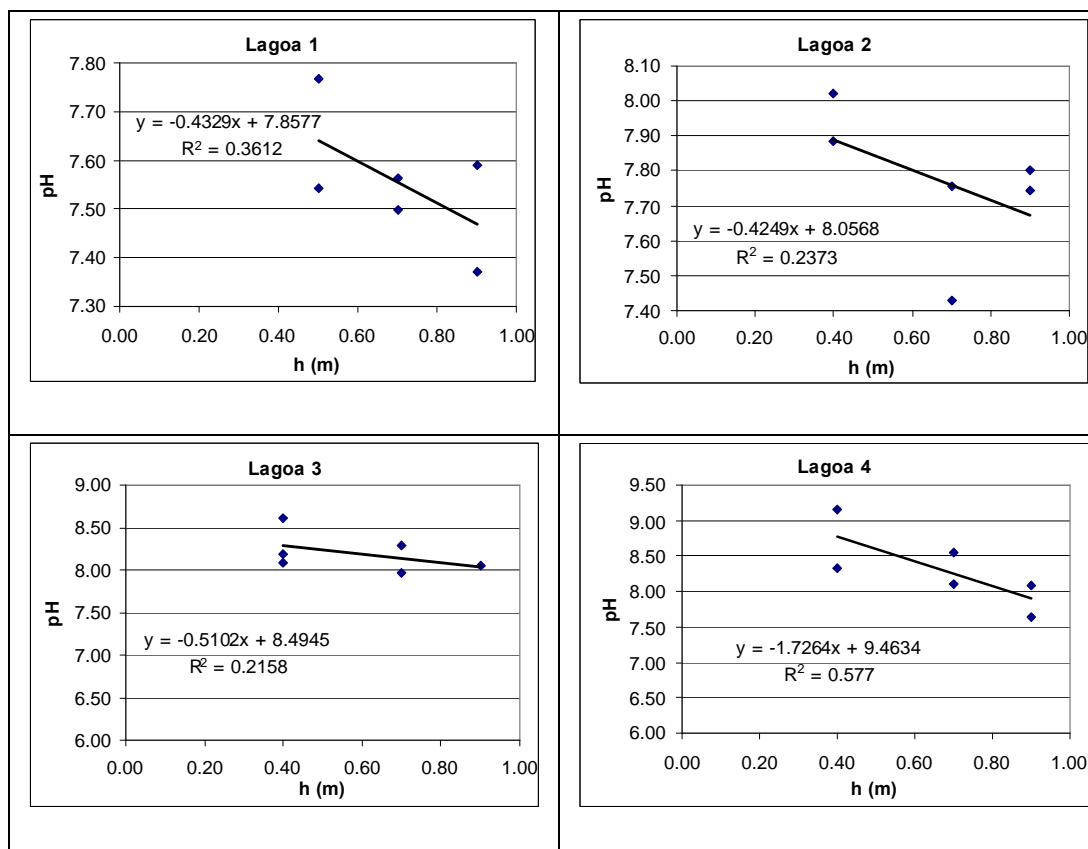


Figura 5.33 – pH medido à meia profundidade x profundidade das lagoas, médias por lagoa e por período (períodos 4 a 9).

Com todas as ressalvas, devidas à fragilidade dos ajustes da Figura 5.33, este exercício fornece indícios de que a profundidade (nas faixas testadas neste estudo) exerceria pouca influência sobre o pH, à exceção talvez, da lagoa 4. Nas demais lagoas a redução da profundidade pela metade (0,90 m a 0,45 m) promoveria uma elevação de pH da ordem de apenas 0,1 a 0,2 unidades

5.2.1.2 – Alcalinidade.

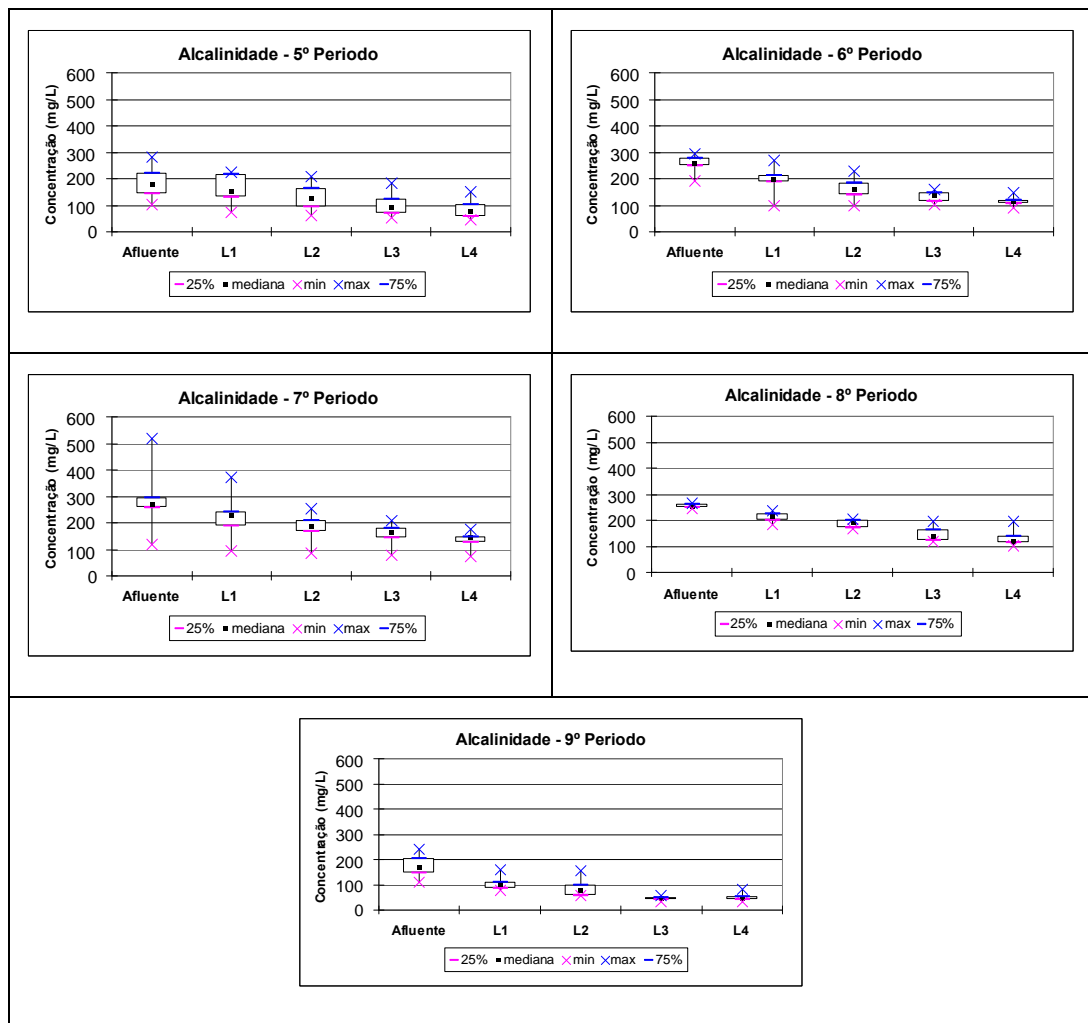
As análises de alcalinidade foram implementadas somente a partir do 5º período operacional. Para efeito de discussão dos resultados, reitera-se a informação de que somente no período 9 a contribuição afluyente à série de lagoas provinha do reator UASB, sendo, no restante, do conjunto UASB + BF.

Em geral, observa-se um decréscimo de alcalinidade ao longo do processo de tratamento (Figura 5.34). Consistentemente com o apresentado no item 3.3.3.1, a remoção de CO₂ não afeta a alcalinidade, porém reduz a acidez em 2 meq / mmol e provoca uma elevação de pH; por sua vez, a remoção de NH₃ provoca uma redução

de 1 meq / mmol da alcalinidade e um aumento de 1 meq / mmol da acidez, levando a redução de pH. Portanto, a elevada remoção de amônia e a acentuada atividade fotossintética no sistema (item 5.2.1.3) explicariam, respectivamente, a redução de alcalinidade e elevação de pH e ao longo da série de lagoas.

Aplicando-se ANOVA, seguido do teste apropriado para a verificação de diferenças entre médias (teste Tukey para distribuição normal dos dados e Kruskal-Wallis para distribuição não normal), os resultados podem ser assim resumidos: (i) a diferença entre a alcalinidade do afluente e efluente da lagoa 1 apresentou-se estatisticamente diferente apenas nos períodos 6 e 8; (ii) as lagoas 1 e 2 sempre apresentaram resultados estatisticamente equivalentes; (iii) nos períodos em que as lagoas 3 e 4 foram operadas em paralelo (períodos 5 e 6) as lagoas 2 e 4 revelaram sempre resultados estatisticamente diferentes; (iv) não ocorreram diferenças entre as lagoas 3 e 4, quando operadas em série (períodos 7, 8 e 9).

Estes resultados de testes estatísticos são de certa forma confirmados visualmente, percebendo-se alguma proximidade entre os dados de L1 e L2 e entre L3 e L4 (Figura 5.34).

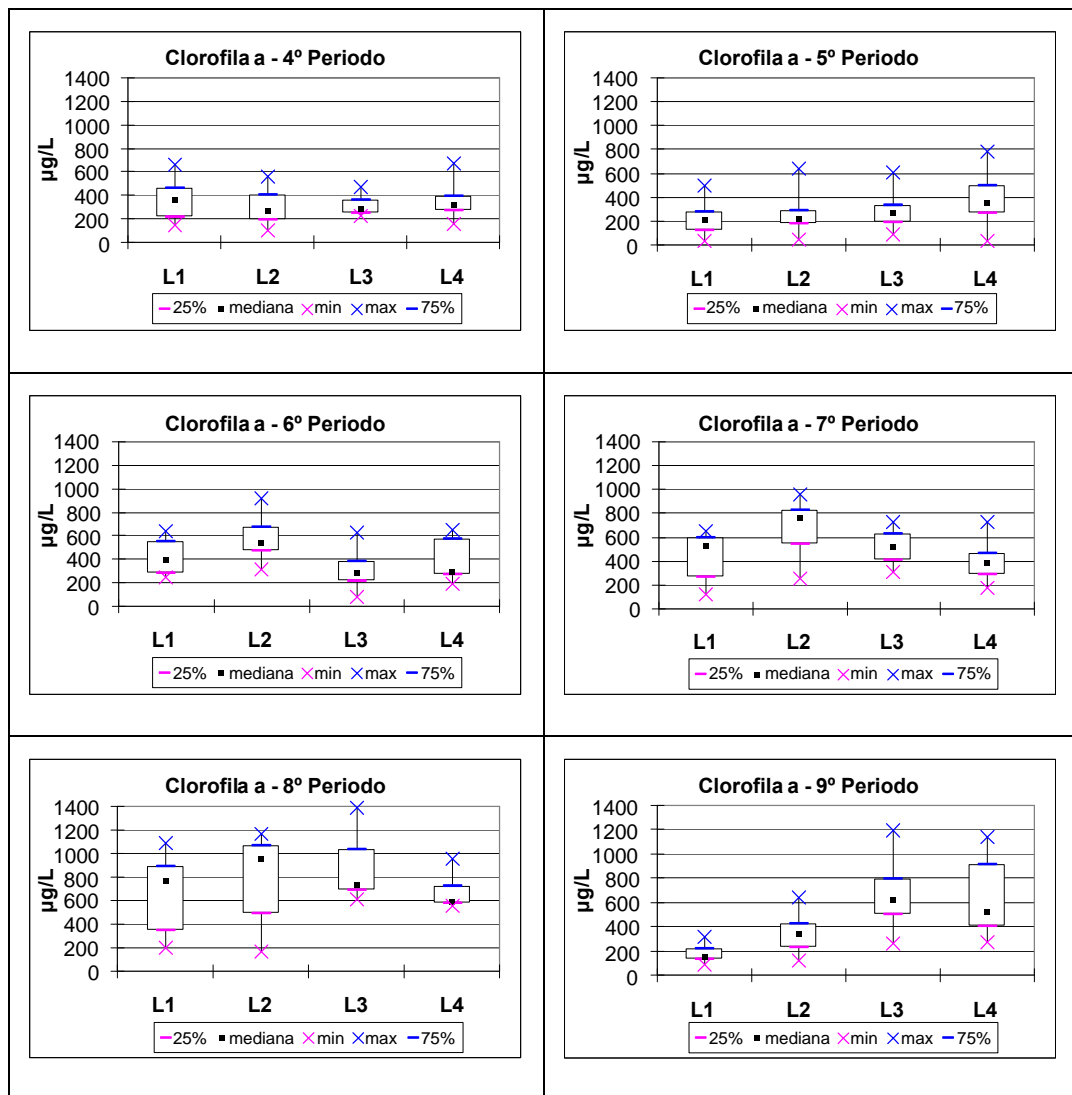


Afluente: afluente à série de lagoas, período 9 – efluente do reator UASB, demais períodos – efluente do BF. Períodos 5 e 6: lagoas 3 e 4 em paralelo; Períodos 7, 8 e 9: lagoas 3 e 4 em série

Figura 5.34 – Variação da alcalinidade na série de lagoas, períodos 5 a 9.

5.2.1.3 - Clorofila *a* e SST.

Na Figura 5.35 encontram-se as concentrações e suas variações (gráficos Box-Plot) de clorofila *a* ao longo dos períodos de monitoramento. Como referido no capítulo 3, por conta de problemas analíticos, os dados referentes aos três primeiros períodos foram descartados.



Períodos 4, 5 e 6: lagoas 3 e 4 em paralelo; Períodos 7, 8 e 9: lagoas 3 e 4 em série. Profundidade das lagoas (m): período 4 (0,90 - 0,90 - 0,70 - 0,70), período 5 (0,90 - 0,90 - 0,70 - 0,70), período 6 (0,50 - 0,40 - 0,90 - 0,90), período 7 (0,50 - 0,40 - 0,40 - 0,40), período 8 (0,70 - 0,70 - 0,40 - 0,40), período 9 (0,70 - 0,70 - 0,40 - 0,40),

Figura 5.35 – Variação da clorofila a na série de lagoas, períodos 4 a 9.

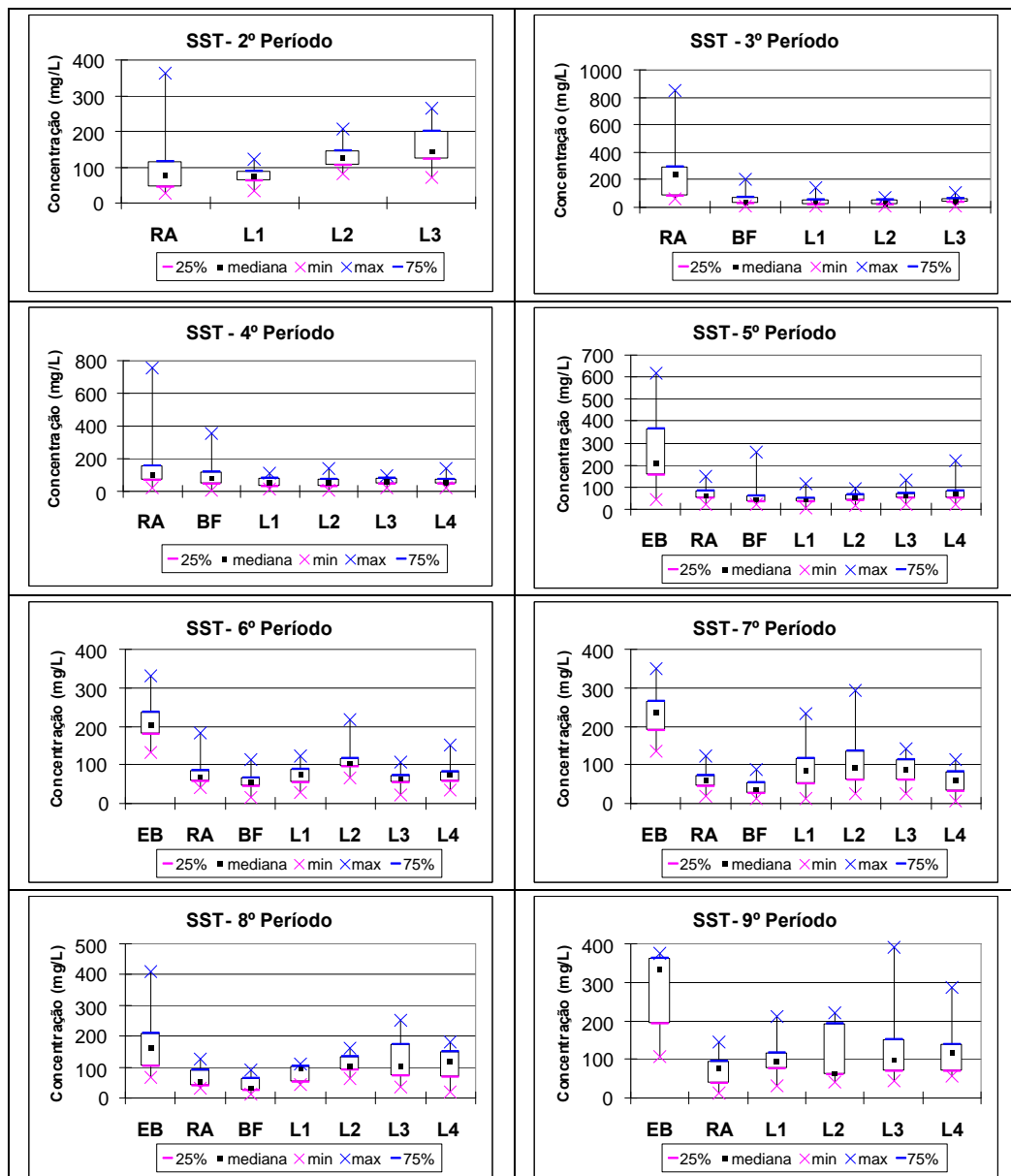
Em termos gerais, quando as lagoas 1 e 2 e as lagoas 3 e 4 são analisadas em pares, se percebe alguma correspondência entre as concentrações de clorofila *a* e as variações de profundidade: (i) valores de clorofila ligeiramente mais elevados nas lagoas 3 e 4 nos períodos 4 e 5, quando as lâminas foram reduzidas de 0,90 m (L1 e L2) para 0,70 m (L3 e L4); (ii) valores de clorofila mais baixos nas lagoas 3 e 4 no período 6, quando as lâminas foram aumentadas de 0,50 - 0,40 m (L1 e L2) para 0,90 m (L3 e L4); (iii) valores de clorofila mais baixos na lagoa 4 no período 7, quando as lâminas foram aumentadas de 0,50 - 0,40 m (L1, L2 e L3) para 0,90 m (L4); (iv) valores de clorofila mais elevados nas lagoas 3 e 4 no período 9, quando as lâminas foram reduzidas de 0,70 m (L1 e L2) para 0,40 m (L3 e L4). O período 8, de

certa forma, apresenta-se como uma exceção à regra, sendo este o período mais frio dentre os aqui considerados.

Aplicando-se testes estatísticos (ANOVA, seguida de testes de diferenças de médias), os resultados podem ser assim resumidos: (i) lagoa 1 x lagoa 2 – não há diferenças significativas; (ii) lagoa 2 x lagoa 3 – não há diferenças significativas, à exceção do período 6; (iii) lagoa 2 x lagoa 4 (nos períodos em que lagoas 3 e 4 foram operadas em paralelo - períodos 4, 5 e 6) - diferenças registradas apenas no período 5; (iv) lagoa 3 x lagoa 4 (nos períodos em que foram operadas em série) - teores de clorofila a sempre diferentes.

Em que pese os resultados das análises estatísticas pode-se perceber, visualmente, alguma proximidade entre as lagoas L1 e L2 e entre L3 e L4 (Figura 5.35).

A Figura 5.36 ilustra a variação de SST ao longo dos períodos de monitoramento. Essas análises foram iniciadas a partir do período 2, sendo que somente em meados do período 5 foram realizadas também em amostras do esgoto bruto.



EB: esgoto bruto; RA: efluente do reator UASB; BF: efluente do biofiltro.

Figura 5.36 – Variação de SST nas unidades de tratamento, períodos 2 a 9.

Na Tabela 5.9 apresenta-se um resumo dos testes de correlação (correlação não-paramétrica de Spearman) aplicados para verificar eventuais associações entre os valores de pH e OD, os teores de clorofila *a* e de SST, considerando os dados de todas as lagoas em conjunto.

Tabela 5.9 – Correlação entre os dados de clorofila *a*, pH, OD e SST no conjunto de lagoas, períodos 4 a 9.

Parâmetro	rs	p
clorofila x pH superfície	0,3230	< 0,0001
clorofila x pH ½ profundidade	0,3089	0,0002
clorofila x OD superfície	0,1209	0,0388
clorofila x OD ½ profundidade	0,1501	0,0142
clorofila x SST	0,5307	< 0,0001

rs: coeficiente de Spearman; p < 0,05: correlação estatisticamente significativa

À exceção da associação entre clorofila *a* e SST, as variáveis testadas mostram-se fracamente correlacionadas, embora, na maioria das vezes com significância estatística, o que indica a influência de outras variáveis nas correlações.

5.2.1.4 – Condutividade elétrica (CE).

As Figuras 5.37, 5.38 e 5.39 mostram as variações de CE no efluente das lagoas ao longo dos distintos períodos operacionais. Cabe ressaltar que em meados do período 5 implementou-se a determinação deste parâmetro no afluente à série de lagoas de polimento.

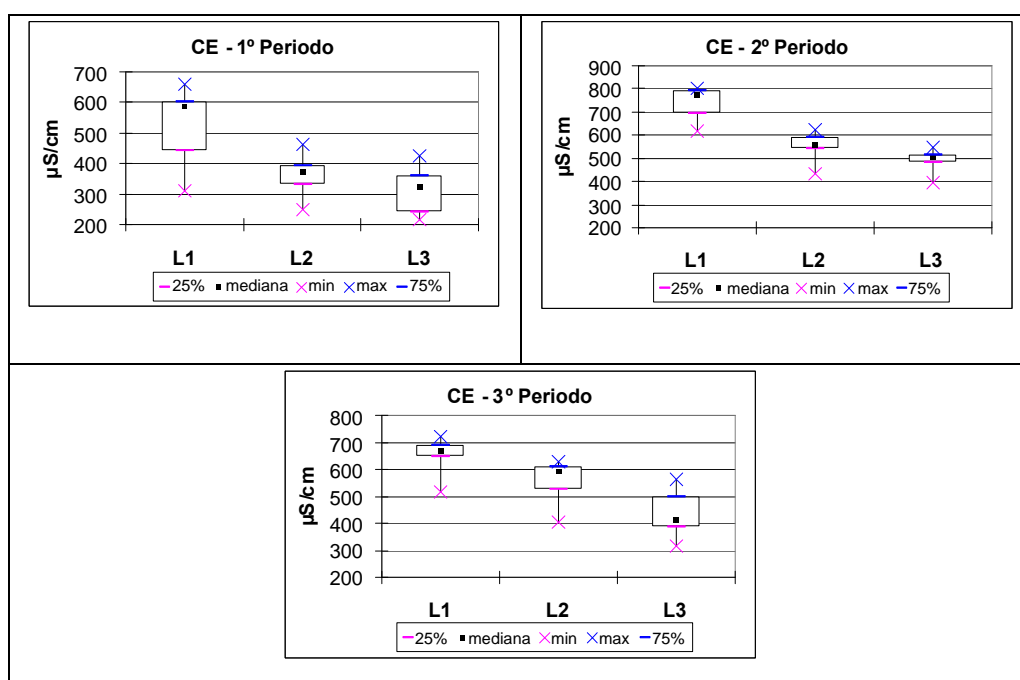
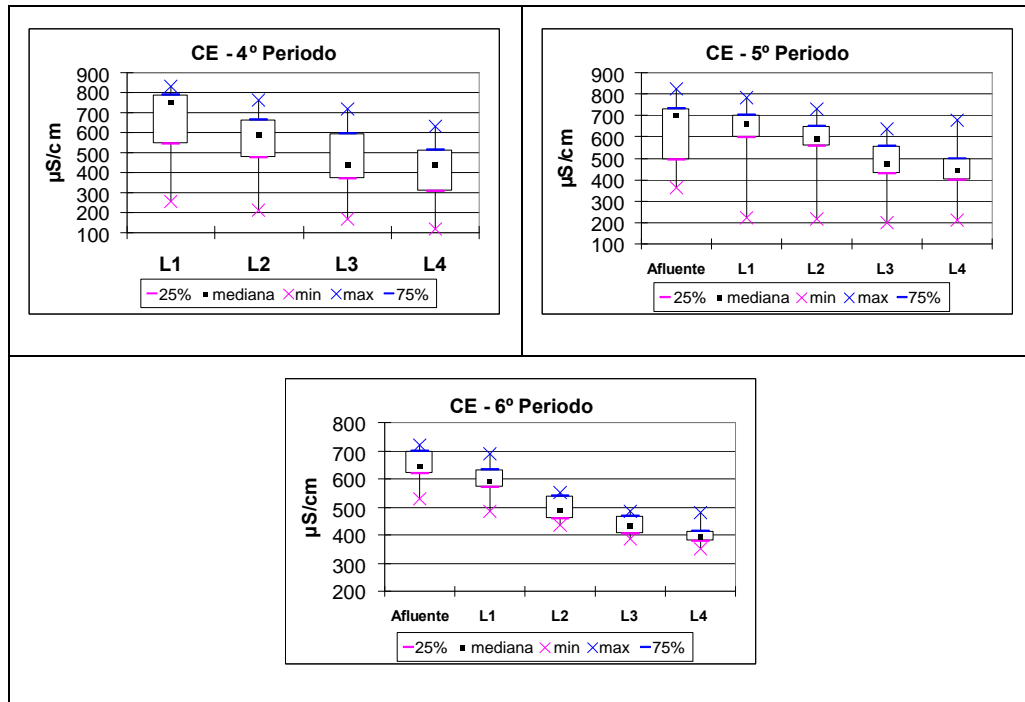
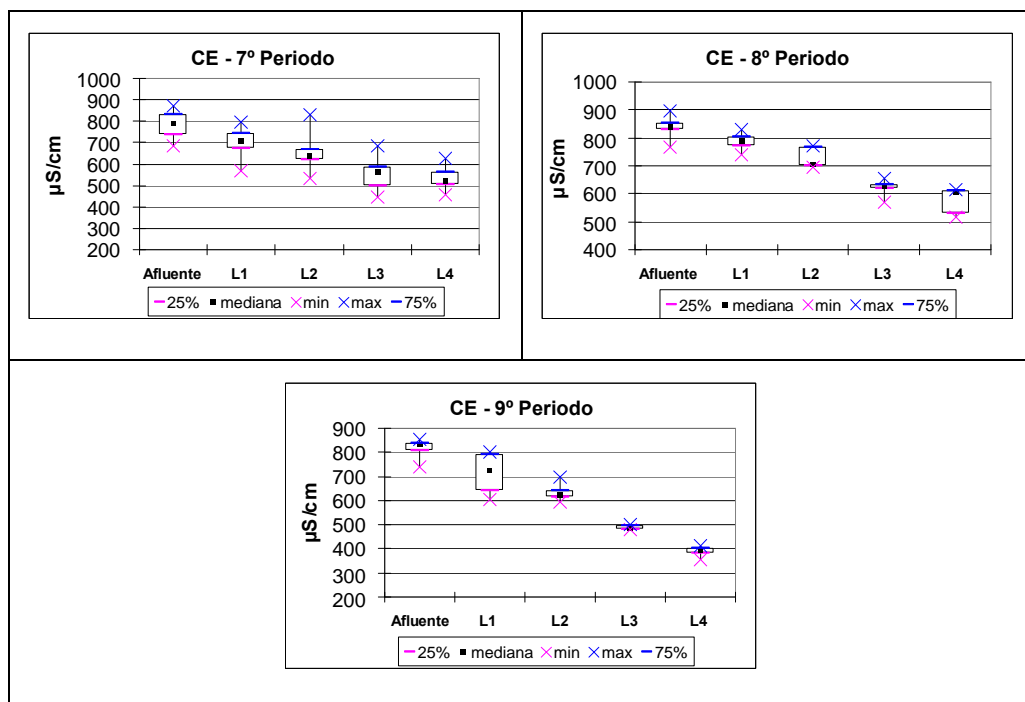


Figura 5.37 – Variação da condutividade elétrica na série de lagoas, períodos 1 a 3.



Lagoas 3 e 4 em paralelo. Afluente à série de lagoas ≡ efluente do (UASB + BF).

Figura 5.38 – Variação da condutividade elétrica na série de lagoas, períodos 4 a 6.



Lagoas 3 e 4 em série. Afluente à série de lagoas, período 9 ≡ efluente do reator UASB, demais períodos ≡ efluente do (UASB + BF).

Figura 5.39 – Variação da condutividade elétrica na série de lagoas, períodos 7 a 9.

Dos períodos nos quais foi determinada a condutividade elétrica afluente à primeira lagoa (a partir do período 5), apenas nos períodos 6 e 7 foram detectadas diferenças

estatisticamente significativas (teste Tukey) entre o afluente e o efluente desta lagoa. No restante da série de lagoas (ANOVA – teste Tukey) entre os resultados podem ser resumidos como a seguir: (i) a CE nas lagoas 1 e 2 confirmou-se estatisticamente semelhante nos períodos 4, 5, 7 e 9 e distintas nos demais períodos; (ii) nas lagoas 2 e 3 a CE revelou-se estatisticamente igual nos períodos 1, 4, 5 e 6 e distinta nos demais períodos; (iii) nos períodos em que as lagoas 3 e 4 foram operadas em paralelo (períodos 4, 5 e 6), apenas no período 4 as lagoas 2 e 4 apresentaram mesmos valores de CE; (iv) as lagoas 3 e 4 mantiveram valores de CE estatisticamente iguais em todos os períodos operacionais.

Estes resultados revelam um consistente decréscimo de atividade iônica ao longo da série de lagoas, provavelmente devido à redução de amônia (ver item 5.2.3.1), já que outros íons determinados (cálcio, magnésio e cloretos) não revelaram esta tendência (dados não incluídos nesta dissertação).

Na Tabela 5.10 apresenta-se um resumo da verificação de correlação linear (correlação de Pearson) entre a concentração de amônia e a condutividade elétrica, sendo que os resultados revelam associações relativamente fortes e estatisticamente significativas. Nota-se ainda que, com exceção da lagoa 4, à medida que se avança na série de lagoas, mais forte é a correlação entre esses parâmetros.

Tabela 5.10 – Correlação entre os dados de amônia e condutividade elétrica na série de lagoas.

Série de lagoas	r	p
Lagoa 1	0,5729	0,0001
Lagoa 2	0,7006	0,0001
Lagoa 3	0,7266	0,0001
Lagoa 4	0,6751	0,0001
Conjunto de lagoas	0,7693	0,0001

r: coeficiente de Pearson; p < 0,05: correlação estatisticamente significativa

5.2.1.5 – Síntese das observações sobre a caracterização dos ambientes aquáticos no sistema de lagoas.

Em que pese alguma similaridade observada na qualidade da água entre as duas primeiras e as duas últimas lagoas, em geral, os efluentes das lagoas em série confirmaram-se como estatisticamente diferentes. Em outras palavras, há nítidos ganhos de qualidade da água ao longo da série de lagoas, em termos, por exemplo, de

maiores teores de OD e clorofila e menores valores de alcalinidade e condutividade elétrica.

Mesmo a lagoa 1, que recebe maiores cargas orgânicas manteve, em geral, boas condições de oxigenação.

Os valores de pH mantiveram-se sempre acima de 7,0 em toda a coluna líquida e, à meia profundidade, acima de 7,5. Os valores médios à meia profundidade foram: 7,6 (lagoa 1), 7,8 (lagoa 2), 8,2 (lagoa 3) e 8,4 (lagoa 4).

Reúnem-se indícios de que, nas três primeiras lagoas, a profundidade (nas faixas testadas neste estudo) exerceria pouca influência sobre o pH. Medido à superfície e à meia profundidade, registram-se os seguintes incrementos médios de pH na série de lagoas: (i) lagoa 1 para a lagoa 2: 3 - 5%; (ii) lagoa 2 para lagoa 3: 5 - 7%; (ii) lagoa 3 para lagoa 4: sem incremento - 2%.

5.2.2 – Remoção de matéria orgânica

5.2.2.1 – Remoção de DBO e DQO no sistema de lagoas.

Na Tabela 5.11 encontram-se as taxas de aplicação superficiais (kg DBO₅ / ha.d) sobre o sistema de lagoas ao longo de todo o período de estudo.

Tabela 5.11 – Taxa de aplicação superficial na série de lagoas, média e desvio padrão (kg DBO / ha.d).

Períodos operacionais ⁽¹⁾	L1 ⁽²⁾	L2 ⁽²⁾	L3 ⁽²⁾	L4 ⁽²⁾
1 (n =22) ⁽³⁾	106 (74)	78 (58)	36 (26)	-
2 (n =11) ⁽³⁾	122 (35)	68 (21)	54 (13)	-
3 (n = 9) ⁽⁴⁾	58 (16)	36 (9)	28 (6)	-
4 (n = 21) ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	175 (81)	87 (33)	33 (15)	33 (15)
5 (n = 28) ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	72 (34)	47 (23)	23 (11)	23 (11)
6 (n = 8) ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	36 (11)	23 (12)	12 (3)	14 (7)
7 (n = 16) ⁽⁴⁾⁽⁶⁾	41 (15)	31 (14)	30 (15)	33 (10)
8 (n = 6) ⁽⁴⁾⁽⁶⁾	35 (22)	27 (11)	34 (20)	32 (17)
9 (n = 7) ⁽³⁾⁽⁶⁾	34 (25)	30 (16)	31 (15)	26 (15)

(1) n= número de amostras; (2) valores entre parênteses: desvio-padrão; (3) sistema de lagoas recebendo o efluente do UASB; (4) sistema de lagoas recebendo o efluente do UASB+ BF; (5) lagoas 3 e 4 em paralelo; (6) lagoas 3 e 4 em série.

Nos períodos 1 e 2 e 9, em tese, o sistema de lagoas seria classificável como de polimento e, nos demais, de maturação, por receber, respectivamente, o efluente do UASB e do sistema UASB + BF. De fato, nos períodos 1 e 2, a primeira lagoa recebe taxas de aplicação superficial típicas de lagoas facultativas. Não obstante, no período 4, já com o BF instalado, a taxa de aplicação superficial à primeira lagoa (devido ao incremento de vazão) é também típica de lagoas facultativas e, no período 9, quando o sistema volta a receber diretamente o efluente do UASB, a taxa de aplicação superficial à lagoa 1 é típica de lagoas de maturação. Ao longo dos períodos de estudo observa-se uma tendência geral decrescente das taxas de aplicação superficial às lagoas; isto, em parte, se deve às variações de vazão (ver Tabela 4.1) e de concentração do esgoto bruto, mas também a um rigor crescente de controle operacional e, portanto, de desempenho, do conjunto UASB + BF, principalmente do reator UASB.

Em toda esta análise das taxas de aplicação superficial ao longo do sistema de lagoas, há que se fazer a ressalva de que da segunda lagoa em diante os valores embutem grande influência das algas (DBO particulada) do efluente da lagoa precedente.

As variações das concentrações de $DBO_{5\text{ total}}$, DQO_{total} e DQO_{filtrada} ao longo das unidades de tratamento apresentam-se resumidas em gráficos box-plot, nas Figuras 5.40 e 5.41 e 5.42, respectivamente. Nas Tabelas 5.12, 5.13 e 5.14 resumem-se respectivamente os dados de $DBO_{5\text{ total}}$, DQO_{total} e DQO_{filtrada} , em termos de médias e desvios-padrão.

Tabela 5.12 – Concentração de DBO total (mg / L) ao longo do tratamento, média e desvio padrão.

Período operacional ⁽¹⁾	EB ⁽²⁾	UASB ⁽²⁾	BF ⁽²⁾	L1 ⁽²⁾	L2 ⁽²⁾	L3 ⁽²⁾	L4 ⁽²⁾
1 (n =22) ⁽³⁾	345 (122)	111 (77)	NA	82 (61)	37 (27)	17 (5)	NA
2 (n =11) ⁽³⁾	405 (109)	96 (27)	NA	54 (16)	43 (10)	31 (9)	NA
3 (n =9) ⁽⁴⁾	264 (53)	89 (36)	46 (13)	28 (7)	22 (5)	16 (4)	NA
4 (n =21) ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	337 (103)	80 (31)	66 (30)	32 (11)	25 (9)	26 (9)	23 (10)
5 (n =28) ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	294 (122)	49 (16)	28 (13)	24 (10)	24 (7)	26(10)	26 (7)
6 (n =8) ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	242 (101)	58 (18)	38 (12)	24 (13)	25 (6)	21 (6)	20 (8)
7 (n =16) ⁽⁴⁾⁽⁶⁾	278 (62)	58 (18)	43 (15)	33 (13)	31 (16)	34 (11)	34 (15)
8 (n =6) ⁽⁴⁾⁽⁶⁾	328 (63)	58 (5)	37 (17)	28 (6)	35 (17)	34 (7)	38 (18)
9 (n =7) ⁽³⁾⁽⁶⁾	261 (117)	35 (24)	NA	31 (13)	33 (12)	25 (11)	20 (7)

(1) n = número de amostras; (2) valores entre parênteses: desvio-padrão; (3) sistema de lagoas recebendo o efluente do UASB; (4) sistema de lagoas recebendo o efluente do UASB + BF; (5) lagoas 3 e 4 em paralelo; (6) lagoas 3 e 4 em série; NA: não se aplica.

Tabela 5.13 – Concentração de DQO total (mg / L) ao longo do tratamento, média e desvio padrão.

Período operacional ⁽¹⁾	EB ⁽²⁾	UASB ⁽²⁾	BF ⁽²⁾	L1 ⁽²⁾	L2 ⁽²⁾	L3 ⁽²⁾	L4 ⁽²⁾
1 (n=22) ⁽³⁾	657 (313)	282 (271)	NA	255 (243)	154 (88)	98 (46)	NA
2 (n=10) ⁽³⁾	765 (189)	251 (84)	NA	225 (69)	234 (68)	277 (66)	NA
3 (n=9) ⁽⁴⁾	627 (252)	438 (317)	178 (86)	168 (37)	139 (39)	143 (47)	NA
4 (n=22) ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	771 (272)	229 (190)	196 (88)	144 (49)	143 (61)	137 (41)	153 (45)
5 (n=30) ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	702 (216)	198 (97)	137 (48)	113 (41)	116 (39)	156 (52)	175 (65)
6 (n=11) ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	712 (240)	216 (88)	150 (62)	176 (46)	235 (58)	143 (46)	174 (36)
7 (n=13) ⁽⁴⁾⁽⁶⁾	784 (273)	215 (98)	188 (151)	180 (138)	223 (179)	195 (93)	194 (123)
8 (n=7) ⁽⁴⁾⁽⁶⁾	728 (244)	251 (81)	162 (38)	157 (48)	181 (49)	238 (94)	194 (96)
9 (n=7) ⁽³⁾⁽⁶⁾	463 (235)	102 (51)	NA	183 (120)	192 (111)	195 (61)	220 (88)

(1) n = número de amostras; (2) valores entre parênteses: desvio-padrão; (3) sistema de lagoas recebendo o efluente do UASB; (4) sistema de lagoas recebendo o efluente do UASB + BF; (5) lagoas 3 e 4 em paralelo; (6) lagoas 3 e 4 em série; NA: não se aplica.

Tabela 5.14 – Concentração de DQO filtrada (mg / L) nas unidades de tratamento, média e desvio padrão.

Período operacional ⁽¹⁾	L1 ⁽²⁾	L2 ⁽²⁾	L3 ⁽²⁾	L4 ⁽²⁾
1	NR	NR	NR	NA
2 (n=9) ⁽³⁾	106 (35)	83 (27)	77 (29)	NA
3 (n=9) ⁽⁴⁾	76 (36)	70 (27)	88 (29)	NA
4 (n=22) ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	79 (28)	73 (23)	69 (22)	80 (31)
5 (n=26) ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	67 (30)	61 (23)	63 (24)	71 (31)
6 (n=10) ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	55 (21)	50 (22)	49 (13)	56 (20)
7 (n=11) ⁽⁴⁾⁽⁶⁾	45 (22)	36 (17)	45 (26)	61 (32)
8 (n=7) ⁽⁴⁾⁽⁶⁾	59 (27)	64 (26)	68 (28)	74 (21)
9 (n=5) ⁽³⁾⁽⁶⁾	53 (27)	61 (27)	59 (24)	64 (27)

(1) n = número de amostras; (2) valores entre parênteses: desvio-padrão; (3) sistema de lagoas recebendo o efluente do UASB; (4) sistema de lagoas recebendo o efluente do UASB + BF; (5) lagoas 3 e 4 em paralelo; (6) lagoas 3 e 4 em série; NR: não realizado; NA: não se aplica.

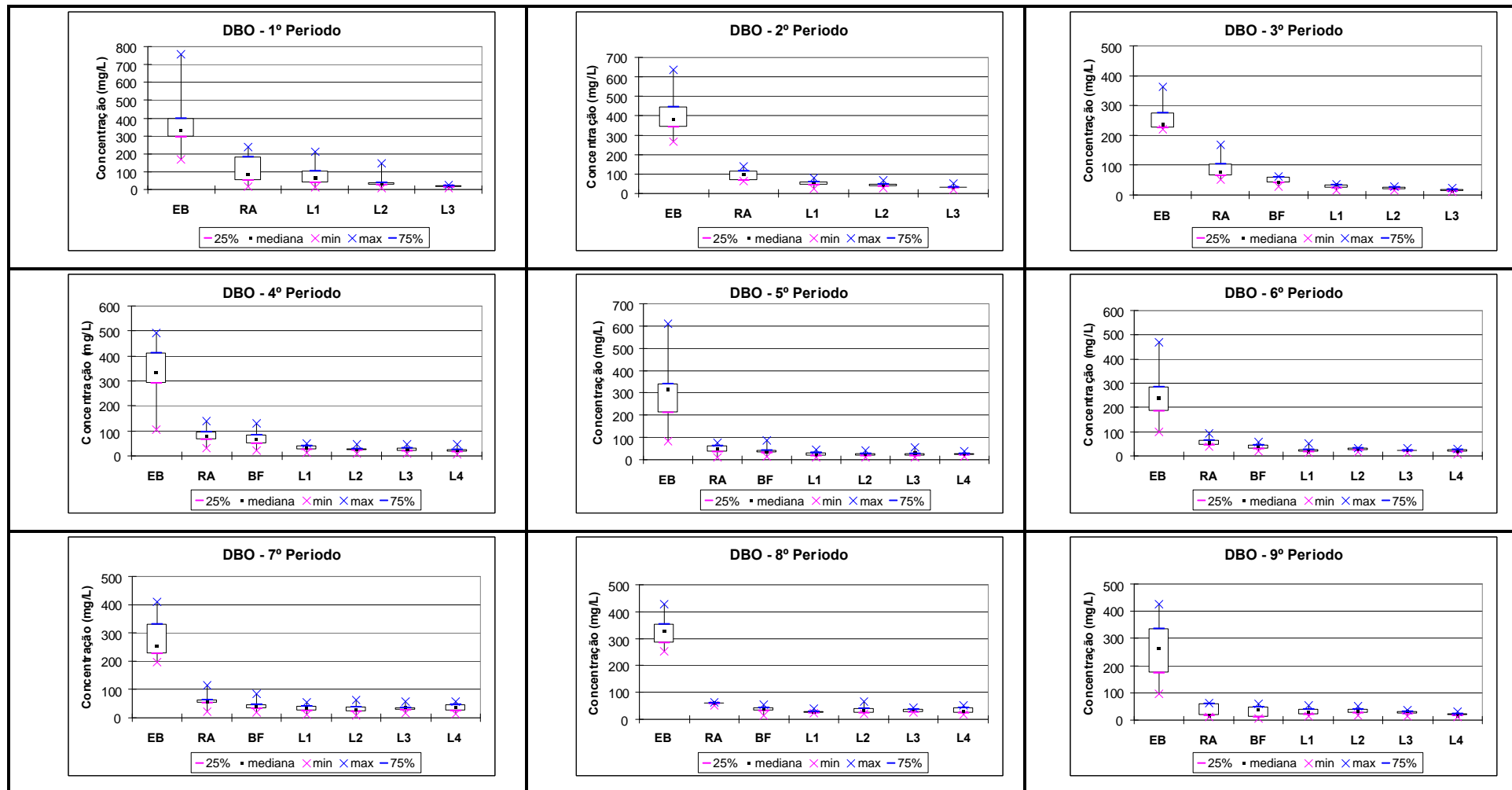


Figura 5.40 – Variação da concentração de $DBO_{5\text{ total}}$ ao longo do sistema de tratamento e dos períodos operacionais.

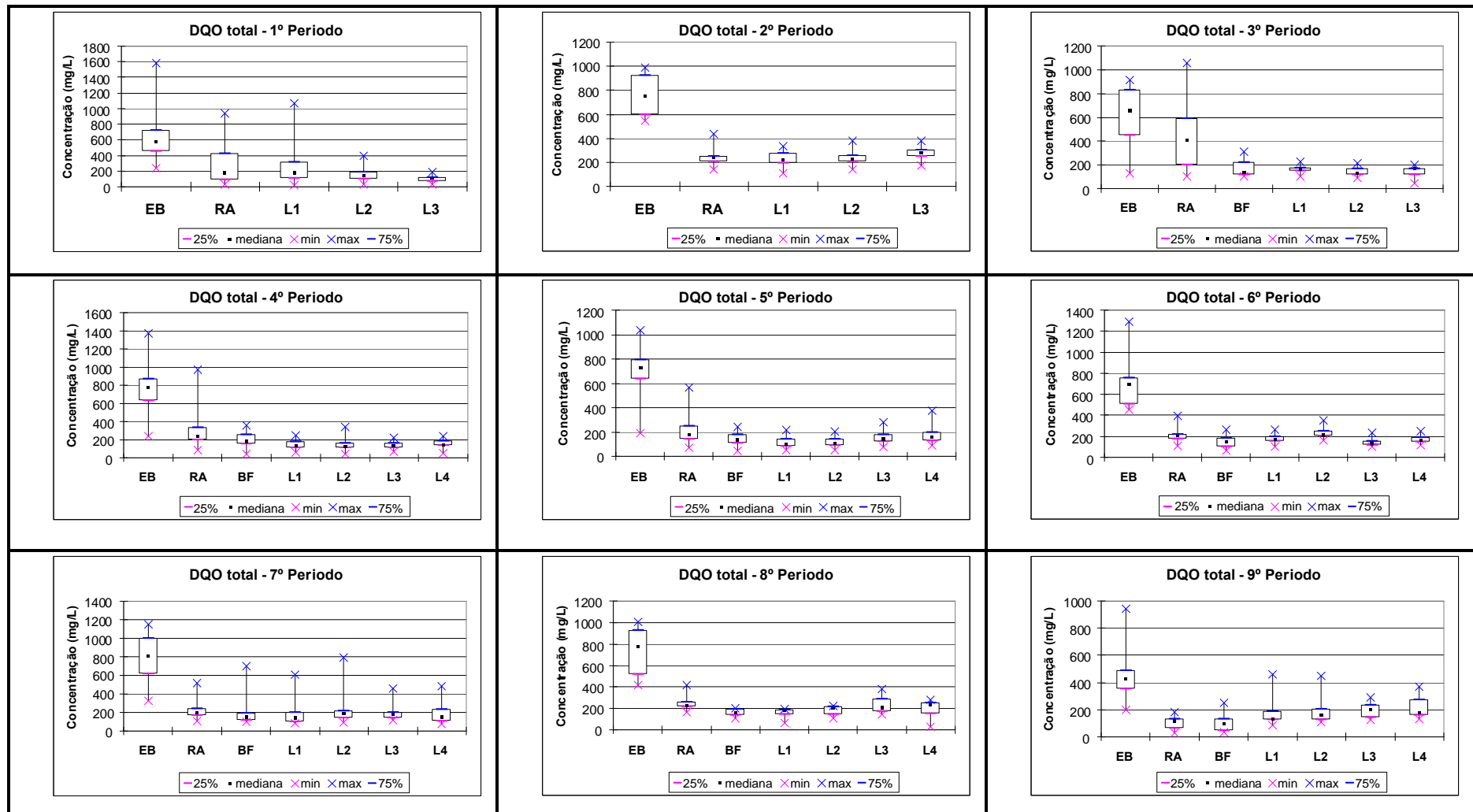


Figura 5.41 – Variação da concentração de DQO_{total} ao longo do sistema de tratamento e dos períodos operacionais.

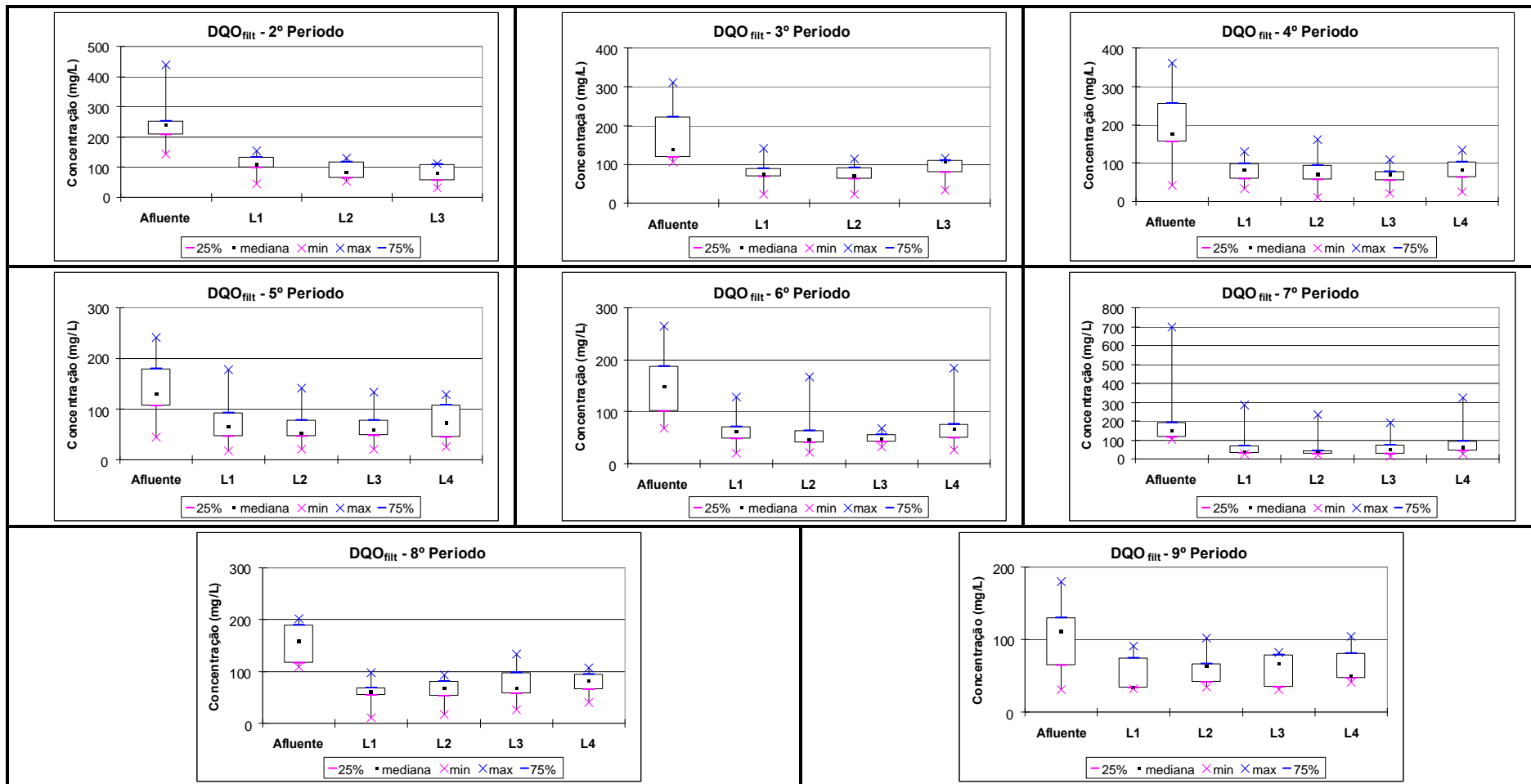


Figura 5.42 – Variação da concentração de DQO_{filtrada} ao longo do sistema de tratamento e dos períodos operacionais.

Como já registrado no item 5.1.1, o reator UASB apresentou remoção de DQO e DBO entre 60% - 70% e 70% - 80%, respectivamente; o BF contribui com remoção adicional de DQO de 20% - 40% e de DBO de 20% - 30%. Assim, é de se esperar que a matéria orgânica residual afluyente ao sistema de lagoas já não seja de tão fácil biodegradabilidade. Por sua vez, é preciso ressaltar que os valores de DBO_5 total e DQO_{total} no sistema de lagoas incluem frações relativamente elevadas (35 a 50%) de material particulado, constituído predominantemente de microalgas (CAVALCANTI *et al.*, 2001).

Durante quase todo o período de monitoramento, a primeira lagoa parece cumprir um papel de remoção complementar de matéria orgânica e, julgando pelos valores médios efluentes, contribui aproximadamente com uma remoção de 12% a 50% de DBO_{total} e de 50% a 60% de $DQO_{filtrada}$ (Tabelas 5.12 e 5.14).

Aplicando testes estatísticos (ANOVA seguida de teste Tukey) para os dados observados no conjunto de lagoas, pode-se verificar que a lagoa 1 efetivamente contribuiu para remoção complementar de DBO_{total} apenas nos períodos 3 e 5 e para a remoção de DQO filtrada em todos os períodos, à exceção do período 9 (ou seja, foram registradas diferenças estatisticamente significativas entre as concentrações afluentes e efluentes). As demais unidades da série não contribuíram com remoção adicional, tanto em termos de DBO, quanto de DQO filtrada.

Cavalcanti *et al.* (2001) sugerem que as concentrações de DBO_5 e DQO totais em efluentes finais de lagoas de polimento dificilmente alcançam valores abaixo de 30 mg DBO_5 / L e 60 mg DQO / L. Isto é de certa forma confirmado neste estudo, com o adendo de que a $DQO_{filtrada}$ também dificilmente alcançou concentrações inferiores a 60 mg DQO / L.

Entretanto, os resultados devem ser analisados também sob outro prisma, ou seja, não somente sob a perspectiva de se as lagoas contribuem ou não para a remoção complementar de matéria orgânica. Pode ser observado que já com o efluente da lagoa 1 (à exceção do período 1 e 2) o impacto ambiental do lançamento em corpos receptores é bastante minimizado – por exemplo, o padrão de lançamento da legislação do estado de Minas Gerais já é atendido (60 mg/L) (MINAS GERAIS, 1987). Neste sentido, o sistema em estudo manteve, sempre, 100% de atendimento ao referido padrão a partir da terceira lagoa; na lagoa 2 um pequeno percentual de atendimento inferior a 100% foi registrado nos períodos 1, 2, 7 e 8, respectivamente, 95%, 91%, 87% e 83%; a lagoa 1 apresentou, ao longo de cerca de cinco anos de

operação, um efluente com DBO superior a 60 mg/L em cerca de 50% e 30% do tempo (referentes aos períodos 1 e 2 respectivamente).

No intuito de melhor explicar estes resultados, foram realizados testes de correlação (correlação de Spearman – dados não-paramétricos) entre a taxa de aplicação superficial de DBO e a concentração efluente de DBO em cada lagoa. Os resultados dos coeficientes de correlação encontrados podem ser resumidos como: (i) lagoa 1: $r = 0,4317$; (ii) lagoa 2: $r = 0,2324$; (iii) lagoa 3: $r = 0,2765$; (iv) lagoa 4: $r = 0,3750$; (v) todas as lagoas: $r = 0,3649$. Ou seja, as correlações entre taxa de aplicação superficial e remoção de DBO são, em geral, fracas e decrescentes ao longo da série de lagoas (com exceção da lagoa 4, a qual foi operada em paralela e em série), mas de alguma forma mais nítidas para a lagoa 1. Isto se explicaria pelas taxas de aplicação superficial mais elevadas e variadas na lagoa 1 e o contrário nas demais lagoas da série.

5.2.2.2 – Coeficientes de remoção de DBO (K_{DBO}) no sistema de lagoas.

A Tabela 5.15 apresenta os valores médios de coeficiente de remoção de matéria orgânica (K_{DBO}) ao longo das lagoas e nos distintos períodos operacionais, admitindo o regime de fluxo disperso; nestes cálculos, o número de dispersão foi estimado como $d = 1 / (L / B)$ (L = comprimento, B = largura) (von SPERLING, 2002).

Na quase totalidade dos períodos observados, o coeficiente de remoção de matéria orgânica tende a diminuir ao longo da série de lagoas. Testes de correlação (Correlação de Spearman – dados não-paramétricos) entre as taxas de aplicação superficial e os valores de K_{DBO} em cada lagoa de série revelaram os seguintes resultados: (i) lagoa 1: $r = 0,2646$ ($p = 0,0080$); (ii) lagoa 2: $r = 0,2417$ ($p = 0,0352$); (iii) lagoa 3: $r = 0,2062$ ($p = 0,0522$); (iv) lagoa 4: $r = -0,0288$ ($p = 0,4286$); (v) todas as lagoas: $r = 0,2961$ ($p = 0,0000$). De forma consistente com o já observado para a associação entre taxa de aplicação superficial (L_s) e concentração efluente de DBO, a correlação $L_s \times K_{DBO}$ é, em geral, fraca.

Brito (1997) encontrou valores de $K_{20\ DBO}$ (referente a DBO solúvel efluente) bem superiores aos desse estudo (valor médio de $0,36\ d^{-1}$), porém há que se registrar que seu experimento (Itabira - MG) foi conduzido sob condições bem distintas de taxa de aplicação superficial, com valores mínimo, máximo e médio de $93\ kg / ha . d$,

262 kg / ha . d e 776 kg / ha . d. Além disso, há que se considerar que os valores calculados no presente trabalho referem-se à DBO total e não à DBO solúvel.

Tabela 5.15 – Coeficientes de remoção de matéria orgânica ($K_{20\text{ DBO total}}$), valores médios ⁽¹⁾ na série de lagoas (d^{-1}).

Período operacional ⁽²⁾	L1	L2	L3	L4
1 (n =12)	0,079	0,074	0,059	-
2 (n =8)	0,112	0,063	0,046	-
3 (n =6)	0,107	0,052	0,148	-
4 (n =141) ⁽³⁾	0,286	0,125	0,032	0,051
5 (n =12) ⁽³⁾	0,190	0,099	0,016	0,059
6 (n =5) ⁽³⁾	0,101	0,108	0,039	0,048
7 (n =7) ⁽⁴⁾	0,165	0,113	0,031	0,070
8 (n =3) ⁽⁴⁾	0,097	0,044	0,025	0,071
9 (n =4) ⁽⁴⁾	0,087	0,061	0,080	0,056 ⁽⁵⁾
Média	0,136	0,082	0,052	0,066

⁽¹⁾ média dos valores de K_T computados para cada evento de amostragem e convertidos para 20°C. ⁽²⁾ n = número de amostras; ⁽³⁾ lagoas 3 e 4 em paralelo; ⁽⁴⁾ lagoas 3 e 4 em série; ⁽⁵⁾ computados apenas os períodos em que as lagoas 3 e 4 foram operadas em série.

Para o cálculo de K_{20} em lagoas facultativas (fluxo disperso), von Sperling (2002) cita as já bem consolidadas relações empíricas de Arceivala (Equação 3.7) e Vidal (Equação 3.8) e registra que dados experimentais de uma lagoa facultativa como pós-tratamento de efluente de UASB bem se ajustaram a ambos os modelos.

Trabalhando com os valores médios de taxas de aplicação superficial de DBO e coeficientes de remoção, os dados experimentais não revelaram uma associação muito forte (Equação 5.3).

$$K = 0,0361 + (1,0 \times 10^{-3} \times Ls) \quad (R^2 = 0,4333) \quad (5.3)$$

Com a devida ressalva de que os valores de K_{DBO} calculados no presente trabalho referem-se a DBO total, os dados experimentais parecem melhor se ajustar ao modelo proposto por Arceivala (Equação 3.7) do que ao de Vidal (Equação 3.8) (Figuras 5.43, 5.44 e 5.45), apesar dos valores do coeficiente de ajuste 'd' (que expressa o afastamento dos valores estimados em relação aos observados) terem sido muito próximos nos dois casos ($d = 0,76$ e $d = 0,75$, respectivamente)

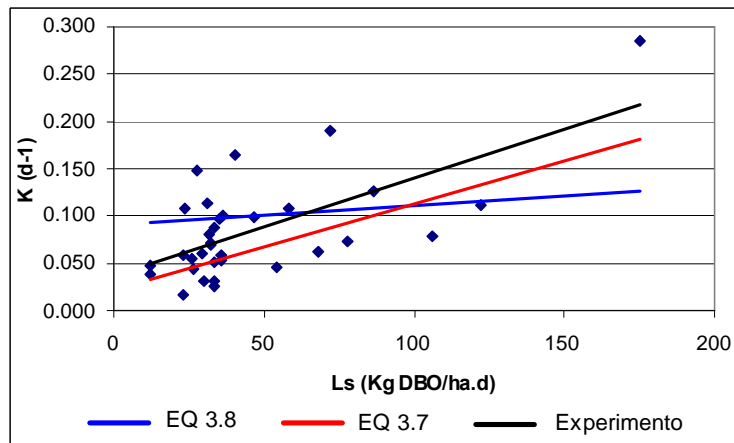


Figura 5.43 – Coeficiente de remoção de DBO₅ (K₂₀) em função da taxa de aplicação superficial, de acordo com os modelos de Arceivala e Vidal e com dados experimentais.

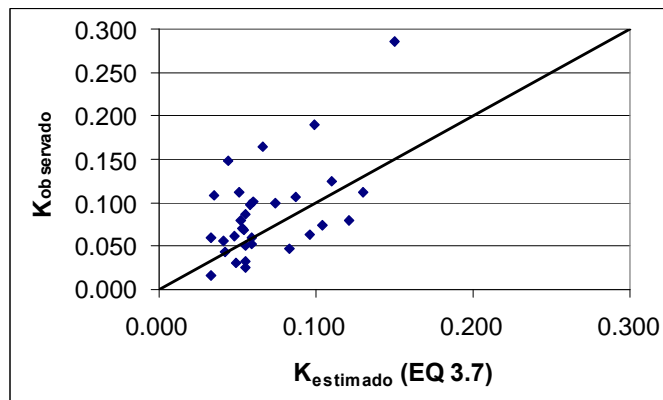


Figura 5.44 – Coeficiente de remoção de DBO₅ (K₂₀), valores segundo o modelo de Arceivala x valores observados, médias referentes a cada período operacional, Viçosa - MG, 2001 – 2007

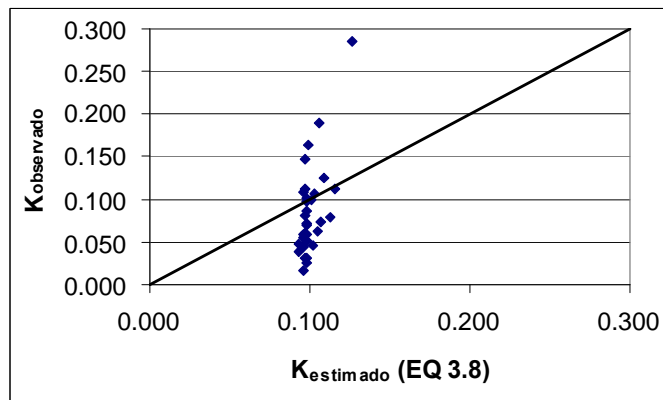


Figura 5.45 – Coeficiente de remoção de DBO₅ (K_{20}), valores segundo o modelo de Vidal x valores observados, médias referentes a cada período operacional, Viçosa - MG, 2001 – 2007.

5.2.2.3 – Síntese das observações sobre remoção de matéria orgânica no sistema de lagoas.

A primeira lagoa recebeu taxas de aplicação superficial médias entre 34 - 175 kg DBO ha⁻¹.d⁻¹, portanto, oscilando entre valores típicos de lagoas facultativas, de polimento e de maturação. Independentemente disso e da terminologia que se queira, importante é o registro de que a primeira lagoa e, de resto toda a série, bem absorveu as oscilações de desempenho do sistema de pré-tratamento (UASB + BF) e cumpriu um papel de remoção adicional de matéria orgânica entre 12% a 50% de DBO_{total} e de 50% a 60% de DQO_{filtrada}.

O padrão de lançamento da legislação do estado de Minas Gerais já é atendido (60 mg /L), na maioria das vezes, no efluente da primeira lagoa e, quando não, no da segunda. A terceira e a quarta lagoas praticamente não atuam na remoção de DBO e DQO.

Foram calculados os coeficientes de remoção de DBO total, apresentando os seguintes valores médios: 0,136 d⁻¹ (lagoa 1); 0,082 d⁻¹ (lagoa 2); 0,059 d⁻¹ (lagoas 3 e 4). Estimam-se, portanto, decréscimos de cerca 40% ao longo de cada unidade da série até a lagoa 3.

Obteve-se uma equação para a estimativa do coeficiente de remoção DBO total em função da taxa de aplicação superficial, ainda que com um ajuste estatístico apenas razoável ($R^2 = 0,43$), equivalente, em termos de aplicabilidade, a outros modelos disponíveis na literatura.

5.2.3. – Remoção de nitrogênio

5.2.3.1. Remoção de amônia

A Figura 5.46 ilustra a variação da concentração de amônia total expressa em gráficos Box-Plot e a Tabela 5.16 apresenta valores médios e desvio padrão, na série de lagoas ao longo de todo o período de operação do sistema (2001 - 2007). Na Tabela 5.17, apresentam-se dados de remoção de amônia, levando em consideração a concentração média afluyente e efluente na série de lagoas ao longo dos períodos operacionais.

Como esperado, tem-se um incremento da concentração de amônia no efluente do reator UASB ($\approx 86\%$), permanecendo esta, entretanto, praticamente inalterada no efluente do biofiltro.

Em todo o período de estudo, há um decréscimo gradual de concentração de amônia ao longo da série de lagoas. Os melhores resultados em termos de qualidade do efluente final foram obtidos nos períodos 1, 2 e 9, coincidentes com os maiores valores médios de pH no efluente das lagoas (Tabela 5.5).

Em termos de percentual de atendimento ao padrão de lançamento estabelecido na Resolução Conama nº 357 / 2005 ($20 \text{ mg NH}_3 / \text{L}$) (BRASIL, 2005), o seguinte resumo pode ser apresentado: (i) lagoa 1 - apenas no período 1, em 65% dos dados; (ii) lagoa 2 - 100% nos períodos 1 e 2, 90% no período 9 e menos de 50% nos demais períodos; (iii) lagoa 3 - 100% nos períodos 1, 2 e 3 e 90% no período 9; (iv) lagoa 4, quando instalada em série - 100% nos períodos 8 e 9 e 90% no período 7.

Nos períodos 1, 2 e 9, até a terceira lagoa da série, o sistema forneceu como concentração final valores abaixo de $2,0 \text{ mg / L}$ (45% dos dados para os períodos 1 e 2 e 33% no período 9) e $5,0 \text{ mg / L}$ (86%, 100% e 67% dos dados nos períodos 1, 2 e 9, respectivamente)⁴.

⁴ $2 \text{ mg NH}_3 / \text{L}$: valor considerado para a prática da piscicultura (TAVARES, 1994); $5 \text{ mg NH}_3 / \text{L}$: padrão de lançamento estabelecido na Resolução Conama nº 20 / 86 (BRASIL, 1986).

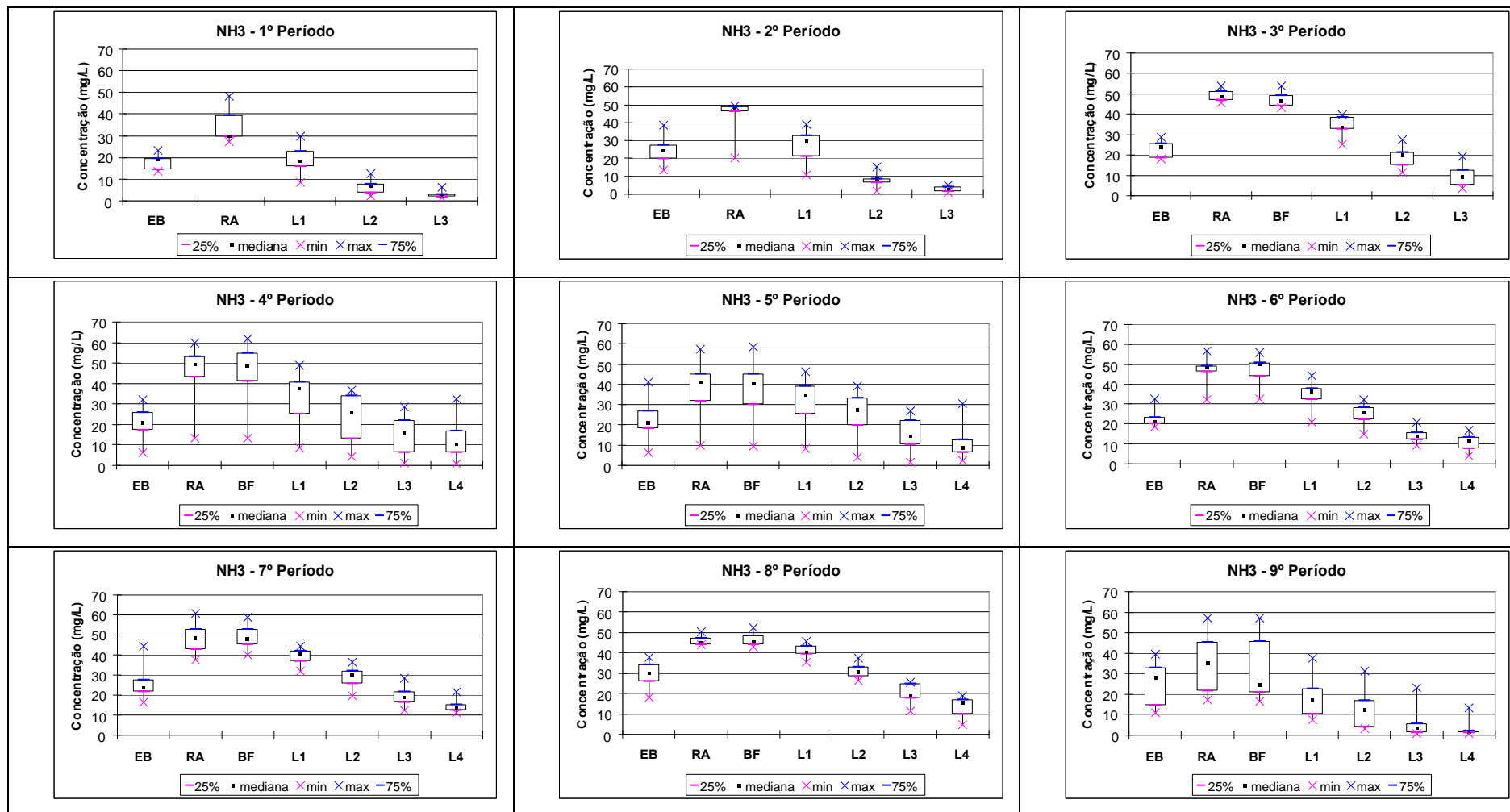


Figura 5.46 – Variação da concentração de amônia ao longo do sistema de tratamento e dos períodos operacionais.

Os maiores tempos de detenção hidráulica (TDH) acumulados até a terceira lagoa foram observados nos períodos 1, 2 e 6. Entretanto, no período 6, houve um aumento progressivo de lâmina na série de lagoas, o que pode ter provocado uma queda de eficiência na remoção de amônia (Tabela 5.17).

Somente a partir do 7º período a lagoa 4 entrou em operação em série com as demais, alcançando excelentes resultados no período 9, quando 72% e 86% dos dados observados mantiveram-se abaixo de 2,0 mg/L e 5,0 mg/L, respectivamente. É importante observar que nesse período o TDH acumulado até a quarta lagoa da série (22,6 dias) foi inferior ao acumulado até a terceira lagoa da série no período 1 (28,2 dias); portanto, poder-se-ia especular que as lâminas mais baixas nas lagoas 3 e 4 favoreceram a elevada eficiência de remoção (Tabela 5.17), muito embora isto não tenha sido verificado no período 8, com igual configuração. Neste particular, vale também destacar que a drástica redução de lâmina da lagoa 3 no período 3 (0,30 m), em nada comprometeu o desempenho desta unidade, muito pelo contrário (Tabela 5.17). As melhores eficiências na lagoa 3 e 4 em menores profundidades ocorreram apenas em períodos mais quentes (com destaque para o período 9), associados também a valores mais elevados de pH (ver Tabela 5.5).

Tabela 5.16 – Concentração de amônia total (mg /L) ao longo do sistema de tratamento, média e desvio padrão.

Período operacional (1)	EB (2)	UASB (2)	BF (2)	L1 (2)	L2 (2)	L3 (2)	L4 (2)
1 (n =12) ⁽³⁾	17,9 (3,9)	34,8 (9,0)	NA	19,2 (6,7)	6,3 (3,0)	2,7 (1,5)	NA
2 (n =11) ⁽³⁾	24,2 (7,4)	44,6 (9,0)	NA	27,2 (9,2)	8,1 (3,4)	2,8 (1,4)	NA
3 (n =9) ⁽⁴⁾	22,8 (4,2)	48,9 (2,8)	46,9 (3,5)	33,4 (5,4)	19,2 (5,2)	9,3 (5,2)	NA
4 (n =22) ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	21,1 (6,6)	44,6 (13,3)	44,4 (13,6)	33,1 (11,9)	23,2 (11,6)	14,1 (9,5)	12,1 (9,1)
5 (n =32) ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	21,9 (8,3)	38,2 (11,9)	37,6 (11,9)	32,5 (9,5)	26,2 (9,3)	15,3 (7,5)	10,6 (7,1)
6 (n =13) ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	22,7 (4,7)	47,5 (6,5)	47,3 (6,6)	35,1 (6,3)	24,9 (5,1)	14,5 (4,1)	10,7 (4,0)
7 (n =18) ⁽⁴⁾⁽⁶⁾	25,4 (7,0)	48,2 (6,5)	48,8 (5,4)	29,3 (3,7)	28,9 (4,6)	19,4 (4,5)	14,3 (3,0)
8 (n =7) ⁽⁴⁾⁽⁶⁾	29,4 (6,9)	46,0 (2,7)	46,5 (3,3)	40,8 (3,4)	31,0 (3,8)	20,0 (5,2)	13,2 (5,1)
9 (n =9) ⁽³⁾⁽⁶⁾	25,2 (10,2)	35,4 (14,3)	NA	18 (9,5)	13,0 (9,2)	5,7 (7,0)	3,1 (4,1)

(1) n = número de amostras; (2) valores entre parênteses: desvio-padrão; (3) sistema de lagoas recebendo o efluente do UASB; (4) sistema de lagoas recebendo o efluente do UASB + BF; (5) lagoas 3 e 4 em paralelo; (6) lagoas 3 e 4 em série; NA: não se aplica.

Tabela 5.17 – Eficiência média de remoção de amônia na série de lagoas (%)

Período operacional ⁽¹⁾	L1	L2	L3	L4	L2 ⁽²⁾	L3 ⁽³⁾	L4 ⁽⁴⁾
1 (n=8)	44,9	67,0	57,8	NA	81,8	92,3	NA
2 (n=11)	39,0	70,3	65,9	NA	81,9	93,8	NA
3 (n=9)	29,0	42,3	51,6	NA	59,0	80,1	NA
4 (n=21) ⁽⁵⁾	25,4	29,9	39,4	48,1	47,7	68,3	72,9
5 (n=32) ⁽⁵⁾	13,5	19,3	41,6	59,5	30,2	59,3	71,8
6 (n=13) ⁽⁵⁾	25,9	29,1	41,8	56,9	47,5	69,4	77,4
7 (n=18) ⁽⁶⁾	19,5	26,9	32,6	26,2	41,1	60,3	70,7
8 (n=7) ⁽⁶⁾	12,3	24,1	35,3	34,3	33,4	56,9	71,7
9 (n=9) ⁽⁶⁾	49,2	27,9	55,8	45,8	63,4	83,8	91,2
Média	28,7	37,4	46,7	35,4 ⁽⁷⁾	54	73,8	77,9 ⁽⁷⁾

(1) n = número de amostras; (2) eficiência acumulada até a lagoa 2; (3) eficiência acumulada até a lagoa 3; (4) eficiência acumulada até a lagoa 4; (5) lagoas 3 e 4 em paralelo; (6) lagoas 3 e 4 em série. (7) considerando apenas os períodos em que as lagoas 3 e 4 foram operadas em série. NA: não se aplica. Profundidade das lagoas (m): período 1 (0,90 - 0,90 - 0,90), período 2 (0,90 - 0,90 - 0,90), período 3 (0,90 - 0,70 - 0,30), período 4 (0,90 - 0,90 - 0,70 - 0,70), período 5 (0,90 - 0,90 - 0,70 - 0,70), período 6 (0,50 - 0,40 - 0,90 - 0,90), período 7 (0,50 - 0,40 - 0,40 - 0,90), período 8 (0,70 - 0,70 - 0,40 - 0,40), período 9 (0,70 - 0,70 - 0,40 - 0,40).

Nas tabelas 5.18 e 5.19 apresentam-se os dados de concentração efluente e remoção de amônia considerando apenas os dias mais frios dentre cada período operacional (temperaturas típicas do inverno local).

Tabela 5.18 – Concentração de amônia total (mg / L) ao longo do sistema de tratamento nos períodos mais frios, média e desvio padrão.

Período operacional ⁽¹⁾	EB ⁽²⁾	UASB ⁽²⁾	BF ⁽²⁾	L1 ⁽²⁾	L2 ⁽²⁾	L3 ⁽²⁾	L4 ⁽²⁾
2 (n=8) ⁽³⁾	23,7 (8,5)	44,3 (10,6)	NA	30,8 (7,0)	9,4 (2,8)	2,9 (1,2)	NA
4 (n=16) ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	23,2 (5,2)	50,8 (5,0)	50,8 (6,0)	38,2 (7,4)	27,3 (8,5)	15,9 (8,3)	13,2 (8,5)
5 (n=8) ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	29,8 (7,9)	45,9 (5,5)	46,6 (5,2)	39,3 (2,5)	35,4 (2,8)	22,0 (4,9)	20,4 (8,6)
7 (n=12) ⁽⁴⁾⁽⁶⁾	27,2 (7,6)	49,9 (6,1)	48,8 (5,1)	40,5 (3,1)	30,6 (3,9)	20,7 (4,3)	13,6 (1,6)
8 (n=4) ⁽⁴⁾⁽⁶⁾	28,2 (9,1)	46,9 (3,3)	46,0 (2,9)	40,9 (4,6)	31,9 (4,5)	21,7 (3,8)	15,5 (4,1)

(1) n = número de amostras; (2) valores entre parênteses: desvio-padrão; (3) sistema de lagoas recebendo o efluente do UASB; (4) sistema de lagoas recebendo o efluente do UASB + BF; (5) lagoas 3 e 4 em paralelo; (6) lagoas 3 e 4 em série; NA: não se aplica.

Tabela 5.19 – Eficiência média de remoção de amônia na série de lagoas nos períodos mais frios (%).

Período operacional ⁽¹⁾	L1	L2	L3	L4	L2 ⁽²⁾	L3 ⁽³⁾	L4 ⁽⁴⁾
2 (n=8)	30,5	69,5	68,6	NA	78,8	93,3	NA
4 (n=16) ⁽⁵⁾	24,2	17,6	36,2	50,9	37,5	60,1	69,3
5 (n=8) ⁽⁵⁾	14,9	7,2	33,3	38,8	21,1	47,4	51,7
7 (n=12) ⁽⁶⁾	18,6	24,2	29,3	37,8	38,3	56,4	72,9
8 (n=4) ⁽⁶⁾	9,1	22,5	28,0	26,9	29,6	49,3	63,0
Média	19,5	28,2	39,1	32,4 ⁽⁷⁾	41,1	61,3	68,0 ⁽⁷⁾

n = número de amostras; (2) eficiência acumulada até a lagoa 2; (3) eficiência acumulada até a lagoa 3; (4) eficiência acumulada até a lagoa 4; (5) lagoas 3 e 4 em paralelo; (6) lagoas 3 e 4 em série; (7) considerando apenas os períodos em que as lagoas 3 e 4 foram operadas em série. NA: não se aplica; Profundidade das lagoas (m): período 2 (0,90 - 0,90 - 0,90), período 4 (0,90 - 0,90 - 0,70 - 0,70), período 5 (0,90 - 0,90 - 0,70 - 0,70), período 7 (0,50 - 0,40 - 0,40 - 0,90), período 8 (0,70 - 0,70 - 0,40 - 0,40).

Em comparação com os resultados sem distinção de estação do ano, à exceção do período 2, as eficiências acumuladas na série de lagoas são relativamente inferiores nos períodos selecionados como mais frios, revelando a influência do fator temperatura.

Procurou-se verificar eventuais associações entre a taxa de aplicação superficial de DBO e a remoção de amônia. Apenas se conseguiu um bom ajuste para tal associação quando da utilização dos dados médios por lagoa (Figura 5.47). De toda maneira é importante destacar que ao longo de todo o período desse estudo as lagoas não entraram em anaerobiose, bem como em pouquíssimos momentos a remoção de amônia foi totalmente comprometida (ver Figura 5.59), mesmo na lagoa 1, que eventualmente recebeu taxas de aplicação superficial orgânica superiores a 200 kg DBO / ha . d.

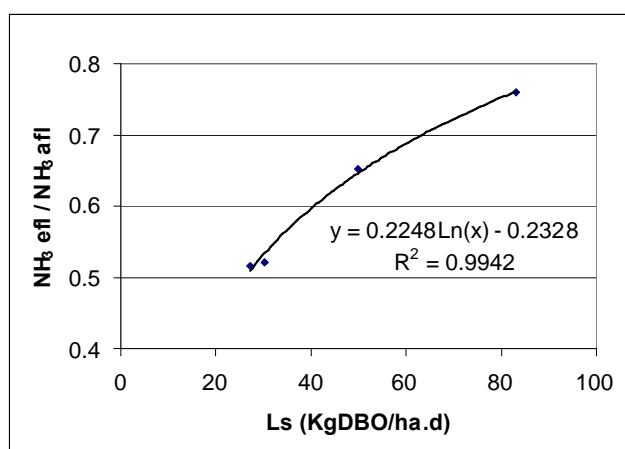


Figura 5.47 – Fração de NH₃ no efluente x taxa de aplicação superficial de DBO, valores médios por lagoa, todos os períodos operacionais.

Procurou-se averiguar eventuais associações entre as taxas de aplicação de DBO afluentes e as concentrações efluentes de amônia com os teores de clorofila *a* nas lagoas experimentais (Figuras 5.48 a 5.50).

Em todas as situações analisadas os dados apresentam elevada dispersão, não sendo possível ajustar modelos causa x efeito ou mesmo identificar tendências nítidas de associação entre as variáveis consideradas. Ou seja, para as condições de operação das lagoas nesse estudo, não foram detectadas condições de taxas de aplicação limites ou de amônia efluente, correspondentes às quais a atividade fotossintética se visse seriamente comprometida, conforme observado por Yanez (2001)

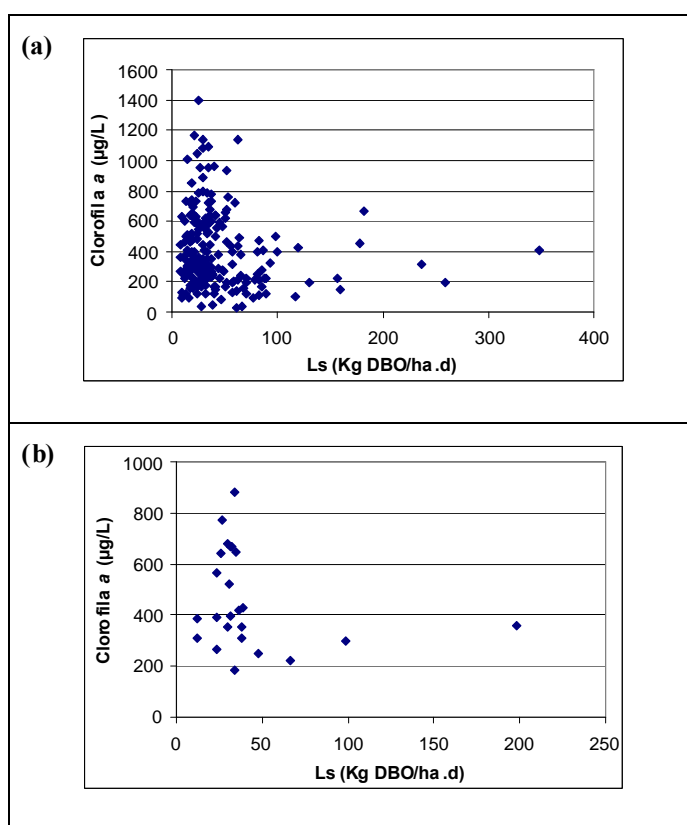


Figura 5.48 – Taxa de aplicação superficial de DBO x clorofila *a*, todas as lagoas, períodos 5 a 9, todos os dados (a) e médias por lagoa (b).

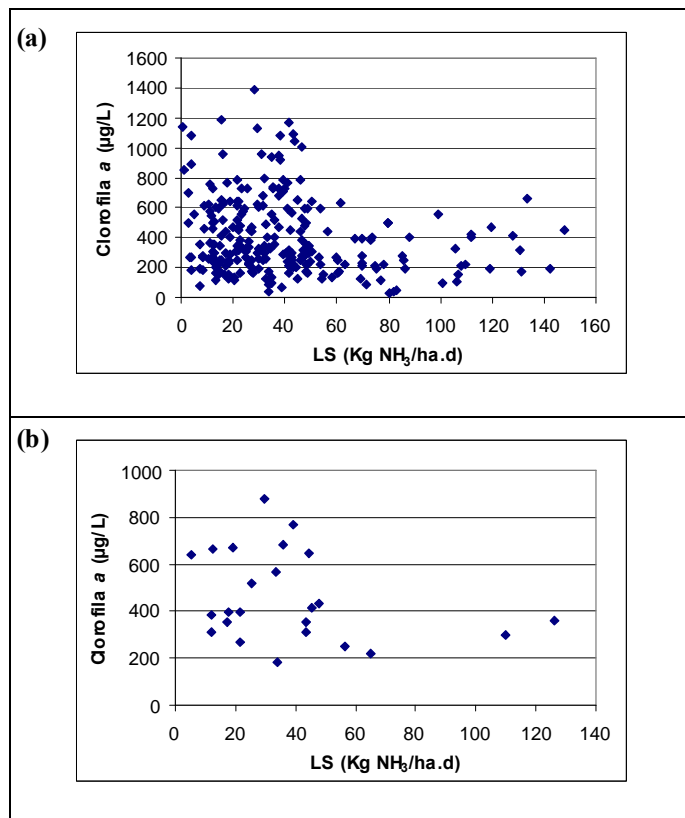


Figura 5.49 – Taxa de aplicação superficial de amônia x clorofila *a*, todas as lagoas, períodos 5 a 9, todos os dados (a) e médias por lagoa (b)

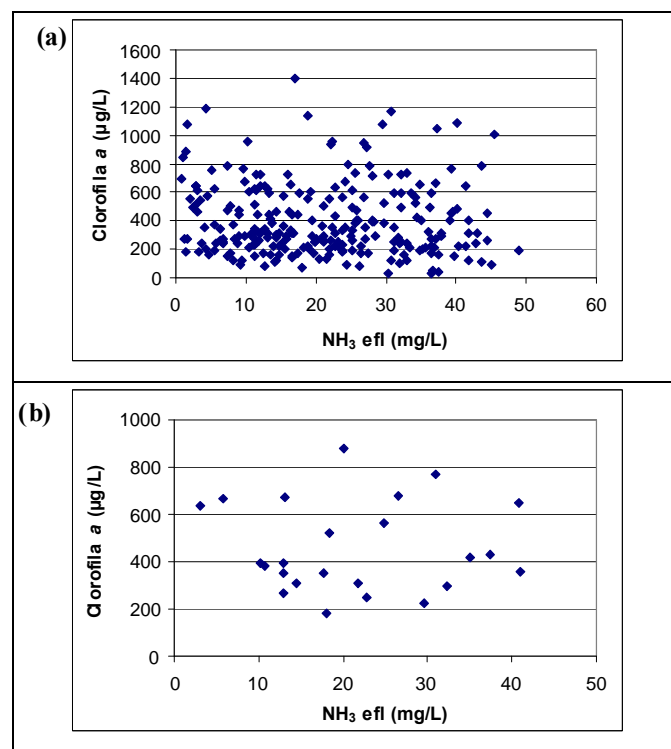


Figura 5.50 – Concentração de amônia efluente x clorofila *a*, todas as lagoas, períodos 5 a 9, todos os dados (a) e médias por lagoa (b)

Uma importante variável na remoção de amônia é a taxa de aplicação hidráulica superficial ($Q / A = h / TDH$), em uma relação inversa, como, aliás, pressuposto no modelo de Pano e Middlebrooks (1982) citado no item 3.3.3.2. Entretanto, considerando todas as configurações testadas como lagoas rasas ($h \leq 0,9$ m), há indícios de que haja um limite de redução de lâminas, além do qual a correspondente redução de TDH passa a comprometer a eficiência de remoção de amônia (Figura 5.51).

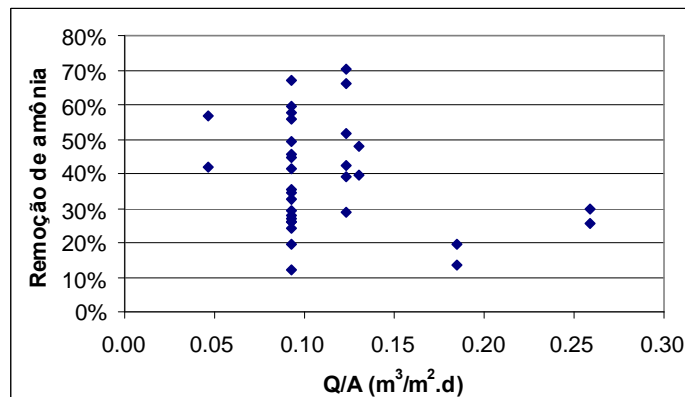


Figura 5.51 – Taxa de aplicação hidráulica superficial x eficiência de remoção de amônia – valores médios por período operacional no conjunto de lagoas.

O exercício acima pretende apenas identificar alguma tendência, mas decerto é cercado por outros fatores não considerados, como os diferentes valores de pH em cada lagoa e em cada período operacional, além das diferentes temperaturas e cargas afluentes de amônia em cada período operacional.

Para isolar o efeito temperatura os dados foram também analisados em separado para os períodos mais quentes e mais frios (Figuras 5.52 e 5.53). A tendência acima especulada dilui-se nos períodos mais quentes, mas pronuncia-se nos períodos mais frios.

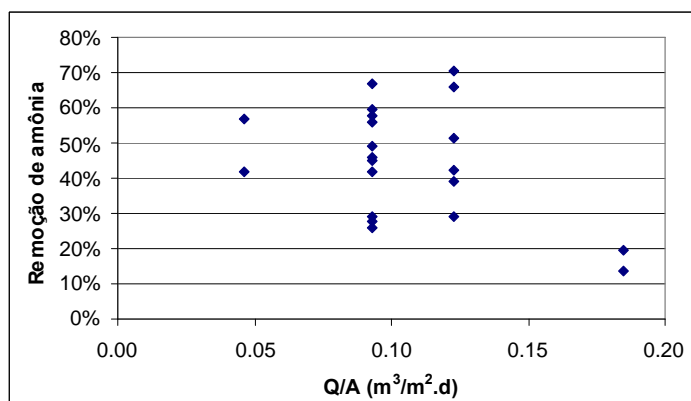


Figura 5.52 – Taxa de aplicação hidráulica superficial x eficiência de remoção de amônia – valores médios no conjunto de lagoas e nos períodos mais quentes (períodos 1, 2, 3, 5, 6 e 9).

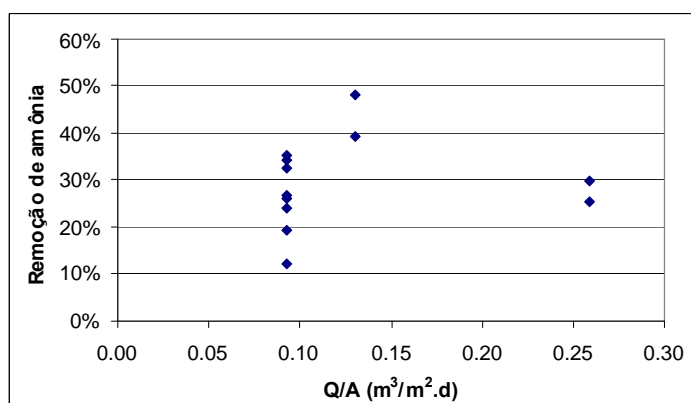


Figura 5.53 – Taxa de aplicação hidráulica superficial x eficiência de remoção de amônia – valores médios no conjunto de lagoas e nos períodos mais frios (períodos 4, 7 e 8).

Na Figura 5.54, de acordo com o permitido no banco de dados (dados disponíveis ou suficientes), os resultados foram rearranjados por faixas de pH, neste caso sugerindo que a influência da taxa de aplicação hidráulica superficial se faz mais nítida em faixas de pH mais baixos, típicas da primeira lagoa.

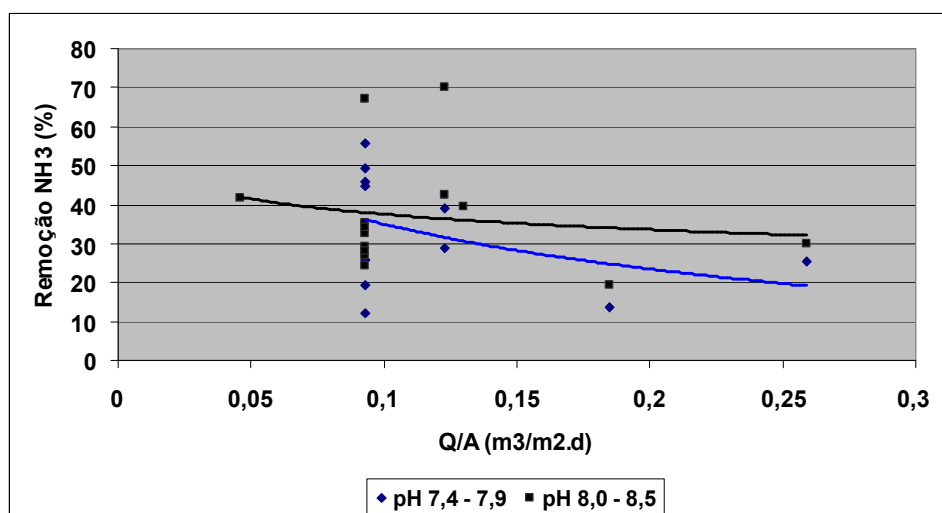


Figura 5.54 – Taxa de aplicação hidráulica superficial x eficiência de remoção de amônia, valores médios no conjunto de lagoas reunidos por faixa de pH.

Na seqüência, procurou-se verificar, isoladamente, a influência da taxa de aplicação superficial de amônia (Tabela 5.20), a qual apresenta-se como uma importante variável explicativa (como uma função exponencial) para a remoção de amônia (Figuras 5.55 e 5.56), tendo sido observado um índice de concordância (d) entre os valores estimados a partir do modelo ajustado com base nos resultados experimentais (Figura 5.55) e os versus valores observados (Figura 5.56) de 0,78.

Tabela 5.20 – Taxa de aplicação superficial de amônia na série de lagoas (kg NH₃ / ha . d), média e desvio padrão.

Período operacional ⁽¹⁾	L1 ⁽²⁾	L2 ⁽²⁾	L3 ⁽²⁾	L4 ⁽²⁾
1 (n =8) ⁽³⁾	33,3 (8,6)	18,3 (6,4)	6,0 (2,9)	NA
2 (n =11) ⁽³⁾	56,8 (11,5)	34,7 (11,7)	10,3 (4,4)	NA
3 (n =9) ⁽⁴⁾	59,8 (4,4)	42,5 (6,8)	24,5 (6,7)	NA
4 (n =21) ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	118,9 (36,3)	88,7 (32,0)	31,1 (15,6)	31,1 (15,6)
5 (n =32) ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	71,9 (22,7)	62,1 (18,1)	25,1 (8,9)	25,1 (8,9)
6 (n =13) ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	45,2 (6,3)	33,5 (6,0)	11,9 (2,4)	11,9 (2,4)
7 (n =18) ⁽⁴⁾⁽⁶⁾	46,6 (5,1)	37,5 (3,5)	27,5 (4,3)	18,5 (4,3)
8 (n =7) ⁽⁴⁾⁽⁶⁾	44,5 (3,2)	39,0 (3,2)	29,6 (3,7)	19,2 (5,0)
9 (n =9) ⁽³⁾⁽⁶⁾	33,8 (3,7)	17,2 (9,1)	12,4 (8,8)	5,5 (6,7)

(1) n = número de amostras; (2) valores entre parênteses: desvio-padrão; (3) sistema de lagoas recebendo o efluente do UASB; (4) sistema de lagoas recebendo o efluente do UASB + BF; (5) lagoas 3 e 4 em paralelo; (6) lagoas 3 e 4 em série; NA: não se aplica. Profundidade das lagoas (m): período 1 (0,90 - 0,90 - 0,90), período 2 (0,90 - 0,90 - 0,70 - 0,90), período 3 (0,90 - 0,90 - 0,30), período 4 (0,90 - 0,90 - 0,70 - 0,70), período 5 (0,90 - 0,90 - 0,70 - 0,70), período 6 (0,50 - 0,40 - 0,90 - 0,90), período 7 (0,50 - 0,40 - 0,40 - 0,40), período 8 (0,70 - 0,70 - 0,40 - 0,40), período 9 (0,70 - 0,70 - 0,40 - 0,40).

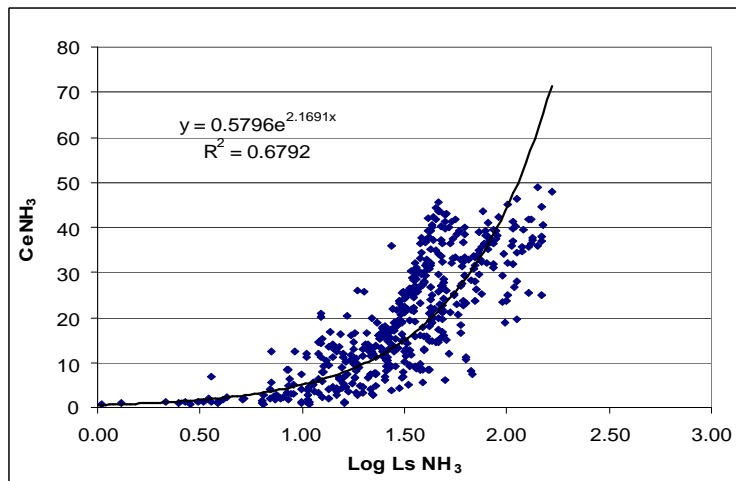


Figura 5.55 – Taxa de aplicação superficial de amônia (kg NH₃ / ha. d) x concentração efluente de amônia, todas as lagoas da série, todos os períodos operacionais.

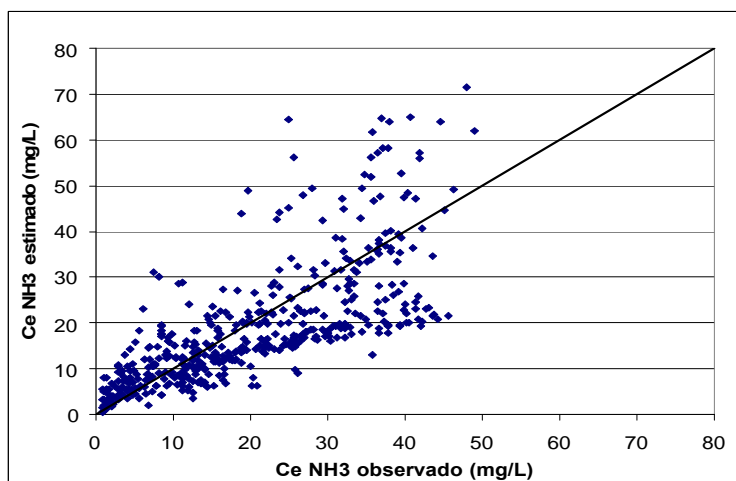


Figura 5.56 – Concentração efluente de amônia: valores observados versus valores estimados pelo modelo ajustado com base nos resultados experimentais, todas as lagoas da série, todos os períodos operacionais.

Guardadas as observações anteriores, procurou-se verificar os ajustes dos dados experimentais com o modelo de Pano e Middlebrooks (1982); considerando que os valores medidos de temperatura da água nas lagoas raramente estiveram abaixo de 20°C, o exercício foi baseado na Equação (3.23), reproduzida a seguir.

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{1}{1 + [5,035 \cdot 10^{-3} \cdot (A/Q) \cdot e^{(1,540 \cdot (pH - 6,6))}]}$$

As Figuras 5.57 e 5.58 mostram a associação entre as concentrações efluentes de amônia obtidas com modelo de Pano e Middlebrooks e as concentrações reais, por lagoa e com todas as lagoas reunidas em um mesmo banco de dados, respectivamente. De forma geral pode-se afirmar que os dados experimentais e estimados apresentam boa associação, tendo sido calculados os seguintes índices de ajuste (d): lagoa 1 = 0,79; lagoa 2 = 0,86; lagoa 3 = 0,86; lagoa 4 = 0,80 (Figura 5.57); todas as lagoas = 0,88 (Figura 5.58).

Entretanto, visualmente, percebe-se que o modelo de Pano e Middlebrooks tende a superestimar a concentração de amônia, principalmente nos efluentes das lagoas 1 e 2, ou seja, ou seja, o modelo melhor se ajusta aos valores mais baixos de amônia observados nos experimentos.

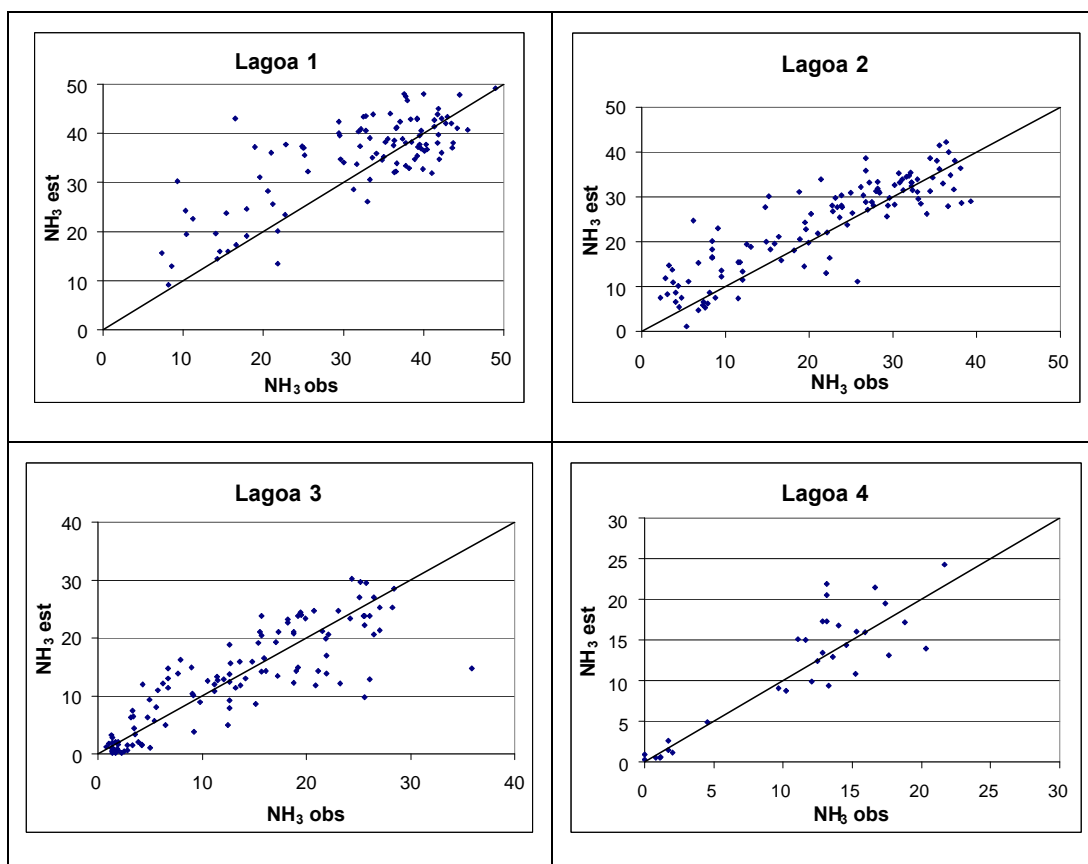


Figura 5.57 – Concentração efluente de amônia, valores estimados com o modelo de Pano e Middlebrooks x valores medidos em cada lagoa da série em todos os períodos operacionais.

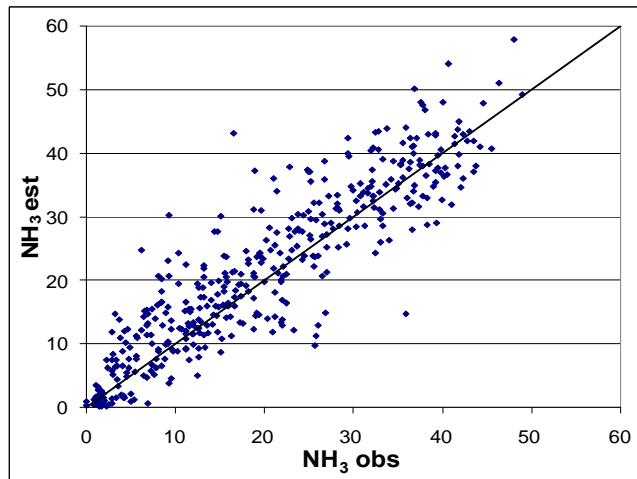


Figura 5.58 – Concentração efluente de amônia, valores estimados com o modelo de Pano e Middlebrooks x valores medidos em todas as lagoas em todos os períodos operacionais.

Na seqüência procurou-se uma equação, aos moldes de Pano e Middlebrooks, que melhor se ajustasse ao banco de dados experimental. Para tanto, procurou-se identificar no banco de dados o menor valor de pH correspondente ao qual a remoção de amônia fosse “desprezível”. A julgar pela equação ajustada na Figura 5.59 (a despeito do baixo coeficiente de determinação, $R^2 = 26$), tal valor de pH se aproximaria do assumido no modelo original de Pano e Middlebrooks (6,6), muito embora valores tão baixos não tenham sido registrados em todo o banco de dados experimental. Uma tentativa foi realizada então com $\text{pH} = 7$ (Figura 5.60), ciente do fato de que o banco de dados não indica necessariamente um comprometimento da remoção de amônia neste valor. Deste exercício resultou a Equação 5.4, a qual mantém um bom ajuste com os dados experimentais ($d = 0,87$) (Figura 5.61).

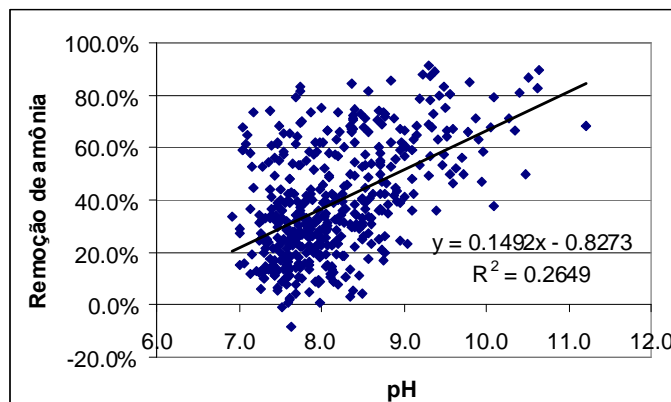


Figura 5.59 – pH x remoção de amônia, todas as lagoas, todos os períodos operacionais.

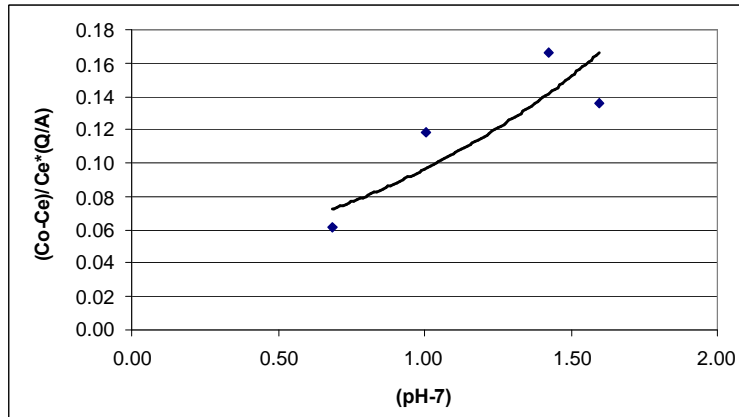


Figura 5.60 – Ajuste dos dados de variação de pH, remoção de amônia e taxa de aplicação hidráulica superficial para o rearranjo do modelo de Pano e Middlebrooks.

$$C_e = \frac{C_o}{1 + [3,86 \cdot 10^{-2} \cdot (A/Q) \cdot e^{(0,9131 \cdot (pH-7))}]} \quad R^2 = 0,76 \quad (5.4)$$

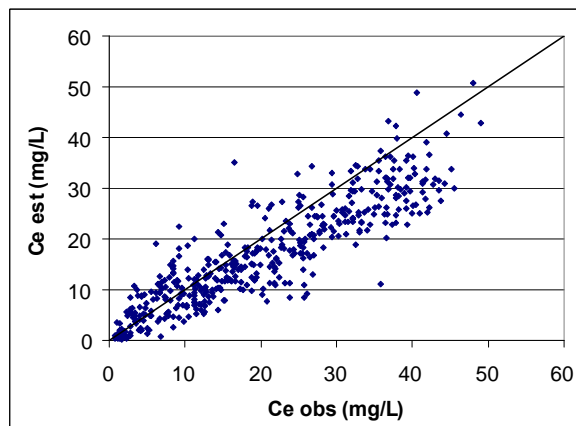


Figura 5.61 – Concentração de amônia no efluente das lagoas, valores observados x estimados com o modelo desenvolvido com base nos resultados experimentais.

Apenas como teste, procurou-se também ajustar os dados observados de amônia (todos os períodos) ao modelo proposto por Reed (1985) (Equação 3.27, reproduzida a seguir), guardada a ressalva de que este modelo é proposto para a remoção de nitrogênio total (amônia, nitrogênio orgânico e nitrato).

$$\frac{C_e}{C_o} = e^{-K_T [t + 60,6 \cdot (pH - 6,6)]}$$

Onde:

C_e = concentração de amônia efluente (mg / L)

C_o = concentração de amônia afluente (mg / L)

$$K_T = K_{20} \cdot (\theta)^{(T-20)}$$

$$K_{20} = 0,0064$$

$$\theta = 1,039$$

t = tempo de detenção hidráulica

Considerando o conjunto dos dados (todas as lagoas), o modelo de Reed apresenta também um bom ajuste aos dados experimentais, tendo sido calculados os seguintes índices de ajuste (d): lagoa 1 = 0,75; lagoa 2 = 0,83; lagoa 3 = 0,86; lagoa 4 = 0,81 (Figura 5.62); todas as lagoas = 0,87 (Figura 5.63).

Nesse caso, o modelo (Reed) fornece, na maioria das vezes, valores subestimados de concentrações efluentes de amônia. Pode-se ainda verificar que os dados experimentais de amônia mais se aproximam do modelo de Reed à medida que se avança na série de lagoas, ou seja, o modelo melhor se aplica às concentrações mais baixas de amônia (Figuras 5.62 e 5.63).

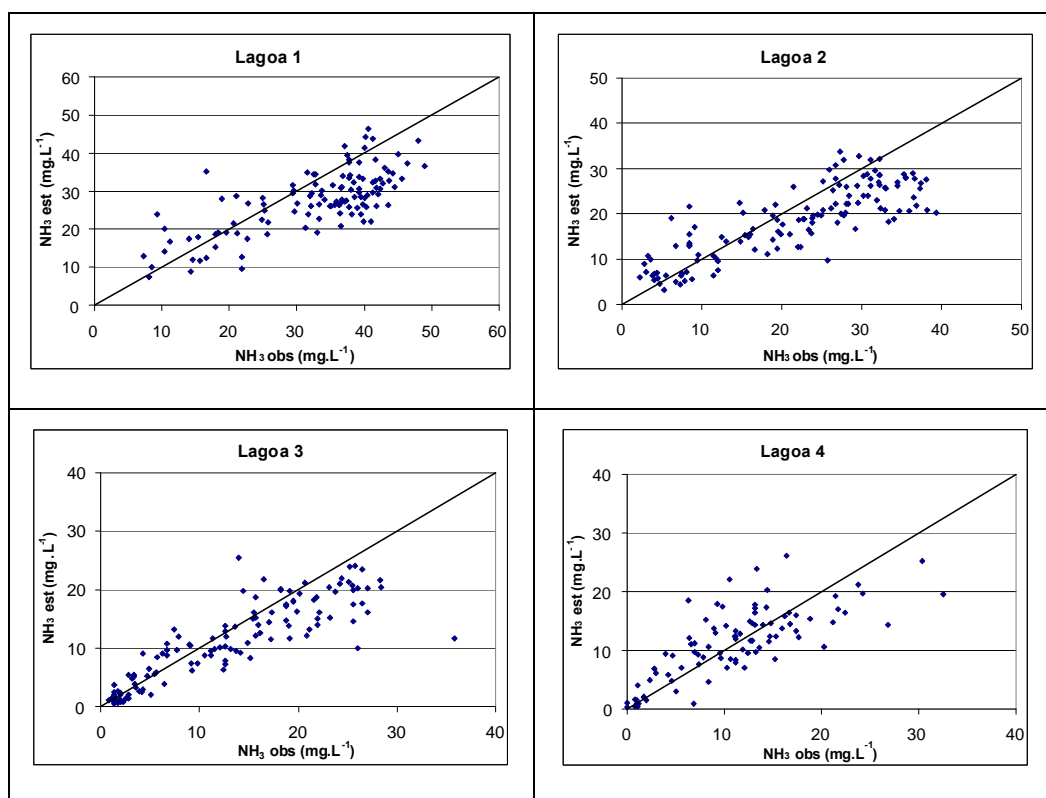


Figura 5.62 – Concentração efluente de nitrogênio amoniacal, valores estimados com o modelo de Reed x valores medidos em cada lagoa da série, todos os períodos operacionais

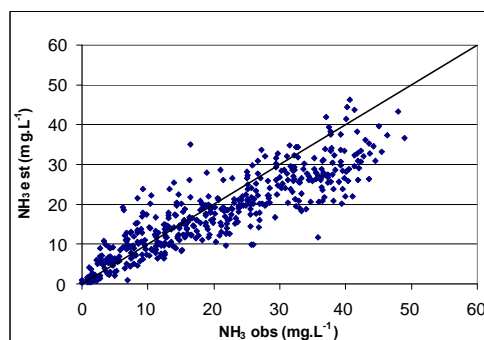


Figura 5.63 – Concentração efluente de nitrogênio amoniacal, valores estimados com o modelo de Reed x valores medidos no conjunto de lagoas, todos os períodos operacionais.

Com base no modelo de Reed foram calculados os valores médios de coeficiente de remoção de nitrogênio amoniacal (K_{NH_3}) ao longo das lagoas e nos distintos períodos operacionais (Tabela 5.21).

Os coeficientes de remoção de amônia não apresentam um padrão nítido de variação com a profundidade das lagoas e nem com sua posição na série (Figuras 5.64 e 5.65). Testes de correlação também não revelaram qualquer associação entre as cargas aplicadas e os coeficientes de remoção. Nota-se, entretanto, que os valores médios de coeficiente de remoção de amônia apresentam-se em torno do valor assumido no Modelo de Reed para o coeficiente de remoção de N total (0,0064).

Tabela 5.21 – Coeficientes de remoção de nitrogênio amoniacal ($K_{20 NH_3}$), valores médios ⁽¹⁾ na série de lagoas (d^{-1}).

Período operacional ⁽²⁾	L1	L2	L3	L4
1 (n=14)	0,007	0,011	0,004	
2 (n=11)	0,008	0,011	0,007	
3 (n=8)	0,004	0,006	0,005	
4 (n=21) ⁽³⁾	0,004	0,004	0,005	0,007
5 (n=32) ⁽³⁾	0,002	0,003	0,006	0,008
6 (n=13) ⁽³⁾	0,005	0,005	0,004	0,007
7 (n=18) ⁽⁴⁾	0,003	0,004	0,004	0,005
8 (n=7) ⁽⁴⁾	0,002	0,004	0,005	0,004
9 (n=9) ⁽⁴⁾	0,013	0,009	0,008	0,005
Média	0,0053	0,0063	0,0054	0,006

média dos valores de K_T computados para cada evento de amostragem e convertidos para 20°C. ⁽²⁾ n = número de amostras; ⁽³⁾ lagoas 3 e 4 em paralelo; ⁽⁴⁾ lagoas 3 e 4 em série. Profundidade das lagoas (m): período 1 (0,90 - 0,90 - 0,90), período 2 (0,90 - 0,90 - 0,70 - 0,90), período 3 (0,90 - 0,90 - 0,30), período 4 (0,90 - 0,90 - 0,70 - 0,70), período 5 (0,90 - 0,90 - 0,70 - 0,70), período 6 (0,50 - 0,40 - 0,90 - 0,90), período 7 (0,50 - 0,40 - 0,40 - 0,40), período 8 (0,70 - 0,70 - 0,40 - 0,40), período 9 (0,70 - 0,70 - 0,40 - 0,40). TDH das lagoas (d): período 1 (9,40 - 9,40 - 9,40), período 2 (7,05 - 7,05 - 7,05), período 3 (7,05 - 5,38 - 2,31); período 4 (3,36 - 3,36 - 5,14 - 5,14), período 5 (4,70 - 4,70 - 7,20 - 7,20), período 6 (5,10 - 5,10 - 18,80 - 18,80); período 7 (5,10 - 4,10 - 4,10 - 9,40), período 8 (7,20 - 7,20 - 4,10 - 4,10), período 9 (7,20 - 7,20 - 4,10 - 4,10).

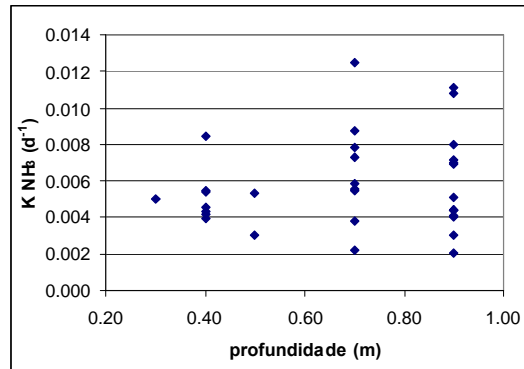


Figura 5.64 – Coeficiente de remoção de amônia ($K_{20 \text{ NH}_3}$) x profundidade das lagoas, valores médios, todas as lagoas, todos os períodos operacionais.

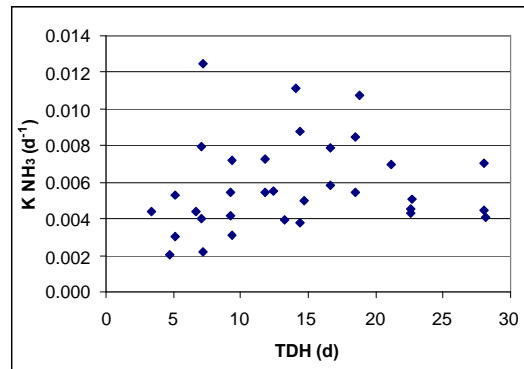


Figura 5.65 – Coeficiente de remoção de amônia ($K_{20 \text{ NH}_3}$) x tempo de detenção hidráulica acumulado na série de lagoas, valores médios, todas as lagoas, todos os períodos operacionais.

5.2.3.2 - Remoção de NTK

Do primeiro ao sexto período operacional as análises de nitrogênio orgânico embutiram um erro analítico, somente sanado em meados do sétimo período. Assim, na discussão sobre a remoção de NTK apenas serão considerados os resultados a partir do período 7.

Na Figura 5.66 apresentam-se as concentrações médias de NTK ao longo do sistema de tratamento, e as frações correspondentes de nitrogênio amoniacal e orgânico, para os três últimos períodos. Visualiza-se o processo de amonificação no reator UASB, o pouco ou nenhum efeito do BF no balanço de nitrogênio e o decaimento gradual de NTK ao longo da série de lagoas, provável e principalmente devido à remoção de amônia, pois não se notam grandes variações de nitrogênio orgânico.

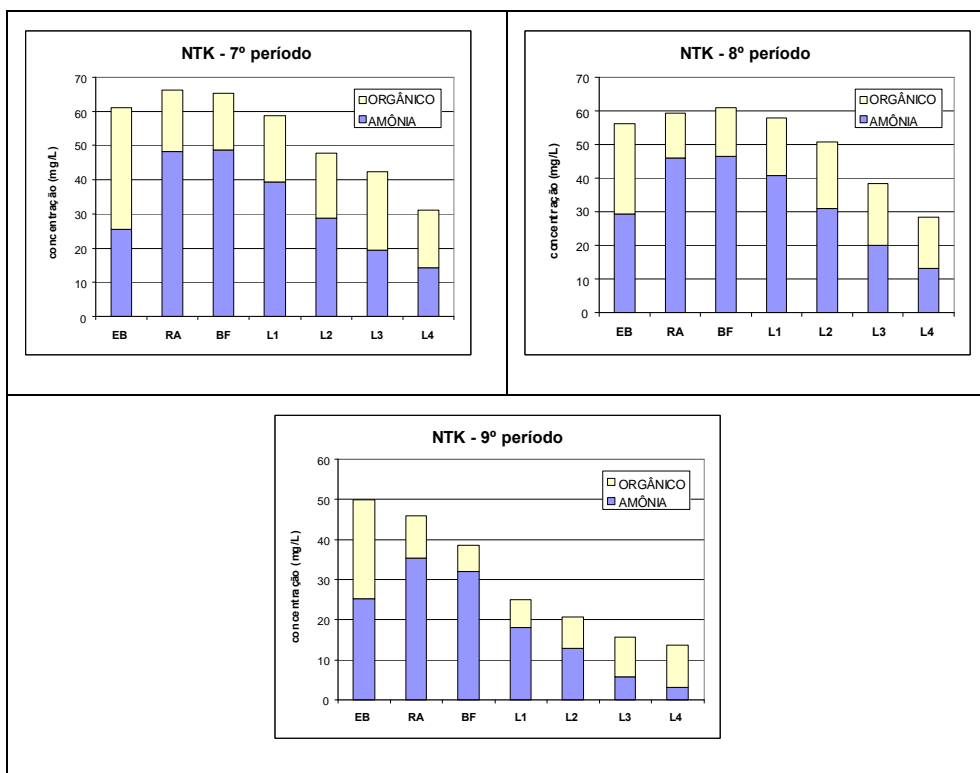


Figura 5.66 – Concentração de amônia total + nitrogênio orgânico ao longo do sistema de tratamento, períodos operacionais 7, 8 e 9.

Tentativas de regressão (Figura 5.67) revelaram a taxa de aplicação superficial de NTK como uma importante variável explicativa (mais nitidamente que a taxa de aplicação superficial de NH_3 – ver Figura 5.55) para a remoção de amônia e NTK, sendo que os dados de NTK efluente apresentaram um ajuste um pouco melhor ($d = 0,87$) do que os de amônia ($d = 0,80$) (Figura 5.68). Resultados similares foram observados por Silva *et al.* (1995b) em estudos em Campina Grande - PB.

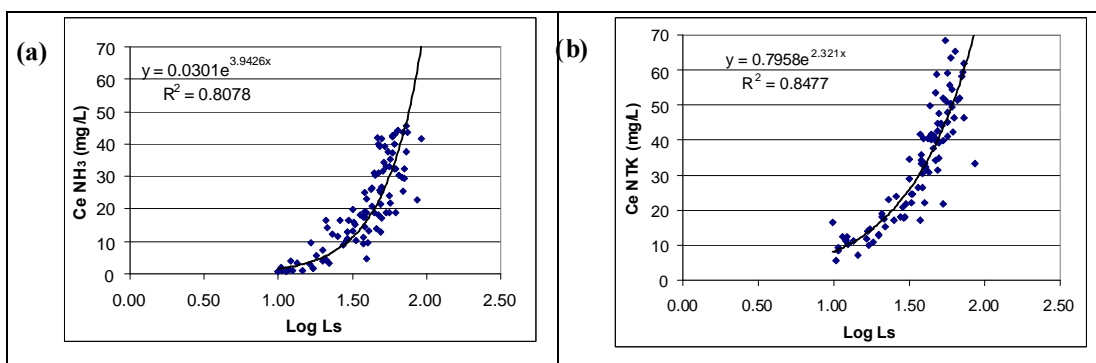


Figura 5.67 – Taxa de aplicação superficial de NTK (kg NTK / ha. d) x concentração efluente de amônia (a) e concentração efluente de NTK (b), todas as lagoas da série, períodos operacionais 7, 8 e 9.

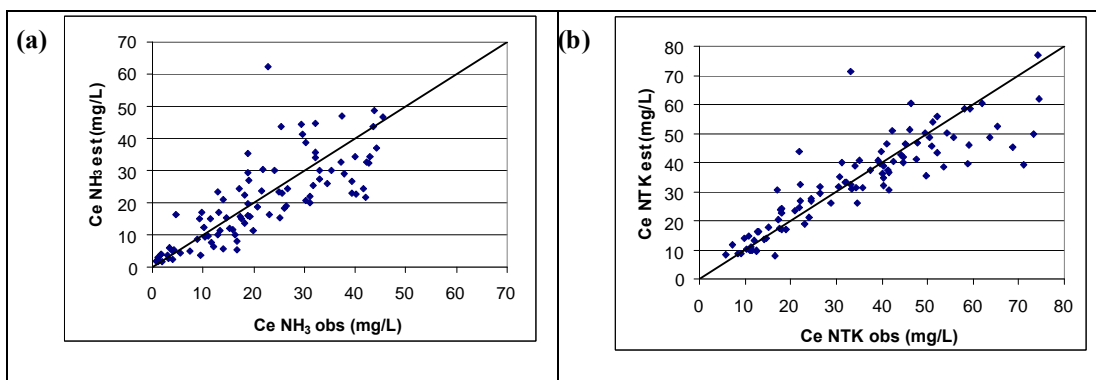


Figura 5.68 – Concentração efluente de amônia (a) e de NTK (b): valores observados versus valores estimados pelos modelos ajustados com base nos resultados experimentais, todas as lagoas da série, períodos operacionais 7, 8 e 9.

5.2.3.3 - Remoção de N total

Procurou-se verificar os ajustes dos dados experimentais de remoção de N-total com o já referido modelo de modelo de Reed (Equação 3.27). Para estimar a concentração de nitrogênio total com o emprego do modelo de Reed levou-se em consideração a concentração total de nitrogênio afluente em termos de nitrogênio orgânico, amoniacal e nitrato, pois o nitrogênio em forma de nitrito não foi quantificado. Devido aos já mencionados problemas analíticos na determinação de nitrogênio orgânico, apenas os três últimos períodos foram testados.

As Figuras 5.69 e 5.70 ilustram a associação entre as concentrações efluentes de nitrogênio total obtidas do modelo de Reed e as concentrações reais, por lagoa e com todas as lagoas. Embora o modelo de Reed tenha sido concebido para estimativa de remoção de N total seu ajuste aos dados experimentais (Figuras 5.69 e 5.70) mostrou-se um pouco mais frágil do que com os dados de amônia (Figuras 5.62 e 5.63); os seguintes índices de ajuste (d) foram calculados como a seguir: lagoa 1 = 0,76; lagoa 2 = 0,81; lagoa 3 = 0,77; lagoa 4 = 0,76 (Figura 5.69); todas as lagoas = 0,81 (Figura 5.70).

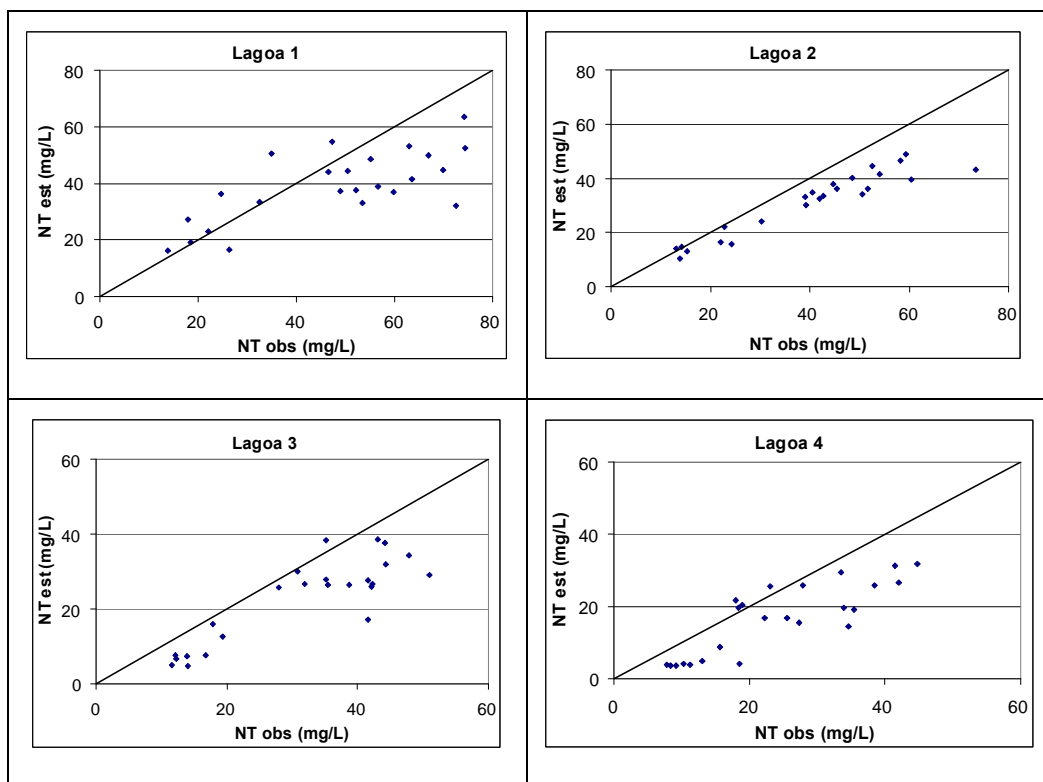


Figura 5.69 – Concentração efluente de nitrogênio total, valores estimados com o modelo de Reed x valores medidos em cada lagoa da série, períodos operacionais 7, 8 e 9.

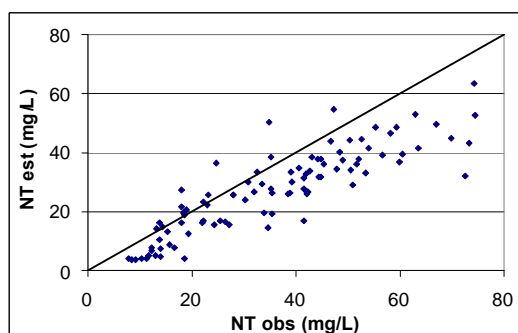


Figura 5.70 – Concentração efluente de nitrogênio total, valores estimados com o modelo de Reed x valores medidos no conjunto de lagoas, períodos operacionais 7, 8 e 9.

Para efeito do cômputo de N total, mostra-se na Figura 5.71 a concentração de nitrato nas unidades de tratamento. Em geral, observa-se uma redução na concentração no efluente do reator UASB (provavelmente devida à desnitrificação em ambiente anaeróbico), pouca alteração no efluente do BF e uma elevação gradual na série de lagoas, mas não a ponto de se inferir sobre a nitrificação como um mecanismo determinante no balanço de nitrogênio e de remoção de amônia.

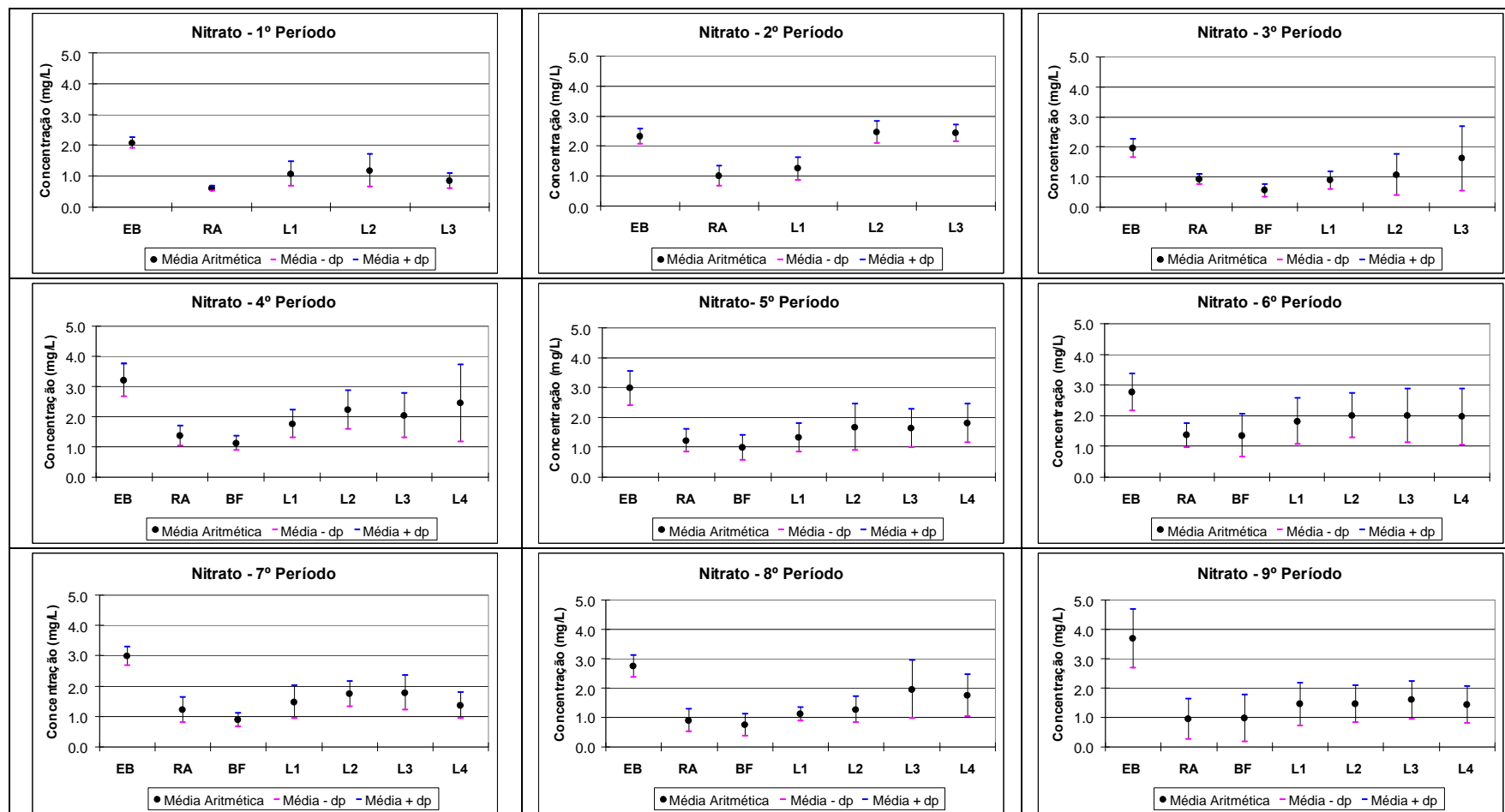


Figura 5.71 – Variação da concentração de nitrato ao longo do sistema de tratamento e dos períodos operacionais, média e desvio-padrão.

Os dados (concentração efluente de N total) experimentais e estimados pelo modelo de Reed apresentam também boa associação, porém, em termos gerais, o modelo de Reed fornece valores subestimados de N total efluente

Aplicando o modelo de Reed aos dados experimentais, apresentam-se na Tabela 5.22 os valores médios calculados de coeficientes de remoção de nitrogênio total (K_{NT}), ao longo das lagoas, nos períodos 7, 8 e 9 (períodos nos quais se quantificou nitrogênio orgânico).

Tabela 5.22 – Coeficientes de remoção de nitrogênio total ($K_{20 NT}$), valores médios (1) na série de lagoas (d-1).

Período operacional (2)	L1	L2	L3	L4
7 (n=9) (3)	0,0009	0,0028	0,0026	0,0044
8 (n=7) (3)	0,0004	0,0016	0,0035	0,0034
9 (n=9) (3)	0,0082	0,0033	0,0021	0,0011

(1) média dos valores de K_T computados para cada evento de amostragem e convertidos para 20°C. (2) n = número de amostras; (3) lagoas 3 e 4 em série. Profundidade das lagoas (m): período 7 (0,50 - 0,40 - 0,40 - 0,40), período 8 (0,70 - 0,70 - 0,40 - 0,40), período 9 (0,90 - 0,70 - 0,40 - 0,40). TDH das lagoas (d): período 7 (5,10 - 4,10 - 4,10 - 9,40), período 8 (7,20 - 7,20 - 4,10 - 4,10), período 9 (7,20 - 7,20 - 4,10 - 4,10).

Nos períodos 7 e 8 a variação observada entre lagoas em cada período e entre períodos para cada lagoa é, em geral, consistente com configuração do sistema: coeficientes de remoção crescentes ao longo da série e, ou, com profundidades reduzidas. Entretanto, os resultados do período 8 (mais quente que os demais) não permitem a generalização destas informações.

Os coeficientes calculados são, salvo uma exceção (lagoa 1, período 9) inferiores, e por vezes bem inferiores, ao assumido no modelo original ($0,0064 d^{-1}$). Comparando isto com o observado quando da aplicação do modelo de Reed para a remoção de amônia, poderia ser mais um indício de que o principal mecanismo de remoção de nitrogênio nas lagoas estudadas seria mesmo a volatilização da amônia.

5.2.3.4 – Síntese das observações sobre remoção de nitrogênio no sistema de lagoas.

O sistema de pré-tratamento (UASB + BF) provoca um incremento de amônia da ordem de 86%. Não obstante, as lagoas bem conseguem absorvê-lo promovendo um decréscimo gradual e intenso ao longo da série. Mesmo a lagoa 1, que recebe as maiores cargas, apresentou, em geral, um bom desempenho.

Os modelos de Pano e Middlebrooks e Reed apresentaram um bom ajuste aos dados experimentais para a estimativa de remoção de amônia (ambos) e de nitrogênio total (Reed), embora o primeiro, de alguma forma superestime a concentração efluente de amônia e o segundo subestime as concentrações de amônia e de nitrogênio total.

Considerando as amplas variações típicas de amônia em efluentes de lagoas ambos os modelos parecem bem adequados à previsão de concentrações mais elevadas (por exemplo, o padrão de lançamento em corpos receptores), mas parecem demandar ajustes mais finos para concentrações efluentes mais baixas (por exemplo, os critérios recomendados para a piscicultura).

A aplicação do modelo de Reed para a remoção de amônia permitiu o cálculo de coeficientes de remoção sensivelmente constantes ao longo da série de lagoas – valor médio de $0,0058 \text{ d}^{-1}$.

Em geral, os resultados confirmam a relação inversa entre a remoção de amônia e a taxa de aplicação hidráulica superficial; entretanto, considerando todas as configurações testadas como lagoas rasas ($h \leq 0,9 \text{ m}$), há indícios de que haja um limite de redução de lâminas, além do qual a correspondente redução de TDH passa a comprometer a eficiência de remoção de amônia.

Dentre as condições sob as quais operaram as lagoas experimentais, o padrão de lançamento de efluentes seria alcançado com um tempo de detenção hidráulica em torno de 11 dias e para a utilização de efluentes em piscicultura dentre cerca de 35 dias.

5.2.4 – Remoção de fósforo

A Figura 5.72 ilustra a variação da concentração de fósforo total na série de lagoas ao longo de todo o período de operação do sistema (2001 - 2007), expressa em gráficos Box-Plot. Na Tabela 5.23 apresentam-se os dados de remoção de fósforo total na série de lagoas ao longo dos períodos operacionais.

Tabela 5.23 – Eficiência de remoção de fósforo total nas lagoas e acumulada nas mesmas ao longo dos períodos de monitoramento

Período operacional (1)	L1	L2	L3	L4	L2 (2)	L3 (3)	L4 (4)
1 (n=15)	5,3%	22,2%	32,2%		26,3%	50,1%	
2 (n=11)	2,6%	5,9%	-0,3%		8,4%	8,1%	
3 (n=9)	7,4%	8,4%	9,5%		15,2%	23,3%	
4 (n=22) (5)	8,6%	7,3%	9,8%	14,7%	15,3%	23,6%	27,7%
5 (n=32) (5)	0,0%	1,7%	2,0%	1,4%	1,7%	3,7%	3,1%
6 (n=11) (5)	-1,6%	-11,1%	10,0%	15,3%	-12,9%	-1,6%	4,4%
7 (n=11) (6)	0,0%	-8,2%	5,0%	9,5%	-8,2%	-2,8%	6,9%
8 (n=7) (6)	-4,5%	-1,7%	1,2%	5,6%	-6,2%	-5,0%	0,9%
9 (n=8) (6)	-2,4%	1,4%	-6,6%	9,7%	-1,0%	-7,6%	2,8%

(1) n = número de amostras; (2) eficiência acumulada até a lagoa 2 ;(3) eficiência acumulada até a lagoa 3; (4) eficiência acumulada até a lagoa 4; (5) lagoas 3 e 4 em paralelo; (6) lagoas 3 e 4 em série.

Em geral, a remoção de fósforo revelou-se limitada, oscilando entre a ‘não remoção’ até remoção acumulada na série de lagoas da ordem de 20% (períodos 3 e 4) e 50% (período 1).

Como destacado por Cavalcanti *et al.* (2001) remoções mais elevadas de fósforo só ocorrem em lagoas rasas (profundidades menores que 0,60 m), baixas taxas de aplicação hidráulica superficial e valores de pH acima de 9.

No sistema de lagoas em questão, embora todas as unidades possam ser consideradas rasas ($h \leq 0,90$ m) o pH no sistema de lagoas raramente alcançou valores médios acima de 9 (Tabelas 5.5 e 5.7).

A associação da eficiência de remoção de fósforo com o pH é um pouco mais nítida do que com a taxa de aplicação hidráulica superficial, embora em ambos os casos não se tenham registrado associações estatisticamente significativas (Figuras 5.73 e 5.74).

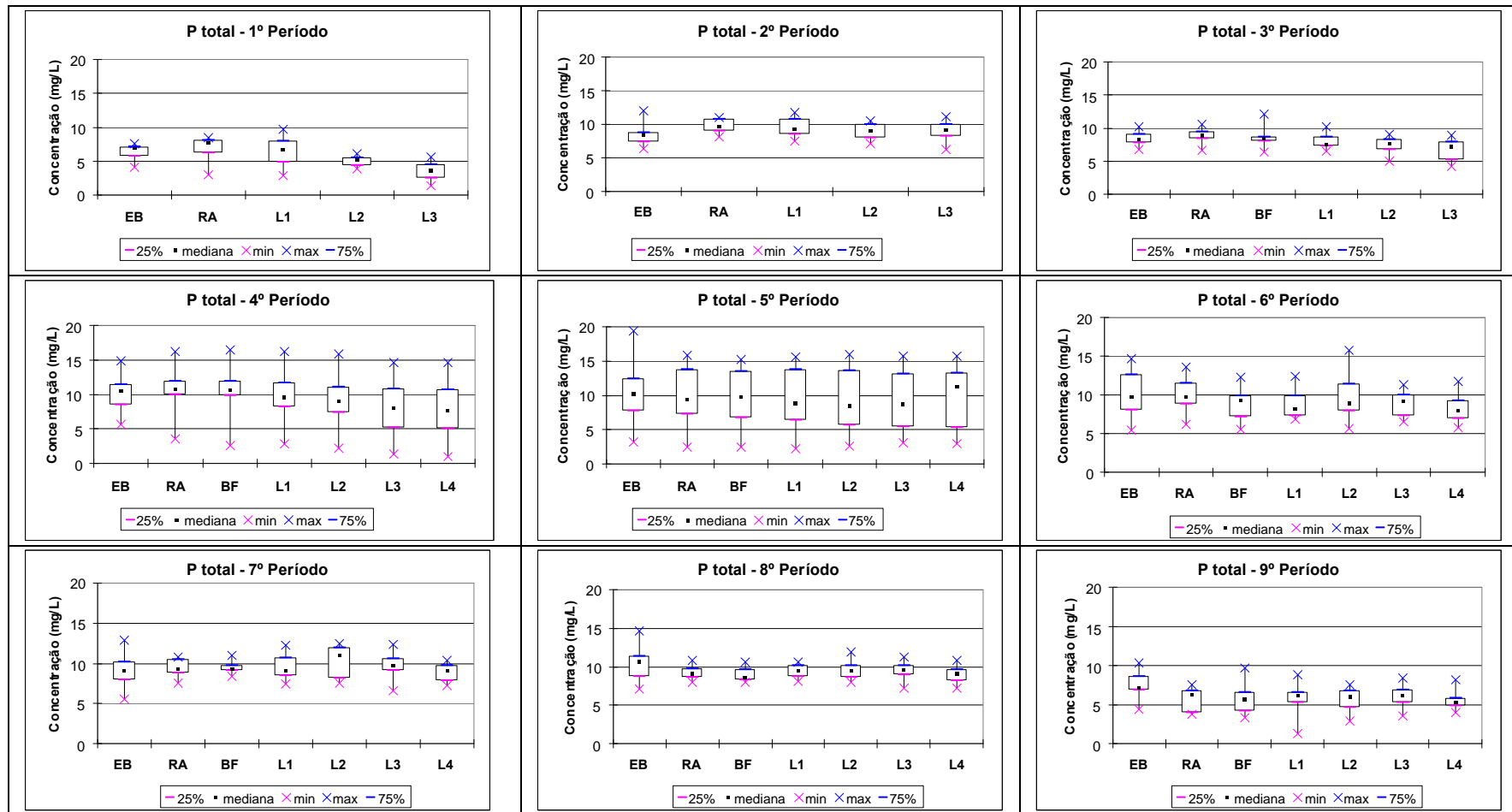


Figura 5.72 – Variação da concentração de fósforo total ao longo do sistema de tratamento.

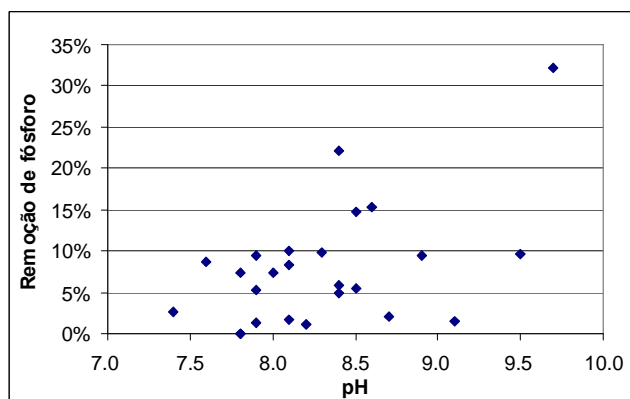


Figura 5.73 – Eficiência de remoção de fósforo x pH medido à superfície das lagoas, valores médios, conjunto de lagoas, todos os períodos operacionais.

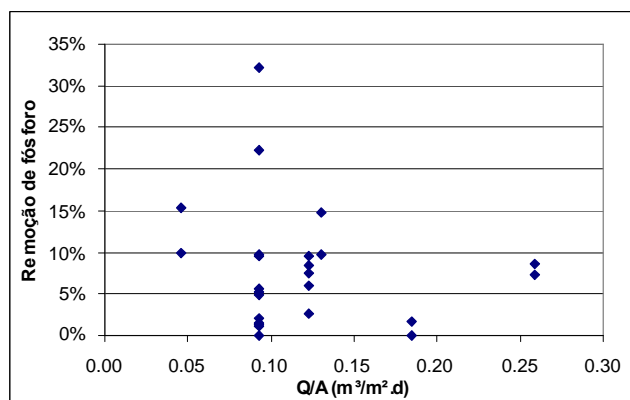


Figura 5.74 – Eficiência de remoção de fósforo taxa de aplicação hidráulica superficial, valores médios, conjunto de lagoas, todos os períodos operacionais.

5.2.5 – Remoção de coliformes

Nas Figuras 5.75 e 5.76 são apresentados, respectivamente, os dados de populações de coliformes totais e *Escherichia coli* ao longo das unidades de tratamento e de todo o período de operação do sistema (2001 - 2007), expressos em gráficos Box-Plot.

Na Figura 5.77, estes resultados são reapresentados em termos de médias geométricas, a fim de facilitar a visualização e a discussão comparativa do decaimento de coliformes totais e *Escherichia coli*.

Ao longo de todo o período de estudo, no sistema UASB + BF (essencialmente no UASB), em média, a remoção foi de 0,74 e 0,51 unidades logarítmicas para coliformes totais e *Escherichia coli*, seguida de um acentuado decaimento ao longo da série de lagoas.

Em geral, o decaimento de *E.coli* e coliformes totais ao longo da série de lagoas mostra-se similar ou o de *E.coli* mais acentuado (mais nitidamente nas últimas lagoas), o que é consistente com entendimento comum de que a *E. coli* é um organismo menos resistente que várias espécies e gêneros de bactérias que compõem o grupo dos coliformes totais.

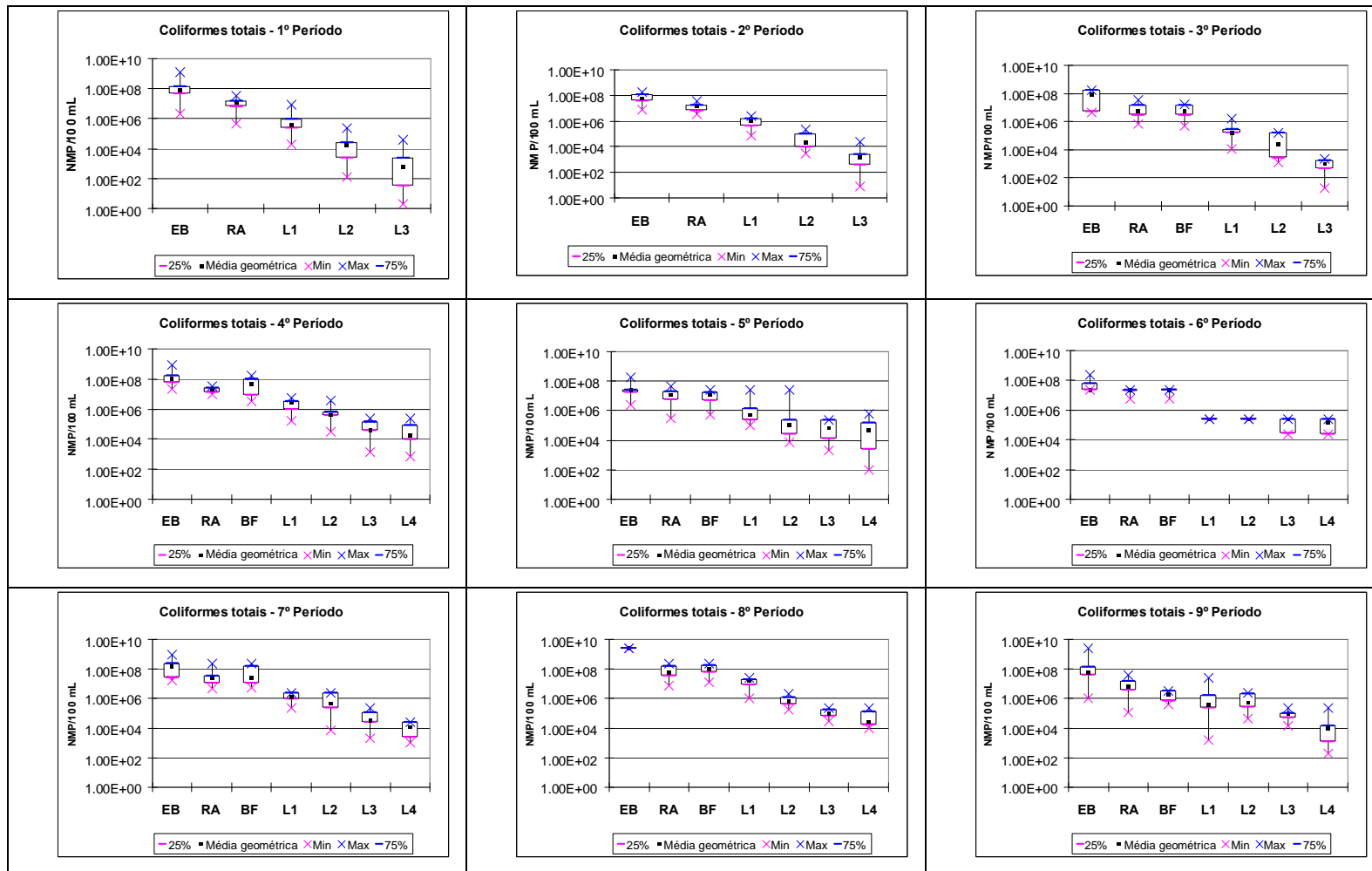


Figura 5.75 – População de coliformes totais ao longo do sistema de tratamento.

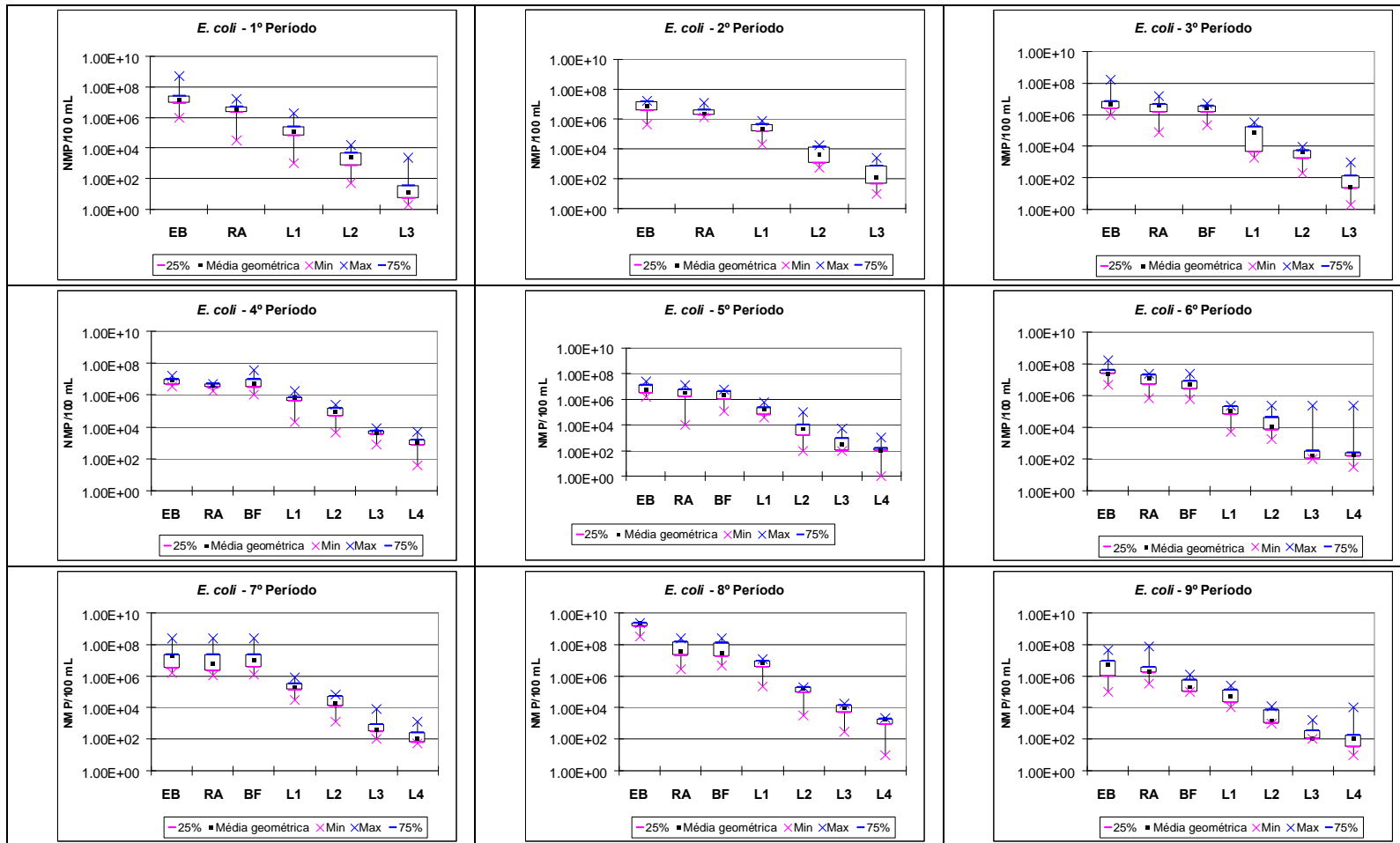


Figura 5.76 – População de *Escherichia coli* ao longo do sistema de tratamento.

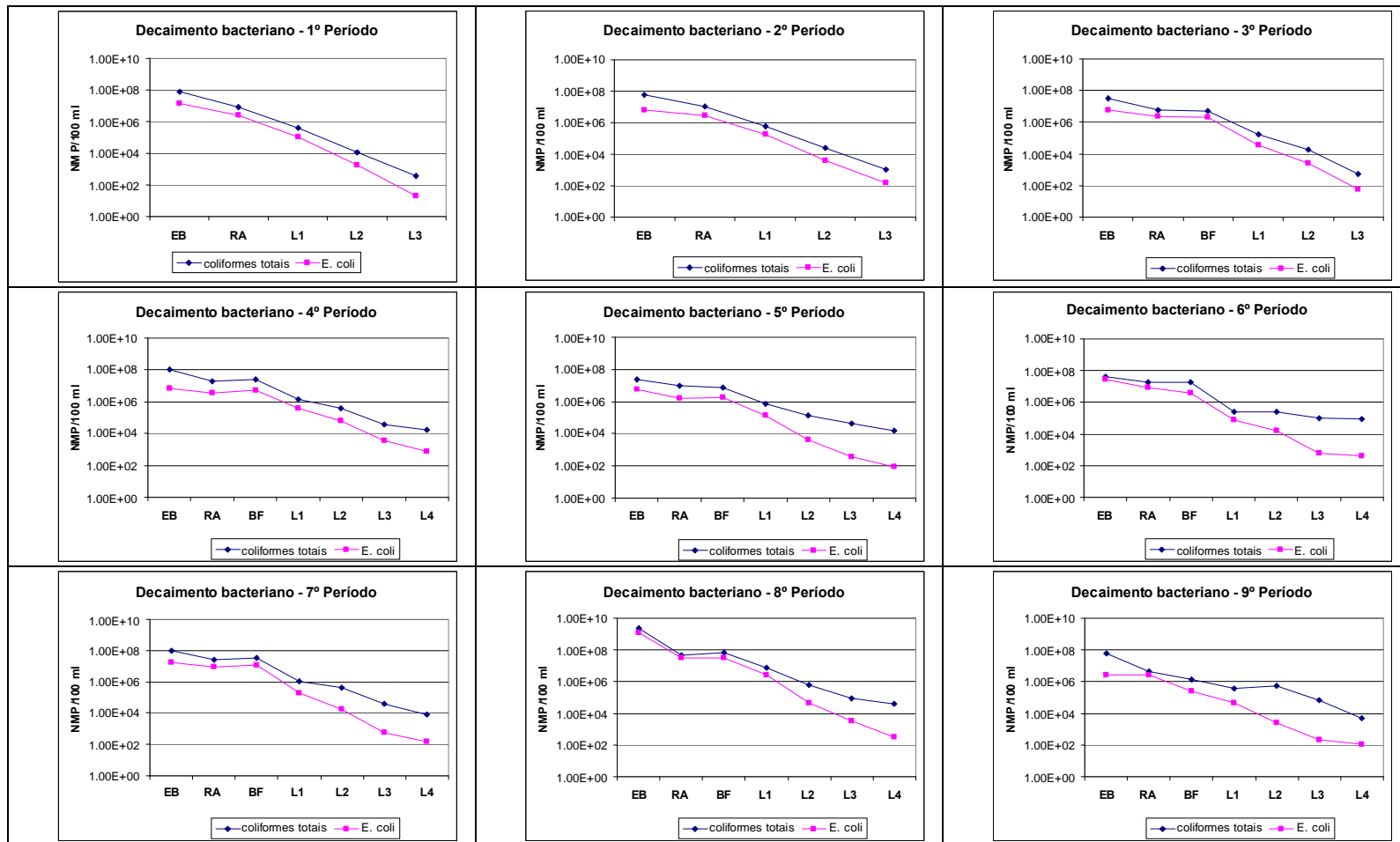


Figura 5.77 – Decaimento bacteriano ao longo do sistema de tratamento, médias geométricas.

As Tabelas 5.24 e 5.25 apresentam os valores médios de coeficiente de decaimento bacteriano (K_b), respectivamente para coliformes totais e *E.coli*, ao longo das lagoas e nos distintos períodos operacionais, admitindo o regime de fluxo disperso; nestes cálculos, o número de dispersão foi estimado como $d = 1 / (L / B)$ (L = comprimento, B = largura) (von SPERLING, 2002).

Tabela 5.24 – Coeficientes de decaimento de coliformes totais (K_{b20}), valores médios⁽¹⁾ na série de lagoas (d^{-1}).

Período operacional ⁽²⁾	L1	L2	L3	L4
1 (n = 18)	0,81	0,89	1,13	-
2 (n = 18)	0,80	1,00	1,20	-
3 (n = 7)	1,10	1,24	1,63	-
4 (n = 7) ⁽³⁾	1,70	0,77	0,85	1,04
5 (n = 10) ⁽³⁾	1,04	1,00	0,92	0,86
6 (n = 5) ⁽³⁾	1,19	0,96	0,88	0,76
7 (n = 6) ⁽⁴⁾	1,43	1,44	1,79	0,57
8 (n = 3) ⁽⁴⁾	0,54	0,74	0,82	0,45
9 (n = 6) ⁽⁴⁾	0,79	0,45	0,89	1,78
Média	1,04	1,28	1,12	0,93 ⁽⁵⁾

⁽¹⁾ média dos valores de K_T computados para cada evento de amostragem e convertidos para 20°C.

⁽²⁾ n = número de amostras; ⁽³⁾ lagoas 3 e 4 em paralelo; ⁽⁴⁾ lagoas 3 e 4 em série. ⁽⁵⁾ considerando apenas os períodos em que as lagoas 3 e 4 foram operadas em série. Profundidade das lagoas (m): período 1 (0,90 - 0,90 - 0,90), período 2 (0,90 - 0,90 - 0,70 - 0,90), período 3 (0,90 - 0,90 - 0,30), período 4 (0,90 - 0,90 - 0,70 - 0,70), período 5 (0,90 - 0,90 - 0,70 - 0,70), período 6 (0,50 - 0,40 - 0,90 - 0,90), período 7 (0,50 - 0,40 - 0,40 - 0,40), período 8 (0,70 - 0,70 - 0,40 - 0,40), período 9 (0,70 - 0,70 - 0,40 - 0,40). TDH das lagoas (d): período 1 (9,40 - 9,40 - 9,40), período 2 (7,05 - 7,05 - 7,05), período 3 (7,05 - 5,38 - 2,31); período 4 (3,36 - 3,36 - 5,14 - 5,14), período 5 (4,70 - 4,70 - 7,20 - 7,20), período 6 (5,10 - 5,10 - 18,80 - 18,80); período 7 (5,10 - 4,10 - 4,10 - 9,40), período 8 (7,20 - 7,20 - 4,10 - 4,10), período 9 (7,20 - 7,20 - 4,10 - 4,10).

Tabela 5.25 – Coeficientes de decaimento de *Escherichia coli* (K_{b20}), valores médios⁽¹⁾ na série de lagoas (d^{-1}).

Período operacional ⁽²⁾	L1	L2	L3	L4
1 (n=16)	0,80	0,87	1,23	-
2 (n=14)	0,75	1,14	1,25	-
3 (n=6)	0,84	1,27	2,04	-
4 (n=6) ⁽³⁾	0,84	1,02	1,41	1,62
5 (n=10) ⁽³⁾	0,84	1,09	0,95	1,42
6 (n=5) ⁽³⁾	0,97	1,27	0,72	0,52
7 (n=8) ⁽⁴⁾	2,00	1,14	1,90	0,38
8 (n=3) ⁽⁴⁾	0,68	1,41	1,26	1,13
9 (n=5) ⁽⁴⁾	1,08	0,80	1,42	1,47
Média	0,98	1,11	1,35	0,99 ⁽⁵⁾

⁽¹⁾ média dos valores de K_T computados para cada evento de amostragem e convertidos para 20°C.

⁽²⁾ n = número de amostras; ⁽³⁾ lagoas 3 e 4 em paralelo; ⁽⁴⁾ lagoas 3 e 4 em série. ⁽⁵⁾ considerando apenas os períodos em que as lagoas 3 e 4 foram operadas em série. Profundidade das lagoas (m): período 1 (0,90 - 0,90 - 0,90), período 2 (0,90 - 0,90 - 0,70 - 0,90), período 3 (0,90 - 0,90 - 0,30), período 4 (0,90 - 0,90 - 0,70 - 0,70), período 5 (0,90 - 0,90 - 0,70 - 0,70), período 6 (0,50 - 0,40 - 0,90 - 0,90), período 7 (0,50 - 0,40 - 0,40 - 0,40), período 8 (0,70 - 0,70 - 0,40 - 0,40), período 9 (0,70 - 0,70 - 0,40 - 0,40). TDH das lagoas (d): período 1 (9,40 - 9,40 - 9,40), período 2 (7,05 - 7,05 - 7,05), período 3 (7,05 - 5,38 - 2,31); período 4 (3,36 - 3,36 - 5,14 - 5,14), período 5 (4,70 - 4,70 - 7,20 - 7,20), período 6 (5,10 - 5,10 - 18,80 - 18,80); período 7 (5,10 - 4,10 - 4,10 - 9,40), período 8 (7,20 - 7,20 - 4,10 - 4,10), período 9 (7,20 - 7,20 - 4,10 - 4,10).

As eficiências médias de remoção de coliformes totais e *E.coli*, expressas em termos de unidades logarítmicas, encontram-se nas Tabelas 5.26 e 5.27.

Tabela 5.26 – Eficiência de remoção de coliformes totais (unidades logarítmicas) no sistema de lagoas ⁽¹⁾.

Período operacional ⁽²⁾	L1	L2	L3	L4	L2 ⁽³⁾	L3 ⁽⁴⁾	L4 ⁽⁵⁾
1 (n =25)	1,31	1,59	1,47		2,89	4,37	
2 (n =17)	1,27	1,37	1,37		2,64	4,00	
3 (n =10)	1,51	0,95	1,56		2,46	4,02	
4 (n =8) ⁽⁶⁾	1,26	0,54	1,02	1,38	1,81	2,83	3,19
5 (n =17) ⁽⁶⁾	0,98	0,72	0,55	0,95	1,71	2,25	2,66
6 (n =7) ⁽⁶⁾	1,90	0,00	0,39	0,44	1,90	2,29	2,34
7 (n =9) ⁽⁷⁾	1,46	0,44	1,02	0,66	1,90	2,92	3,58
8 (n =3) ⁽⁷⁾	0,95	1,11	0,84	0,35	2,06	2,90	3,25
9 (n =7) ⁽⁷⁾	1,07	-0,17	0,91	1,11	0,90	1,81	2,92

(1) valores baseados nas concentrações médias; (2) n = número de amostras; (3) eficiência acumulada até a lagoa 2 ;(4) eficiência acumulada até a lagoa 3; (5) eficiência acumulada até a lagoa 4; (6) lagoas 3 e 4 em paralelo; (7) lagoas 3 e 4 em série.

Tabela 5.27 – Eficiência de remoção de *Escherichia coli* (unidades logarítmicas) no sistema de lagoas ⁽¹⁾.

Período operacional ⁽²⁾	L1	L2	L3	L4	L2 ⁽³⁾	L3 ⁽⁴⁾	L4 ⁽⁵⁾
1 (n =25)	1,40	1,74	1,97		3,14	5,11	
2 (n =17)	1,19	1,67	1,44		2,87	4,31	
3 (n =10)	1,74	1,12	1,67		2,86	4,53	
4 (n =8) ⁽⁶⁾	1,12	0,81	1,23	1,91	1,94	3,17	3,85
5 (n =17) ⁽⁶⁾	1,08	1,52	1,07	1,65	2,60	3,66	4,25
6 (n =7) ⁽⁶⁾	1,74	0,66	1,40	1,60	2,41	3,80	4,01
7 (n =9) ⁽⁷⁾	1,80	0,99	1,53	0,53	2,79	4,32	4,85
8 (n =3) ⁽⁷⁾	1,09	1,74	1,12	1,02	2,83	3,95	4,98
9 (n =7) ⁽⁷⁾	3,06	4,14	4,79	0,00	3,06	4,14	4,79
Média	1,58	1,59	1,80	0,51 ⁽⁸⁾	2,72	4,11	4,87 ⁽⁸⁾

(1) valores baseados nas concentrações médias; (2) n = número de amostras; (3) eficiência acumulada até a lagoa 2 ;(4) eficiência acumulada até a lagoa 3; (5) eficiência acumulada até a lagoa 4; (6) lagoas 3 e 4 em paralelo; (7) lagoas 3 e 4 em série (8) considerando apenas os períodos em que as lagoas 3 e 4 foram operadas em série

Os coeficientes de decaimento bacteriano e as eficiências de remoção foram, em geral, bastante elevados e refletem as condições típicas de lagoas de maturação: lagoas rasas e elevados valores de OD e pH (ver tabelas 5.4 e 5.5), principalmente nas últimas lagoas da série. Também como tendência geral, e coerente, os valores de K_b mostraram-se crescentes ao longo da série de lagoas – tomando os valores médios de K_b para *E.coli*, notam-se incrementos de cerca de 13% da lagoa 1 para a lagoa 2 e de 22% da lagoa 2 para a lagoa 3; a inclusão de uma quarta lagoa à série parece não

mais contribuir com remoção adicional. von Sperling (2002) sugere incrementos da ordem de 5% - 15% ao longo de lagoas de maturação em série.

Como tendência geral, é possível observar que às lâminas menores correspondem valores mais elevados de K_b , fato este fartamente registrado na literatura (CAVALCANTI *et al.*, 2001; von SPERLING, 2002). Na maioria das situações os maiores valores de K_b foram observados nos períodos com lâminas mais reduzidas. Por exemplo, nos períodos 6 e 7, nos quais ao final da série houve um aumento de lâmina, os valores de K_b tendem aí a decair. Os efeitos da redução de profundidade, tornando o meio mais adverso à sobrevivência de bacteriana, mesmo com baixos valores de tempo de detenção hidráulica, podem ainda ser verificados na lagoa 3, nos períodos 3 e 7.

O ajuste de uma curva (Equação 5.5) profundidade x K_b apenas razoável ($R^2 = 0,45$) (Figura 5.78) pode dever-se, em parte, à pequena variação experimental das alturas de lâmina, além do que, de fato, todas as faixas de profundidade testadas podem ser consideradas como típicas de lagoas rasas ($h \leq 0,90$ m).

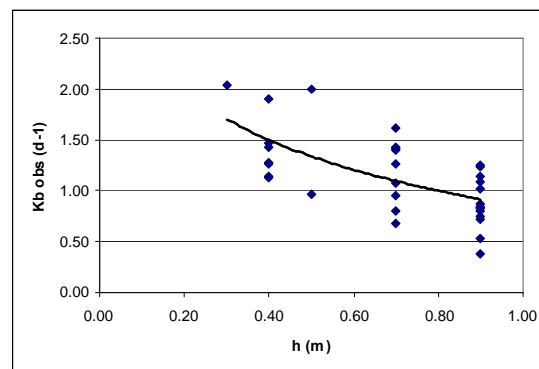


Figura 5.78 – Coeficientes de decaimento de *E.coli* (K_b) versus profundidade das lagoas, valores médios, todas as lagoas, todos os períodos operacionais.

$$K_b \text{ (fluxo disperso)} = - 0,7118 \text{ Ln} (h) + 0.8589 \text{ (20}^\circ\text{C)} \quad R^2 = 0,4491 \quad (5.5)$$

Apesar do baixo coeficiente de determinação da equação de estimativa de K_b , os correspondentes valores observados e estimados de *E.coli* efluente (regime de fluxo disperso), mostraram concordância razoável ($d = 0,66$) (Figura 5.79).

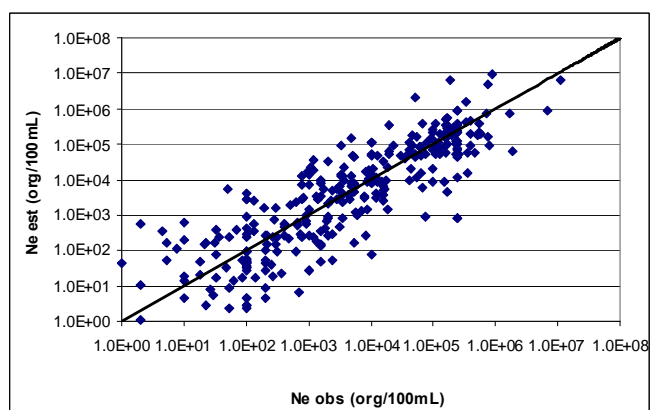


Figura 5.79 – Populações efluentes de *E.coli*, valores estimados com o modelo ajustado com base nos dados experimentais e valores medidos no conjunto de lagoas, todos os períodos operacionais.

Procurou-se verificar os ajustes dos dados experimentais com os modelos sugeridos por von Sperling (2002) (Equações 3.14 e 3.15). Os dois modelos mostraram um ajuste apenas razoável aos dados experimentais (equação 3.14, $d = 0,64$ e equação 3.15, $d = 0,67$) (Figura 5.80) e, em geral, subestimariam os valores de K_b para as lagoas experimentais. Cabe registrar que os modelos de von Sperling foram obtidos de um banco de dados com variações de TDH e profundidades em faixas bem mais amplas que as do presente estudo.

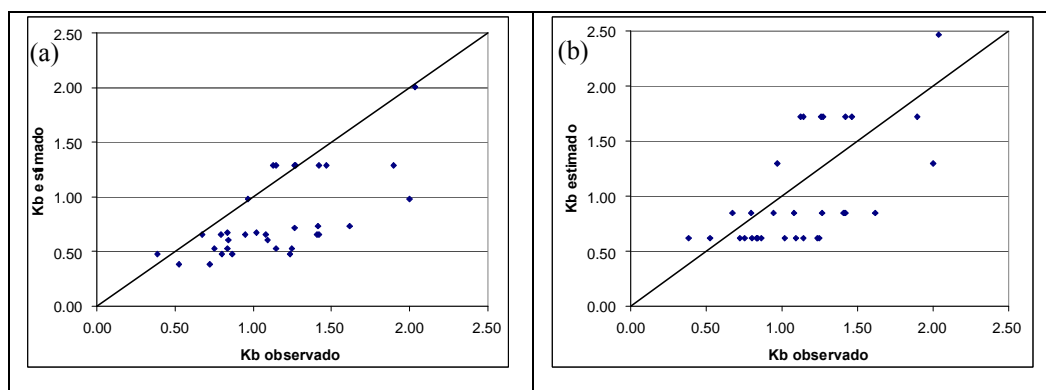


Figura 5.80 – Coeficientes de decaimento de *E.coli* – valores observados x valores estimados com base nos modelos de von Sperling (valores médios, todas as lagoas da série, todos os períodos operacionais).

Testando os dois modelos de von Sperling frente ao conjunto do banco de dados para as concentrações efluentes de *E.coli*, ambos forneceram também concordância apenas razoável (equação 3.14, $d = 0,45$, equação 3.15, $d = 0,55$) (Figuras 5.81 e 5.82, respectivamente).

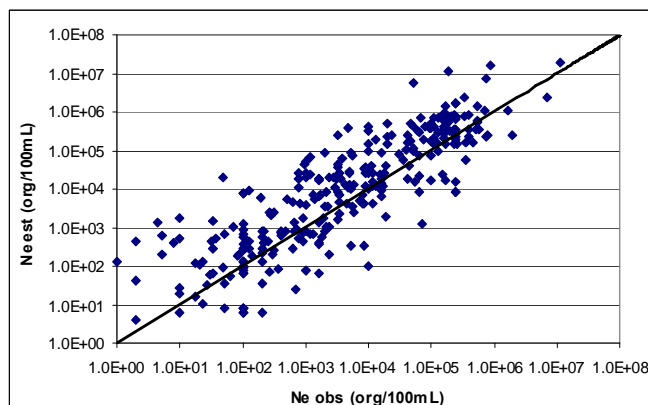


Figura 5.81 – Populações efluentes de *E.coli*, valores estimados com o modelo de von Sperling [$K_b = f(H, TDH)$] e valores medidos no conjunto de lagoas, todos os períodos operacionais.

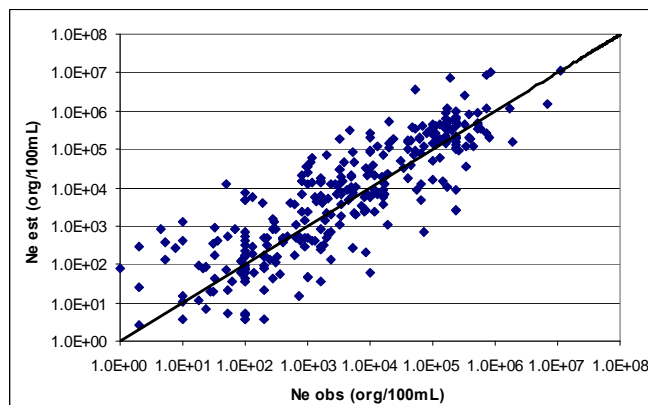


Figura 5.82 – Populações efluentes de *E.coli*, valores estimados com o modelo de von Sperling [$K_b = f(H)$] e valores medidos no conjunto de lagoas, todos os períodos operacionais.

Em resumo, os resultados confirmam a elevada capacidade de lagoas de polimento / maturação na remoção de *E.coli*. O sistema alcançou eficiência de remoção média da ordem de 4 unidades logarítmicas até a lagoa 3, sendo que a inclusão de uma quarta lagoa à série parece não mais contribuir com remoção adicional.

Dentre as condições sob as quais operaram as lagoas experimentais, os critérios da OMS para a irrigação irrestrita (10^3 *E.coli* / 100 mL) seriam alcançados com cerca de 17 dias de tempo de detenção hidráulica; os critérios para a irrigação restrita e para a utilização de efluentes em piscicultura (10^4 *E.coli* / 100 mL) dentro 11 dias (WHO, 2006a; WHO, 2006b).

6 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES PARA CONTINUIDADE DE PESQUISAS NO TEMA

Os resultados confirmam a capacidade de lagoas de polimento / maturação de remoção de nitrogênio e organismos indicadores (*E.coli*), mas por outro lado, as limitações na remoção de fósforo.

Adequadamente dimensionados, sistemas de lagoas rasas conseguem bem absorver os incrementos de amônia nas unidades anaeróbias de pré-tratamento e apresentam plena capacidade de atendimento ao padrão de lançamento de efluentes (20 mg NH₃ / L), em tempos de detenção hidráulicos relativamente curtos. Por sua vez, o alcance de critérios de qualidade mais exigentes, como o para a utilização de efluentes na piscicultura (2 mg NH₃ / L) exigiriam tempos de detenção bem elevados.

Lagoas de polimento / maturação rasas demonstram também pleno potencial de atendimento aos critérios bacteriológicos recomendados pela OMS para a irrigação e piscicultura, também com tempos de detenção relativamente curtos.

O parâmetro crítico de projeto dependerá, portanto, do destino pretendido para o efluente final, o que determinará a necessidade de remoção ou o intuito de preservação de nutrientes. Note-se que, a julgar pelos resultados deste estudo, a configuração do sistema de lagoas para o atendimento do padrão de lançamento de efluentes e de sua utilização para a irrigação restrita seria semelhante. Um sistema assim concebido apresentaria, portanto, flexibilidade (utilização do efluente no período de estiagem e lançamento em corpos receptores no período de chuvas) e capacidade de preservação de nutrientes para a fertirrigação. Ao se pretender uma qualidade bacteriológica compatível com a irrigação irrestrita, a remoção de *E.coli* seria o parâmetro crítico de projeto (em termos de demanda de área), porém isso acarretaria perda de oferta de nutrientes (nitrogênio). Quando se almeja a utilização para a piscicultura, a remoção de amônia passa a ser o parâmetro crítico de projeto e, por conseguinte, as exigências de qualidade bacteriológica do efluente ficariam automaticamente atendidas.

De resto, cabe registrar que sistemas de lagoas de polimento concebidos para qualquer das opções acima especuladas, automaticamente cumpririam bem seu papel de remoção complementar de matéria orgânica.

Os resultados deste estudo fornecem importantes subsídios para o projeto de sistemas de lagoas de polimento (por exemplo, coeficientes de remoção de matéria orgânica, coeficientes de remoção de nitrogênio, coeficientes de decaimento bacteriano, suas respectivas variações ao longo da série de lagoas, valores de pH alcançados ao longo da série, faixas adequadas de taxas de aplicação hidráulica superficial, de profundidade e tempo de detenção hidráulica das lagoas) e para a aplicação de modelos de previsão de qualidade de efluentes, disponíveis na literatura ou ajustados neste trabalho, e de certa forma aqui validados.

Como temas para a continuidade de pesquisas sugerem-se esforços no sentido de refinamento de critérios de projeto de sistemas de lagoas visando à utilização múltipla de efluentes e, neste sentido a remoção de nitrogênio parece se apresentar como o parâmetro crítico. Sugerem-se assim, esforços para o ajuste fino de modelos de previsão da concentração de nitrogênio em efluentes de lagoas, preferivelmente, independentes do pH. Neste mesmo sentido, sugerem-se, por meio de experimentos controlados, uma melhor apropriação dos mecanismos de remoção de nitrogênio em sistemas de lagoas.

7 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRIANARISON, T.; WANG, X.; QIU, J.; BRISSAUD, F.; PICOT, B. Modeling the fate of nitrogen in maturation ponds. In: IWA SPECIALIST CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 7, Bangkok, 2006. **Proceedings...** Bangkok: International Water Association, 2006.
- APHA, AWWA, WEF - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th ed. Washington DC, USA: APHA / AWWA / WEF, 1998.
- ARCEIVALA, S. J. **Wastewater treatment and disposal**. New York: Marcel Dekker, 892 p. 1981, *apud* von SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2002. 196 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 3).
- BASTOS, R.K.X.; BEVILACQUA, P.D.; KELLER, R. **Organismos patogênicos e efeitos sobre a saúde humana**. In: GONÇALVES, R.F. (Coord.) **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003a. cap. 2, p.27-88.
- BASTOS, R. K. X.; RIOS, E. N.; CORREA, J. L. P.; OLIVEIRA, D. V. M. Reator UASB + Biofiltro Submerso Aerado. Um sistema eficiente, mas que requer cuidados operacionais. In: ASSEMBLÉIA NACIONAL DA ASSEMAE, 35, Belo Horizonte, 2005. **Anais..** Jaboticabal: Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento – ASSEMAE, 2005. (Anais eletrônicos).
- BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; SILVA, C. A. B.; RIOS, E. N.; ANDRADE, R. C.; OLIVEIRA, R. B. *E. coli* and salmonella removal in polishing ponds. A case study in Southeast Brazil. In: IWA SPECIALIST CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 7, Bangkok, 2006a. **Proceedings...** Bangkok: International Water Association, 2006a.

- BASTOS, R. K. X.; ASSUNÇÃO, F. A. L.; ROSA, A. P.; HENRIQUE, C. S.; SOUZA, A. C. Gerenciamento do lodo em um sistema UASB + BF. IN: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 30, Punta del Este, Uruguay, 2006. **Anais...** Montevideu: AIDIS. 2006b. (CD ROM).
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Resolução nº 357 de 17 de mar. de 2005. **Diário Oficial**, Brasília, DF, 18 de mar. 2005.
- BRITO, M. C. S. O. M. . **Avaliação intensiva de uma lagoa de maturação com chicanas em escala piloto tratando efluentes de um reator UASB em Itabira - MG**. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de Universidade Federal de Minas Gerais. 1997.
- CAMARGO, M. A; MARA, D. D. Sedimentation of organic nitrogen via biological uptake in maturation ponds. In: SEMINARIO INTERNACIONAL “GESTIÓN INTEGRADA DE SERVICIOS RELACIONADOS CON EL AGUA EN ASENTAMIENTOS NUCLEADOS. Cali, Colombia, 2005.
- CAVALCANTI, P.F.F.; VAN HAANDEL, A.; KATO, M.T.; von SPERLING, M.; LUDUVICE, M.L.; MONTEGGIA, L.O. **Pós-tratamento de efluentes anaeróbios por lagoas de polimento**. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.) **Pós-tratamento de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: ABES, 2001, p.105-170. (Projeto PROSAB).
- CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1997. 246p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 5).
- EMERSON, K., RUSSO, R. C., LUND, R. E., THURSTON, T. T. Aqueous ammonium calculations: effect of pH and temperature. **Journal of the fisheries research board of Canada**, v. 23, p. 2379-2383, 1975. *apud* CAVALCANTI, P.F.F.; VAN HAANDEL, A.; KATO, M.T.; von SPERLING, M.; LUDUVICE, M.L.; MONTEGGIA, L.O. Pós-tratamento de efluentes anaeróbios por lagoas de polimento. In: CHERNICHARO, C. A. L.

- (Coord.) **Pós-tratamento de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: ABES, 2001, p.105-170. (Projeto PROSAB).
- FONSECA, P. W.; VOLSCHAN, I. J.; JORDÃO, E. P.; ROLDÃO, J. S. F.; AZEVEDO, J. P. F. A influência do comportamento hidrodinâmico no desempenho de uma lagoa de estabilização facultativa. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 23, 2005, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande. ABES, 2005. (Anais eletrônicos).
- HOUNG, H. J. S.; GLOYNA E. Phosphorus models for waste stabilization ponds. **Journal of Environmental Engineering**, v. 110, n. 03, p. 550-561, 1984.
- KELLNER, E.; PIRES, E.C. **Lagoas de estabilização: projeto e operação**. Rio de Janeiro: ABES. 244 p. 1998.
- MARA, D. D. **Design manual for waste stabilization ponds in India**. Leeds: Lagoon Technology International. 1997. Disponível em <<http://www.Personal.leeds.ac.uk/%7Ecen6ddm/WSPmanualindia.html>>. Acesso em: 10 abr. 2005.
- MARA, D.D. Waste stabilization ponds: effluent quality requirements and implications for process design. In: IWAQ INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 3rd. João Pessoa – PB, 1995. **Proceedings....** João Pessoa: IWAQ, CCT /UFPB, 1995.
- MASCARENHAS, L. C. **A Avaliação do desempenho de lagoas de lagoas de polimento rasas em série para o tratamento de efluentes de reator UASB**. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de Universidade Federal de Minas Gerais. 2002.
- MINAS GERAIS. Conselho Estadual De Política Ambiental. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de águas, e dá outras providências. Deliberação Normativa COPAM nº. 10, de 16 de dez. de 1986. **Diário do Executivo - Minas Gerais**, 10 de jan. 1987
- PANO, A., MIDDLEBROOKS, E. J. Ammonia nitrogen removal in facultative ponds. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 4, n. 54, p. 344-351, 1982.

- POWELL, N.; SHILTON, A.; PRATT, S.; CHISTI, Y.; GRIGG, N. Factors effecting biological phosphorus removal in waste stabilization ponds – A statistical analysis. In: IWA SPECIALIST CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 7, Bangkok, 2006. **Proceedings...** Bangkok: International Water Association, 2006.
- REED, S. C. Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds. **Journal of the water Pollution Control Federation**. Vol 57, nº 1 p. 39 - 45, 1985.
- SAEG **Sistema para Análises Estatísticas**, Versão 9.1: Fundação Arthur Bernardes - UFV - Viçosa, 2007.
- SAWYER, C. N.; McARTHUR, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for environmental engineering and science**. 5th edition. Boston: McGraw Hill. 752p. 2003.
- SENZIA, M. A., MAYO, A. W., MBWETTE, T. S. A., KATIMA, J. H. Y., JORGENSEN, S. E. Modeling nitrogen transformation and removal in primary facultative ponds. **Ecological Modeling**, 154, pp 207-215, 2002.
- SILVA, S. A.; ARAÚJO, A.L.C.; SOARES, J.; MARA, D. D.; PEARSON, H. W.; de OLIVEIRA, R. Phosphorus removal in a experimental pond complex in northeast Brazil. In: IWAQ INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 3rd. João Pessoa – PB, 1995. **Proceedings...** João Pessoa: IWAQ, CCT /UFPB, 1995a.
- 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**, v.31, n. 12. p. 321-330, 1995b.
- SOARES, S. R. A.; BERNARDES, R. S. Reaction coefficient (K) evaluation for full-scale facultative pond systems. **Bioresource Technology**, v.78. p. 99-102, 2001.
- 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 Technology**, v. 33, n. 7, p. 165-171, 1996.
- TAVARES, L. H. S. **Limnologia aplicada à aqüicultura**: FUNEP, JABOTICABAL, 1994, 70 p.

- THURSTON, R. V.; RUSSO, R. C.; VINOGRADOV, G.A. Ammonia toxicity to fish. Effect of pH on the toxicity of the un-ionized ammonia species. **Environmental Science and Technology**, v.15, n.6, p.837-840, 1981, *apud* BASTOS, R. K. X.; BEVILCQUA, P. D.; NUNES, F. L.; SOEIRO, G. P. ; FREITAS, A. S. Avaliação do tratamento de esgotos sanitários em lagoas de estabilização tendo em vista a utilização do efluente na agricultura e piscicultura. IN: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 28, Cancún, México, 2003. **Anais...** México: AIDIS. 2003b. (CD ROM).
- VIDAL, W. L. Aperfeiçoamentos hidráulicos no projeto de lagoas de estabilização visando à redução da área de tratamento: uma aplicação prática. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 12, Camboriú, 1983. *apud* von SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2002. 196 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 3)
- von SPERLING, M; BASTOS, R. K. X.; KATO, M. T. Removal of *E.coli* and helminthes eggs in UASB: polishing pond systems in Brazil. **Water Science**, V.51, n 12. p. 91-97, 2005.
- von SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2002. 196 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 3).
- von SPERLING, M.; JORDÃO, E. P.; KATO, M.T.; ALEM SOBRINHO, P.; BASTOS, R. K. X.; PIVELLI, R. P. Lagoas de Estabilização. In: GONÇALVES, R. F. (Coord.). **Desinfecção de efluentes Sanitários**. Rio de janeiro: ABES, RiMa, 2003, p. 275-336 (Projeto PROSAB).
- von SPERLING, M. Modeling of coliform removal in 186 facultative and maturation ponds around the world. **Water research**, V.39. p. 5261-5273, 2005.
- WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**. Volume 2: Wastewater use in agriculture. Geneva: WHO. 2006a. 213p.

- WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**. Volume 3: Wastewater and excreta use in aquaculture. Geneva: WHO. 2006b. 149p.
- WILLMOTT, C. J.; CKLESON, S. G.; DAVIS, R. E. Statistics for avaluation and comparasion of models. **Journal of Geophysical Research**, Ottawa, Vol 90, nº C5 p. 8995 - 9005, 1985.
- YANEZ, F. **Lagunas de estabilización: teoría, diseño y mantenimiento**. ETAPA: Cuenca, Equador. 421 p, 1993.
- YANEZ, F. Post Tratamiento de efluentes de procesos anaeróbicos en lagunas de estabilización. In: EXHIBICUION PREMIER SOBRE TECNOLOGIA EM CALIDAD DEL AGUA Y AMBIENTE, Guayaquil, 2001. Asociación Ecuatoriana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental – AEISA. 2001.
- ZIMMO, O. R. **Nitrogen transformations and removal mechanisms in algal and duckweed waste stabilization ponds**. 2003. Dissertação (doutorado) – Instituto Internacional de Infraestrutura, Hidráulica e Engenharia Ambiental (IHE), The Netherlands, 2003
<http://library.wur.nl/wda/dissertations/dis3362.pdf>