

**Ana Cristina Araujo Pinto**

**EMPREGO DE LAGOAS SERIADAS APÓS REATORES  
RAC-UASB PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS  
DE SUINOCULTURA.**

Tese apresentada à Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Veterinária como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Ciência Animal.

Área de Concentração: Epidemiologia

Orientador: Prof. Israel José da Silva

Coorientador: Prof. Luciano dos Santos Rodrigues

Coorientador: Prof. Paulo Roberto de Oliveira

**Belo Horizonte – MG  
Escola de Veterinária da UFMG  
2012**

P6592 Pinto, Ana Cristina Araujo, 1971-

Emprego de lagoas seriadas após reatores RAC-UASB para  
tratamento de águas residuárias de suinocultura / Ana Cristina  
Araujo Pinto. – 2012.

125 p. : il.

Orientador: Israel José da Silva

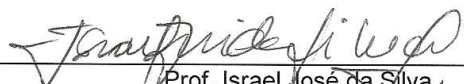
Coorientadores: Luciano dos Santos Rodrigues, Paulo Roberto  
de Oliveira

Inclui bibliografia

1. Águas residuais – Tratamento biológico – Teses. 2. Águas  
Residuais – Purificação – Teses. 3. Suíno – Criação. Teses.  
I. Silva, Israel José da. II. Rodrigues, Luciano dos Santos.  
III. Oliveira, Paulo Roberto de. IV. Universidade Federal de Minas  
Gerais. Escola de Veterinária. V. Título

CDD – 628.161

Tese defendida e aprovada em 31 de julho de 2012, pela Comissão Examinadora constituída por:




---

Prof. Israel José da Silva  
Presidente



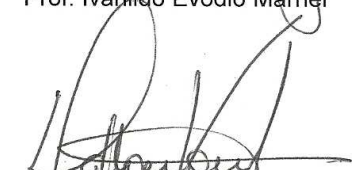
---

Prof. Cláudio Milton Montenegro Campos



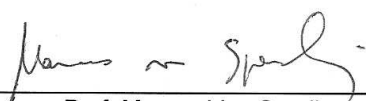
---

Prof. Ivanildo Evódio Marriel



---

Prof. Dalton de Oliveira Fontes



---

Prof. Marcos Von Sperling

***“Embora ninguém possa voltar atrás e fazer um novo começo, qualquer um pode começar agora e fazer um novo fim.”***

***(Chico Xavier)***

***“A morte do homem começa no instante em que ele desiste de aprender.”***

***(Albino Teixeira)***

À Deus.  
À minha filha Marina, que muitas vezes teve  
que entender minha ausência. Te amo.

## **AGRADECIMENTOS**

À minha mãe, minha irmã e minha vó pelo apoio, incentivo, paciência e carinho em todos os momentos.

Ao meu orientador, professor Israel, que além de me ensinar o que significa ser um Mestre, foi um grande amigo.

Ao coorientador, professor Luciano, pela generosidade, apoio e conhecimento.

Ao coorientador, professor Paulo Roberto e ao professor Pedro Light, pela confiança.

Ao professor Marcos von Sperling pela contribuição.

Aos diversos estagiários do Laboratório de Saneamento, por contribuírem na realização das análises.

Aos técnicos do DMVP, Grazielle, Derci e José Roberto (Pó), pela colaboração sempre prestativa.

À Adriana Zerbine, Ludmila e Suzana, pela simplicidade e generosidade em transmitir seus conhecimentos e pela ajuda incondicional.

Ao Médico Veterinário Nelson Eder, pelo carinho e apoio.

À gerência e aos funcionários da Fazenda Experimental Professor Hélio Barbosa, pela fundamental ajuda para a realização deste trabalho.

À Jesus por toda luz, força e coragem que me deu, principalmente nos momentos em que mais precisei.

---

## SUMÁRIO

---

	<b>LISTA DE ABREVIATURA .....</b>	<b>13</b>
	<b>RESUMO .....</b>	<b>14</b>
	<b>ABSTRACT .....</b>	<b>14</b>
1.	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>15</b>
2.	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>16</b>
3.	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>17</b>
3.1.	IMPACTO AMBIENTAL DOS DEJETOS DE SUÍNOS.....	17
3.2.	REGULARIZAÇÃO AMBIENTAL.....	18
3.3.	PRODUÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS.....	18
3.4.	REATORES ANAERÓBIOS .....	21
3.4.1.	Reator anaeróbio compartimentado (RAC) .....	22
3.4.2.	Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB).....	22
3.5.	LAGOAS DE POLIMENTO .....	23
3.5.1	Lagoa facultativa.....	24
3.5.2	Lagoa de maturação .....	25
3.6.	INFLUÊNCIA DO REGIME HIDRÁULICO.....	26
3.6.1.	Fluxo em pistão.....	26
3.6.2.	Mistura completa.....	27
3.6.3.	Mistura completa em série.....	27
3.6.4.	Fluxo disperso.....	27
3.7.	REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E SÓLIDOS SUSPENSOS EM LAGOAS .....	28
3.8.	REMOÇÃO DE ORGANISMOS PATOGÊNICOS .....	30
3.8.1.	Remoção de coliformes .....	31
3.8.1.1.	Coeficiente de decaimento bacteriano ( $K_b$ ) .....	33
3.8.2.	Remoção de ovos de helmintos .....	34
3.9.	REMOÇÃO DE NUTRIENTES .....	37
3.9.1.	Remoção de nitrogênio.....	38
3.9.1.1.	Mecanismos de remoção do nitrogênio em lagoas .....	39
3.9.1.2.	Estimativa de remoção do nitrogênio em lagoas.....	40
3.9.2.	Remoção do fósforo.....	41
3.10	REÚSO DO EFLUENTE E DO LODO .....	43
4.	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>47</b>
4.1.	CONSIDERAÇÕES .....	47
4.2.	DADOS CLIMATOLÓGICOS.....	47
4.3.	ESTAÇÃO DE TRATAMENTO .....	48
4.3.1.	Tratamento preliminar.....	48
4.3.2.	Reator anaeróbio compartimentado (RAC) .....	49
4.3.3.	Reator UASB .....	50
4.3.4.	Lagoas de polimento.....	51
4.4.	CARACTERIZAÇÃO DA VAZÃO AFLUENTE.....	52
4.5.	ALIMENTAÇÃO DA ETE .....	52
4.6.	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	53
4.7.	PROGRAMA DE MONITORAMENTO .....	53
4.8.	ANÁLISE DO LODO .....	54
4.9	ANÁLISE DE DADOS .....	55

5.	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	55
5.1.	TEMPERATURA.....	55
5.2.	OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD) .....	56
5.3.	pH.....	58
5.4.	MATÉRIA ORGÂNICA.....	60
5.4.1.	DBO .....	61
5.4.2.	DQO .....	71
5.4.3.	Relação DQO/DBO.....	81
5.4.4.	Coeficientes de remoção de matéria orgânica (K) das lagoas.....	82
5.5.	SÓLIDOS .....	82
5.6.	NUTRIENTES .....	91
5.6.1.	Nitrogênio.....	91
5.6.2.	Fósforo.....	100
5.7.	ORGANISMOS PATOGÊNICOS.....	104
5.7.1.	Coliformes totais (CT) e <i>Escherichia coli</i> .....	104
5.7.1.1	Coeficiente de decaimento bacteriano ( $K_b$ ) .....	110
5.7.2.	Ovos de helmintos .....	111
5.8.	AVALIAÇÃO DO LODO.....	113
5.8.1.	Coliformes totais e <i>Escherichia coli</i> .....	115
5.8.2.	Ovos de helmintos .....	116
6.	<b>CONCLUSÕES</b> .....	117
7.	<b>RECOMENDAÇÕES</b> .....	117
8.	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	118

---

#### LISTA DE TABELAS

---

Tabela 1	Produção média diária de dejetos nas diferentes fases produtivas dos suínos.....	19
Tabela 2	Características químicas dos dejetos de suínos ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de acordo com Medri (1997) e Rodrigues (2008).....	20
Tabela 3	Valores médios das características químicas dos dejetos de suínos nas fases de crescimento e terminação (Konzen, 1980) e sistema de ciclo completo (Schmidt <i>et al.</i> , 2002) .....	20
Tabela 4	Área mínima recomendada para manter naturalmente as condições aeróbias em lagoas tratando dejetos de suínos .....	25
Tabela 5	Fatores que podem causar ou influenciar a desinfecção em lagoas .....	31
Tabela 6	Características epidemiológicas dos patógenos entéricos através da comparação pela capacidade de causar infecção através da irrigação por esgotos.....	35
Tabela 7	Tamanho, densidade e velocidade de sedimentação de ovos de <i>Ascaris suum</i> e <i>Ascaris lumbricoides</i> .....	35
Tabela 8	Previsão da porcentagem de remoção de ovos de nematóides em lagoas de estabilização para determinados tempos de detenção hidráulica.....	36
Tabela 9	Resultados de eficiência de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e patógenos de sistemas de tratamento de efluentes de suinocultura, Brasil, 2002/2012. ....	42
Tabela 10	Relação entre o tipo de reúso e os riscos de saúde associados .....	44
Tabela 11	Níveis de proteção dos grupos de risco para o uso de esgotos tratados na agricultura .....	46
Tabela 12	Diretrizes do PROSAB para o uso agrícola de esgotos sanitários .....	46
Tabela 13	Diretrizes da PROSAB para usos de esgotos sanitários em piscicultura .....	47



Tabela 14	Concentração de patógenos permitida segundo classe do lodo de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/06 .....	47
Tabela 15	Parâmetros de dimensionamento do reator anaeróbio compartimentado .....	49
Tabela 16	Parâmetros de dimensionamento do reator UASB .....	50
Tabela 17	Parâmetros de dimensionamento das lagoas de polimento.....	51
Tabela 18	Fases do experimento, profundidade das lagoas de maturação, período e número de coletas .....	53
Tabela 19	Concentrações mínimas, médias e máximas do oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nas lagoas de polimento durante as 3 fases do experimento .....	56
Tabela 20	Tempo de detenção hidráulica (TDH), vazão e taxa de aplicação superficial (TAS) do sistema de tratamento nas 3 fases experimentais .....	61
Tabela 21	Estatística descritiva da DBO <sub>t</sub> , DBO <sub>f</sub> , DBO <sub>p</sub> , TDH, vazão e TAS do afluente e dos efluentes do RAC, reator UASB, lagoa facultativa e lagoas de maturação, das fases 1, 2 e 3 .....	61
Tabela 22	Eficiências médias de remoção de DBO total, DBO filtrada e DBO particulada durante as 3 fases experimentais .....	68
Tabela 23	Eficiência de remoção de DBO das lagoas com a DBO efluente sendo a DBO <sub>f</sub> .....	69
Tabela 24	Relação entre os valores da DBO <sub>f</sub> e DBO <sub>p</sub> com a DBO <sub>t</sub> e DBO <sub>f</sub> com DBO <sub>p</sub> no afluente e efluentes do RAC, reator UASB e lagoas de polimento nas 3 fases .....	71
Tabela 25	Estatística descritiva da DQO <sub>t</sub> , DQO <sub>f</sub> , DQO <sub>p</sub> e COV do afluente e dos efluentes do RAC, reator UASB, lagoa facultativa e lagoas de maturação, das fases 1, 2 e 3.....	72
Tabela 26	Carga orgânica volumétrica (COV) dos reatores nas 3 fases experimentais.....	75
Tabela 27	Eficiências médias de remoção de DQO total, DQO filtrada e DQO particulada durante a fase 1, 2 e 3 do experimento .....	78
Tabela 28	Relação entre os valores da DQO <sub>f</sub> e DQO <sub>p</sub> com a DQO <sub>t</sub> e DQO <sub>f</sub> com DQO <sub>p</sub> no afluente e efluentes do RAC, reator UASB e lagoas de polimento.....	81
Tabela 29	Relação entre DQO <sub>t</sub> e DBO <sub>t</sub> nas 3 fases do experimento .....	81
Tabela 30	Relação entre DQO <sub>f</sub> e DBO <sub>f</sub> nas 3 fases do experimento .....	81
Tabela 31	Valores do coeficiente de remoção ( $K$ em $\text{d}^{-1}$ ) de matéria orgânica para DBO e DQO das lagoas de polimento, para o regime de mistura completa e fluxo disperso com as temperaturas correspondentes de cada fase .....	82
Tabela 32	Estatística descritiva dos sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV), sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) do afluente e dos efluentes do RAC, reator UASB, lagoa facultativa e lagoas de maturação, das fases 1, 2 e 3 .....	83
Tabela 33	Eficiências médias de remoção de ST, STV, SST e SSV durante as 3 fases experimentais .....	89
Tabela 34	Estatística descritiva do Norg., Nam., NTK, $\text{NO}_2^-$ , $\text{NO}_3^-$ e Nt do afluente e dos efluentes do RAC, reator UASB, lagoa facultativa e lagoas de maturação, das fases 1, 2 e 3 .....	91
Tabela 35	Relação entre Nam. e NTK nas 3 fases do experimento .....	95
Tabela 36	Eficiências médias de remoção do Nam., NTK e Nt nas 3 fases do experimento .....	99
Tabela 37	Valores de Nam. observados e calculados pela fórmula de Pano e Middlebrooks (1992) para $T \geq 20^\circ\text{C}$ .....	100
Tabela 38	Estatística descritiva do fósforo total do afluente e dos efluentes do RAC, reator UASB, lagoa facultativa e lagoas de maturação, das fases 1, 2 e 3 ....	101

Tabela 39	Eficiências médias de remoção de fósforo total durante as 3 fases do experimento .....	104
Tabela 40	Estatística descritiva dos coliformes totais e <i>Escherichia coli</i> do afluente e dos efluentes do RAC, reator UASB, lagoa facultativa e lagoas de maturação, nas fases 1, 2 e 3 .....	105
Tabela 41	Eficiência de remoção de coliformes totais e <i>Escherichia coli</i> no RAC, reator UASB e lagoas de polimento nas 3 fases do experimento .....	110
Tabela 42	Unidades logarítmicas removidas de coliformes totais e <i>Escherichia coli</i> no RAC, reator UASB e lagoas de polimento nas 3 fases do experimento ....	110
Tabela 43	Valores de coeficiente de decaimento bacteriano ( $K_b$ ) nas lagoas, para regime de mistura completa e fluxo disperso, dos coliformes totais e <i>E. coli</i> durante as 3 fases, em suas respectivas temperaturas médias .....	111
Tabela 44	Estatística descritiva dos ovos de <i>A. suum</i> do afluente e dos efluentes dos reatores anaeróbios, lagoa facultativa e efluente final das lagoas de maturação, das fases 1, 2 e 3 .....	112
Tabela 45	Eficiências de remoção e unidades logarítmicas removidas (UL) de ovos de <i>A. suum</i> do sistema de tratamento durante as fases do experimento .....	113
Tabela 46	Eficiências observadas e estimadas segundo Ayres <i>et al.</i> (1992) .....	113
Tabela 47	Concentração, massa e porcentagem do lodo gerado nas lagoas durante o experimento .....	114
Tabela 48	Produção e volume teóricos de lodo produzido nas lagoas .....	114
Tabela 49	Produção e volume diário e volume per capita anual de acumulação do lodo nas lagoas.....	115
Tabela 50	Concentração de CT e <i>E. coli</i> no lodo das lagoas de tratamento .....	116
Tabela 51	Quantidades de ovos de <i>A. suum</i> no lodo, ovos viáveis e porcentagem de viabilidade nas lagoas de tratamento .....	116

---

#### LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Representação esquemática de uma lagoa para o tratamento de águas residuárias e os processos biológicos que se desenvolvem .....	29
Figura 2	Pluviômetro: A; evaporímetro tanque classe A: B.....	48
Figura 3	Vista da ETE.....	48
Figura 4	Peneira estática.....	49
Figura 5	Corte esquemático do RAC.....	49
Figura 6	Corte esquemático do Reator UASB.....	50
Figura 7	Cortes esquemáticos das lagoas facultativa (A) e de maturação (B) 1, 2 e 3 ...	51
Figura 8	Lagoas facultativa e de maturação 1, 2 e 3 .....	52
Figura 9	Bomba centrífuga .....	53
Figura 10	Esquema da divisão realizada na lagoa facultativa e lagoas de maturação para coleta do lodo .....	55
Figura 11	Gráfico Box-Whisker da temperatura durante as 3 fases experimentais.....	56
Figura 12	Valores médios do oxigênio dissolvido nas lagoas de polimento no período da manhã e da tarde durante a fase experimental 1 .....	57
Figura 13	Valores médios do oxigênio dissolvido nas lagoas de polimento no período da manhã durante a fase experimental 2.....	58
Figura 14	Valores médios do oxigênio dissolvido nas lagoas de polimento no período da manhã e da tarde durante a fase experimental 3 .....	58
Figura 15	Valores mínimo, médio e máximo do pH do afluente e efluente dos reatores no período da manhã na fase 1 .....	59
Figura 16	Valores mínimo, médio e máximo do pH do afluente e efluente dos reatores no período da manhã na fase 2 .....	59

Figura 17	Valores mínimo, médio e máximo do pH do afluente e efluente dos reatores no período da manhã na fase 3 .....	60
Figura 18	Valores mínimo, médio e máximo do pH do afluente e efluente dos reatores no período da tarde na fase 3 .....	60
Figura 19	Série temporal da concentração de DBOt do afluente na 1ª fase .....	64
Figura 20	Série temporal da concentração de DBOt do afluente na 2ª fase.....	64
Figura 21	Série temporal da concentração de DBOt do afluente na 3ª fase .....	64
Figura 22	Gráfico Box-Whiskers para DBOt, DBOf e DBOp durante a fase experimental 1 .....	65
Figura 23	Gráfico Box-Whiskers para DBOt, DBOf e DBOp da fase experimental 2 .....	66
Figura 24	Gráfico Box-Whiskers para DBOt, DBOf e DBOp da fase experimental 3 .....	66
Figura 25	Eficiência média de remoção da DBOt, DBOf e DBOp durante a fase 1 do experimento.....	68
Figura 26	Eficiência média de remoção da DBOt, DBOf e DBOp durante a fase 2 do experimento.....	68
Figura 27	Eficiência média de remoção da DBOt, DBOf e DBOp durante a fase 3 do experimento.....	69
Figura 28	Porcentagem da DBOf e DBOp em relação à DBOt na fase 1.....	70
Figura 29	Porcentagem da DBOf e DBOp em relação à DBOt na fase 2.....	70
Figura 30	Porcentagem da DBOf e DBOp em relação à DBOt na fase 3.....	70
Figura 31	Série temporal da concentração de DQOt do afluente na fase 1 .....	74
Figura 32	Série temporal da concentração de DQOt do afluente na fase 2 .....	74
Figura 33	Série temporal da concentração de DQOt do afluente na fase 3 .....	74
Figura 34	Gráfico Box-Whiskers para DQOt, DQOf e DQOp da fase experimental 1 .....	76
Figura 35	Gráfico Box-Whiskers para DQOt, DQOf e DQOp da fase experimental 2 .....	76
Figura 36	Gráfico Box-Whiskers para DQOt, DQOf e DQOp da fase experimental 3 .....	77
Figura 37	Eficiência média de remoção da DQOt, DQOf e DQOp durante a fase 1 do experimento.....	78
Figura 38	Eficiência média de remoção da DQOt, DQOf e DQOp durante a fase 2 do experimento.....	78
Figura 39	Eficiência média de remoção da DQOt, DQOf e DQOp durante a fase 3 do experimento.....	79
Figura 40	Porcentagem da DQOf e DQOp em relação à DQOt na fase 1 .....	79
Figura 41	Porcentagem da DQOf e DQOp em relação à DQOt na fase 2 .....	80
Figura 42	Porcentagem da DQOf e DQOp em relação à DQOt na fase 3 .....	80
Figura 43	Série temporal da concentração de sólidos suspensos voláteis do afluente e do efluente do RAC, reator UASB, LF e LM, na fase 1.....	85
Figura 44	Série temporal da concentração de sólidos suspensos voláteis do afluente e do efluente do RAC, reator UASB, LF e LM, na fase 2.....	86
Figura 45	Série temporal da concentração de sólidos suspensos voláteis do afluente e do efluente do RAC, reator UASB, LF e LM, na fase 3.....	86
Figura 46	Gráfico Box-Whiskers para ST, STV, SST e SSV da fase experimental 1 .....	87
Figura 47	Gráfico Box-Whiskers para ST, STV, SST e SSV da fase experimental 2.....	87
Figura 48	Gráfico Box-Whiskers para ST, STV, SST e SSV da fase experimental 3.....	88
Figura 49	Porcentagem de SSV correspondente dos valores SST do afluente e efluentes do sistema nas 3 fases .....	88
Figura 50	Eficiência média de remoção de ST, STV, SST e SSV durante a fase 1 do experimento.....	90
Figura 51	Eficiência média de remoção de ST, STV, SST e SSV durante a fase 2 do experimento.....	90
Figura 52	Eficiência média de remoção de ST, STV, SST e SSV durante a fase 3 do experimento.....	90
Figura 53	Série temporal da concentração de nitrogênio amoniacal do efluente da lagoa facultativa e do efluente final das lagoas de maturação na fase 1 .....	95

Figura 54	Série temporal da concentração de nitrogênio amoniacal do efluente da lagoa facultativa e do efluente final das lagoas de maturação na fase 2 .....	96
Figura 55	Série temporal da concentração de nitrogênio amoniacal do efluente da lagoa facultativa e do efluente final das lagoas de maturação na fase 3 .....	96
Figura 56	Gráfico Box-Whiskers para nitrogênio amoniacal durante as 3 fases experimentais .....	97
Figura 57	Gráfico Box-Whiskers para NTK durante as 3 fases experimentais .....	97
Figura 58	Gráfico Box-Whiskers para nitrogênio total durante as 3 fases experimentais .....	98
Figura 59	Eficiência média de remoção do Nam. nas 3 fases do experimento .....	99
Figura 60	Eficiência média de remoção do NTK nas 3 fases do experimento .....	99
Figura 61	Eficiência média de remoção do Nt nas 3 fases do experimento .....	100
Figura 62	Série temporal da concentração de fósforo do efluente da lagoa facultativa e do efluente final das lagoas de maturação da fase 1.....	102
Figura 63	Série temporal da concentração de fósforo do efluente da lagoa facultativa e do efluente final das lagoas de maturação da fase 2.....	102
Figura 64	Série temporal da concentração de fósforo do efluente da lagoa facultativa e do efluente final das lagoas de maturação da fase 3.....	102
Figura 65	Gráfico Box-Whiskers do fósforo total das fases experimentais 1, 2 e 3.....	103
Figura 66	Eficiência de remoção do Pt nas 3 fases do experimento .....	104
Figura 67	Série temporal da concentração de coliformes totais do efluente da lagoa facultativa e das lagoas de maturação na fase 1 .....	107
Figura 68	Série temporal da concentração de <i>Escherichia coli</i> do efluente da lagoa facultativa e das lagoas de maturação na fase 1 .....	107
Figura 69	Série temporal da concentração de coliformes totais do efluente da lagoa facultativa e das lagoas de maturação na fase 2.....	108
Figura 70	Série temporal da concentração de <i>Escherichia coli</i> do efluente da lagoa facultativa e das lagoas de maturação na fase 2.....	108
Figura 71	Série temporal da concentração de coliformes totais do efluente da lagoa facultativa e das lagoas de maturação na fase 3.....	108
Figura 72	Série temporal da concentração de <i>Escherichia coli</i> do efluente da lagoa facultativa e das lagoas de maturação na fase 3.....	109
Figura 73	Concentração de ST e SV no lodo.....	115

---

## LISTA DE ABREVIATURAS

RAC	Reator anaeróbio compartimentado
UASB	Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo
LF	Lagoa facultativa
LM	Lagoa de maturação
DBOt	Demanda bioquímica de oxigênio total
DBOf	Demanda bioquímica de oxigênio filtrada
DBOp	Demanda bioquímica de oxigênio particulada
DQOt	Demanda química de oxigênio total
DQOf	Demanda química de oxigênio filtrada
DQOp	Demanda química de oxigênio particulada
ST	Sólidos totais
STV	Sólidos totais voláteis
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
COV	Carga orgânica volumétrica
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TAS	Taxa de aplicação superficial
TAH	Taxa de aplicação hidráulica
CHV	Carga hidráulica volumétrica
OD	Oxigênio dissolvido
N-am.	Nitrogênio amoniacal
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
Nt	Nitrogênio total
N-NO <sub>2</sub>	Nitrito
N-NO <sub>3</sub>	Nitrato
Pt	Fósforo total
OMS	Organização Mundial de Saúde
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
ABIEPCS	Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína.

## RESUMO

O trabalho apresenta o comportamento de uma lagoa facultativa e três de maturação em série, como pós-tratamento de efluente de um sistema anaeróbio em dois estágios, composto por um reator anaeróbio compartimentado (RAC) seguido de um reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB), em escala real, tratando efluente de suinocultura. As lagoas de maturação foram trabalhadas em três fases diferentes em função da profundidade, sendo a primeira fase com 0,40 m, a segunda com 0,60 m e a terceira com 0,80 m. Os parâmetros avaliados foram: temperatura do ar; pH; oxigênio dissolvido (OD); demanda bioquímica de oxigênio (DBO); demanda química de oxigênio (DQO); sólidos totais (ST); sólidos totais voláteis (STV); sólidos suspensos totais (SST); sólidos suspensos voláteis (SSV); nitrogênio amoniacal (Nam.); nitrogênio total Kjeldahl (NTK); nitrito ( $\text{NO}_2$ ); nitrato ( $\text{NO}_3$ ); fósforo total (Pt); coliformes totais; *Escherichia coli* e ovos de helmintos. No final das três fases, após a secagem das lagoas, o lodo foi coletado para análise do volume, massa, coliformes e ovos viáveis de helmintos. O sistema global apresentou eficiência de remoção acima de 98% e 96% para DBOt e DQOt, respectivamente, atendendo ao padrão de lançamento de efluentes estabelecido pela DN COPAM-CERH 01/2008, porém a amônia ficou muito acima do padrão. As lagoas não foram eficientes na remoção de nutrientes e coliformes devido ao baixo tempo de detenção hidráulica (TDH), porém produziram um efluente totalmente livre de ovos de helmintos. A análise de coliformes no lodo das lagoas atendeu ao padrão de reúso na agricultura, segundo a Resolução nº 375/06 do CONAMA, para *Escherichia coli*, nas lagoas LF e LM3. O lodo apresentou elevada concentração de ovos viáveis de helmintos não atendendo ao padrão desta Resolução.

Palavras-chave: águas residuárias de suinocultura, lagoas de polimento, RAC, reator UASB, reúso.

## ABSTRACT

This research presents the behavior of one facultative pond and three maturation ponds in series such as post-treatment effluent from a two stages anaerobic system, composed of an anaerobic baffled reactor (ABR) followed by an upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB), in full scale, treating swine effluent. The maturation ponds were worked in three different phases depending on the depth, being the first phase with 0.40 m, second with 0.60 m and third with 0.80 m. The parameters evaluated were: air temperature, pH; dissolved oxygen (DO); biochemical oxygen demand (BOD); chemical oxygen demand (COD); total solids (TS); total volatile solids (TVS); total suspended solids (TSS); volatile suspended solids (VSS); ammonia; total Kjeldahl nitrogen (NTK); nitrite ( $\text{NO}_2$ ); nitrate ( $\text{NO}_3$ ); phosphorus (Pt); coliforms; *Escherichia coli* and helminth eggs. At the end of the three phases the ponds, after drying ponds, the sludge was collected for analysis of the volume, weight, coliforms and viable helminth eggs. The global system showed efficiency of removal above of 98% and 96% for BOD and COD, respectively, given the standard of effluent discharge established by DN COPAM-CERH 01/2008, however the ammonia was very above the standard. The ponds were not efficient in the removal of nutrients and coliforms due to the low hydraulic detention time (HDT), however had produced effluent free of helminth eggs. The analysis of coliforms in the ponds sludge attended reuses in agriculture, according to Resolution nº 375/06 of the CONAMA, for *Escherichia coli*, in ponds LF and LM3. The sludge showed high concentrations of viable helminth eggs not attend the standard of this Resolution.

Keywords: post-treatment pond, swine wastewaters, ABR, UASB reactor, reuse.

## 1 - INTRODUÇÃO

O maior desafio do homem contemporâneo é compatibilizar produção e desenvolvimento dentro de uma filosofia autossustentável. Dentro desse novo contexto, tornam-se inadmissíveis atividades que degradem, sob qualquer aspecto, o ambiente (Campos *et al.*, 2006).

No Brasil, a suinocultura era uma atividade basicamente de subsistência, onde os dejetos eram lançados no campo sem qualquer controle, porém em volume capaz de ser absorvido pelo solo. A partir da década de 80, com a melhora genética e com a tecnificação da atividade, houve uma profissionalização desse setor e um grande número de animais passou a ser criado em pequenos espaços, fazendo com que o ambiente não mais suportasse o recebimento desses dejetos, passando a ser um importante agente impactante. Segundo a ABIPECS (Relatório..., 2010), a produção industrial de suínos foi a que mais se ampliou (36,7%), enquanto a produção de subsistência (destinada ao autoconsumo nas propriedades, as quais eventualmente vendem algum excedente) registrou queda (-34,1%), indicando que a atividade suinícola no país está em rápido processo de profissionalização.

Zootecnicamente, a carne suína é a fonte de proteína mais consumida no mundo, com uma produção de 15 milhões de toneladas por ano. O Brasil é o quarto maior produtor, com 3% da produção e 11% das exportações. Mesmo com as barreiras sanitárias, com o aumento dos subsídios europeus e o crescimento da concorrência internacional, as exportações brasileiras cresceram acima da média dos competidores (Relatório..., 2010). Em 2011, o Brasil produziu 3,4 milhões de toneladas, por meio de 40 mil suinocultores, produzindo 600 mil empregos (Relatório..., 2011).

A suinocultura é uma atividade de alto potencial poluidor, devido à grande produção associada ao modo intensivo de

criação. Todo criador de suínos deve possuir um programa racional de controle dos dejetos, visando a sua correta utilização para evitar problemas de poluição. Pela Legislação Ambiental, o produtor pode ser responsabilizado criminalmente por eventuais danos causados ao meio ambiente e à saúde dos homens e animais (Perdomo, 1999).

Os dejetos de suínos apresentam grande concentração de matéria orgânica, nutrientes, minerais e vários compostos oriundos de sua alimentação, além disso, podem ter vírus, bactérias e ovos de parasitos. Esses constituintes podem levar a sérias consequências quando lançados no solo ou em corpos d'água sem qualquer tratamento e controle como eutrofização de lagos e represas, morte de peixes, problemas de odor, doenças em seres humanos e animais, contaminação e saturação do solo, e muitos outros.

De acordo com Weiss *et al.*(2002), o acúmulo e o extravasamento de dejetos suínos ou a canalização ilegal desses resíduos em rios e a construção de esterqueiras próximas a essas fontes têm contaminado a água e interferido na ecologia de rios e lagos. Outro problema oriundo dos dejetos de suínos é a contaminação por *Salmonella*, sendo esta uma zoonose de importância mundial. Os dejetos líquidos de suínos podem atuar como contaminantes do solo, de águas superficiais e subterrâneas, por meio da disseminação de microrganismos patogênicos como vírus, protozoários e bactérias.

O reúso de águas residuárias não é um conceito novo e tem sido praticado em todo mundo há muito tempo e, atualmente, vem ganhando importância com a redução da disponibilidade de recursos hídricos de boa qualidade. Para agricultura, o uso dessas águas é uma alternativa importante, pois permite o aproveitamento potencial das águas e dos nutrientes para o aumento da produção. No entanto, o uso de águas residuárias na agricultura deve ser condicionado ao tratamento dessas águas,

ao tipo de cultivo, à escolha de métodos de aplicação e ao controle da exposição humana.

A escolha do tipo de tratamento a ser utilizado deve levar em consideração alguns fatores como: a legislação ambiental regional; o clima; os custos de construção e operação; a quantidade e qualidade do lodo gerado; localização; geração de odor; destino final do efluente tratado; entre outros. Uma opção de tratamento de efluente de suinocultura seria o Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB), que apresenta simplicidade operacional, baixa demanda de área e reduzida produção de lodo, além de produzir subprodutos, como: o biogás, que pode ser utilizado como fonte de energia alternativa; o lodo anaeróbio que pode ser utilizado como fertilizante; e o efluente final que pode ser aplicado no solo para fertirrigação.

Em função da elevada carga orgânica nas águas residuárias da suinocultura, um sistema em duplo estágio, utilizando dois reatores anaeróbios em série, onde no primeiro reator é iniciada a hidrólise e no segundo a estabilização do material solúvel, tem demonstrado melhor desempenho. O reator anaeróbio compartimentado (RAC) tem sido bem utilizado no tratamento desse tipo de efluente, em função do bom resultado na retenção do material particulado, aumentando a eficiência do reator UASB.

Como desvantagem, o tratamento anaeróbio não remove nutrientes, como fósforo e nitrogênio, nem organismos patogênicos, sendo necessário, dependendo do destino do efluente, um tratamento complementar. Como opção, temos as lagoas de polimento, que podem manter a simplicidade de implantação e operação do sistema anaeróbio, podendo ser projetadas, basicamente para remoção de nutrientes e organismos patogênicos.

Neste trabalho, foi utilizado um sistema anaeróbio em dois estágios (escala real) composto por reator anaeróbio compartimentado e reator UASB, seguido

de lagoas de polimento (escala piloto) constituídas de uma lagoa facultativa e três lagoas de maturação em série, tratando efluente de uma granja de suinocultura de ciclo completo. Esta constituição não é muito comum na suinocultura, já que, na sua maioria, os tratamentos (geralmente em escala piloto) utilizam reatores anaeróbios em dois estágios, isolados ou acrescidos de uma lagoa de polimento, ou ainda, um sistema de lagoas em série composto por lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas, aeradas ou de aguapé. O sistema anaeróbio utilizado neste trabalho é o mesmo já descrito na pesquisa de Rodrigues (2008), sendo que o interesse atual foi demonstrar o comportamento das lagoas tratando o efluente dos reatores anaeróbios no intuito de avaliar a viabilidade do efluente final para reúso ou liberação no corpo receptor.

## 2 - OBJETIVOS

### Objetivo Geral

Este trabalho tem como objetivo geral avaliar a influência de três diferentes profundidades de lagoas de polimento em série como pós-tratamento de um sistema composto por reator anaeróbio compartimentado (RAC) e reator UASB, utilizado para tratamento de dejetos de suínos.

### Objetivos Específicos

- Determinar os coeficientes de remoção de matéria orgânica levando em consideração o regime hidráulico das lagoas;
- Determinar o coeficiente de decaimento bacteriano levando em consideração o regime hidráulico das lagoas;
- Avaliar a concentração de ovos de helmintos no efluente, e a concentração e viabilidade de ovos incorporados ao lodo do fundo das lagoas após o final do monitoramento;
- Avaliar se o efluente final cumpre as normas da OMS para irrigação e da COPAM-CERH para lançamentos em corpos receptores.



### 3 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 - IMPACTO AMBIENTAL DOS DEJETOS DE SUÍNOS

Define-se impacto ambiental, segundo a Resolução nº 001/86 do CONAMA, como a alteração das propriedades físico-químicas e biológicas do meio ambiente, alteração esta provocada direta ou indiretamente por atividades humanas, que afetam a saúde, segurança, bem-estar da população, atividades socioeconômicas, biota, condições estéticas e sanitárias do meio e qualidade dos recursos.

A suinocultura brasileira, apesar de sua posição privilegiada em termos de produção, ainda não universalizou os sistemas de tratamento de dejetos, causando impactos ambientais que estão acima da capacidade de assimilação pelo meio ambiente. Com a emergência de soluções para as questões ambientais nos últimos 30 anos, a poluição vem sendo considerada como parte do processo produtivo, causando mudanças no modo de encarar os produtos advindos dos processos poluidores (Gatner e Gama, 2005).

A contaminação de cursos d'água por material de origem biológica representa um grande problema, já que estes se apresentam de diversas formas, como sólidos solúveis e sólidos em suspensão, podendo formar depósitos de sedimentos, classificados como biodegradáveis ou não biodegradáveis. Altas concentrações de matéria orgânica podem aumentar a turbidez, impedindo a penetração da luz solar e, conseqüentemente, a fotossíntese.

Os gases gerados pela decomposição da matéria orgânica causam desconforto ambiental. Os dejetos também levam à proliferação de insetos, principalmente moscas, que é um grande problema associado à suinocultura (Gatner e Gama, 2005).

O nitrogênio e o fósforo são os macronutrientes de maior importância,

sendo fundamentais quando se usa o dejetos de suíno como adubo, mas também podendo causar problemas de poluição ambiental. Em solos altamente arenosos o fósforo contido nos esterco penetra mais rapidamente no solo que o contido nos fertilizantes comerciais, pois a matéria orgânica do esterco favorece a solubilização dos fosfatos (Oliveira, 1993). Segundo Gatner e Gama (2005), a percolação dos líquidos gerados nos sistemas de tratamento de suinocultura nos solos, em algumas regiões como o Centro-Oeste brasileiro, é elevada, podendo facilmente atingir lençóis freáticos e contaminar fontes de água necessárias para o abastecimento municipal e distrital.

Os nutrientes, quando lançados em lagos e represas podem causar eutrofização dessas águas, a qual é caracterizada por grande produção de fitoplânctons, sendo este um problema ambiental muito sério, pois leva à degradação da qualidade química das águas e dos ecossistemas aquáticos.

Outra substância que precisa ser considerada sob o aspecto da proteção ambiental é o nitrato. Os teores de nitrato detectados no lençol freático de terras tratadas com altos níveis de esterco líquido durante vários anos ( $160 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) foram dez vezes maiores que os encontrados nas terras não tratadas (Oliveira, 1993). Quando as concentrações de nitrato nas águas de abastecimento apresentam-se maiores que  $10 \text{ mg L}^{-1}$ , as pessoas que consomem dessas águas correm o risco de desenvolver câncer, e metahemoglobinemia em crianças com menos de três meses de idade (Masters, 1991). Além disso, o nitrogênio na forma de amônia é altamente tóxico para os peixes.

Os dejetos de suínos podem apresentar uma ampla gama de organismos patogênicos, em concentração e diversidade, como: vírus, bactérias, protozoários e helmintos. Estes estão relacionados a várias enfermidades, entre elas: salmonelose, peste suína clássica, doenças causadas por coliformes como a *Escherichia coli*, verminoses, entre outras. A incidência de infecções latentes aumenta

quando plantéis são criados em confinamento. A maioria dos animais infectados elimina o agente patogênico por meio da urina, fezes e outras excreções, de modo que os microrganismos são depositados sobre o piso das instalações, veiculados nos resíduos líquidos dos animais (Oliveira, 1993).

As águas dos corpos receptores contaminadas com microrganismos patogênicos oriundos dos dejetos, quando usadas para consumo doméstico, dessedentação de animais ou irrigação de culturas, podem servir de veículo na transmissão de doenças, causando ao homem desde simples diarreia até gastroenterites severas, hepatites, meningites, infecções respiratórias, alterações neurológicas, dentre outras. Nos animais, além das patologias citadas, deve-se avaliar o risco de condenação de vísceras e de carcaças, causando severos prejuízos ao sistema de produção (Oliveira, 1993).

### 3.2 - REGULARIZAÇÃO AMBIENTAL

Os aspectos da Legislação Ambiental do Brasil e de Minas Gerais devem ser observados quanto ao licenciamento ambiental e quanto aos padrões de lançamento dos despejos, objetivando a preservação do meio ambiente e a correção de problemas ambientais, provenientes da suinocultura.

A Lei 6.938 de 1981 instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente criando o licenciamento ambiental, condicionando à construção, à instalação, à ampliação e ao funcionamento de estabelecimentos e atividades considerados efetiva ou potencialmente poluidores.

De acordo com as diretrizes para licenciamento ambiental de atividades poluidoras e/ou modificadoras do meio ambiente, a atividade de suinocultura se torna uma atividade onde é necessário o licenciamento ambiental, com o objetivo de promover a conservação da qualidade dos recursos naturais, não os afetando de forma degradatória. No caso da suinocultura o

licenciamento é função do tipo de produção, a saber:

- Produção em Ciclo Completo – abrange todas as fases de produção e tem como produto o suíno terminado.

- Produção de Leitões (UPL) – envolve basicamente a reprodução e tem como produto final os leitões desmamados de até 10 kg (42 dias) ou o leitão com 18 a 25 kg de peso vivo (50 a 70 dias).

- Produção de Terminados – envolve somente a fase de terminação dos suínos, tendo como produto final o suíno terminado.

Em Minas Gerais, o Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) juntamente com o Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH) determinaram, na Deliberação Normativa nº 1 de 05 de maio de 2008, que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedeça às condições, padrões e exigências dispostos nesta ou em outras normas aplicáveis. De acordo com o artigo 29 desta Deliberação Normativa, os efluentes tais como de suinocultura devem possuir sistema de tratamento que apresente uma eficiência de redução de DBO de no mínimo 75% e média anual igual ou superior a 85%. Já para DQO, o tratamento deve ter eficiência de redução em no mínimo 70% e média anual igual ou superior a 75%. Os sólidos suspensos totais devem ser até 150 mg L<sup>-1</sup> para efluentes de lagoas de estabilização.

### 3.3 - PRODUÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS

As instalações de criação de suínos, o tipo de alimentação e de bebedouro, os sistemas de manejo e de limpeza (quantidade de água utilizada na higienização das baias) podem ser considerados como fatores determinantes das características quali-quantitativas dos dejetos produzidos. Gosmann (1997) ressalta que as diferentes condições

estruturais e de manejo nas criações de suínos fazem com que a quantidade e a composição dos dejetos variem em cada propriedade.

Belli Filho (1995) relata que o volume produzido depende do tipo de criação, construções, alimentação, distribuição de água, manejo adotado e ainda do estado psicológico dos suínos. A quantidade de dejetos produzida diariamente e seu teor de umidade variam de acordo com as fases de produção. Oliveira *et al.* (1993) observaram uma produção média de 8,6 litros (suíno dia)<sup>-1</sup> de dejetos líquidos. Sevrin-Reyssac *et al.* (1995) relataram valores da ordem de 5,7 e 7,6 litros (suíno dia)<sup>-1</sup> para suínos de peso entre 57 e 97 kg, o que corresponde 8 a 10% do peso vivo do animal.

Para Isbizuka (1998) os suínos criados em sistemas de confinamento produzem 2,35 kg d<sup>-1</sup> de fezes. Considerando a quantidade de urina, este valor passa para 5,80 kg d<sup>-1</sup>, e ainda, somando a água excedente empregada nas mais diversas formas de manejo, totaliza-se 8,60 kg d<sup>-1</sup>.

Com manejo adequado pode-se diminuir a quantidade de dejetos produzidos, através da instalação de bebedouros que reduzem o problema do desperdício (Lavoura, 1992) ou ainda, pelo controle do processo produtivo (Oliveira, 1993). A produção de urina também deve ser incorporada, variando de acordo com o consumo de água para diferentes fases de crescimento nos estudos que consideram a quantidade de dejetos produzidos (Tabela 1).

Tabela 1 – Produção média diária de dejetos nas diferentes fases produtivas dos suínos.

	<b>Esterco kg d<sup>-1</sup></b>	<b>Esterco + Urina kg d<sup>-1</sup></b>	<b>Dejetos Líquidos L d<sup>-1</sup></b>	<b>Dejetos Líquidos m<sup>3</sup> (animal mês)<sup>-1</sup></b>
25 – 100 kg	2,30	4,90	7,00	0,25
Porcas	3,60	11,00	16,00	0,48
Porcas em lactação	6,40	18,00	27,00	0,81
Macho	3,00	6,00	9,00	0,28
Leitões creche	0,35	0,95	1,40	0,05
Média	2,35	5,80	8,60	0,27

Fonte: Oliveira (1993)

Muitos trabalhos citaram as características químicas dos dejetos de suínos, no entanto, foi evidenciada grande variação nos dados dificultando a comparação, já que muitas vezes não são descritas as condições do experimento, como clima, tipo de alimentação, desperdício de ração, forma de coleta, volume de água incorporado ao dejetos em função da higienização e desperdício dos bebedouros, além de dados pluviométricos.

Os valores de DBO variam de acordo com o ciclo produtivo, de 32 g de DBO por cabeça d<sup>-1</sup> para leitões desmamados, até 340g de DBO por cabeça para porcas com leitões (Oliveira, 1993). Silva (1973) encontrou valores de DBO variando de 150 a 240 g (cab d)<sup>-1</sup>, em animais pesando de 70 a 115 kg, com uma média de 180 g (cab d)<sup>-1</sup> de DBO para animais com 100 kg de peso. O

mesmo autor relata valores da relação DBO/DQO de 0,45 para animais de 100 kg, sólidos voláteis de 295 a 330 g (cab d)<sup>-1</sup>, sólidos totais de 360 a 410 g (cab d)<sup>-1</sup> para animais de 70 a 115 kg e pH variando de 6,9 a 7,7.

Em média, os suínos produzem 6700 g dia<sup>-1</sup> de dejetos contendo uma umidade de 75% a 85%, valores de DBO, sólidos totais e voláteis variando de 200 a 250, 500 a 970 e 350 a 800 g d<sup>-1</sup> respectivamente para animais com 100 kg de peso (Oliveira, 1993).

Na Tabela 2 são mostradas algumas características químicas dos dejetos de suínos em termos de concentração (mg L<sup>-1</sup>) descritas por Medri (1997) em seus trabalhos desenvolvidos na unidade de crescimento de suínos da

EMBRAPA/CNPISA, em Concórdia - SC, e por Rodrigues (2008), em Igarapé – MG. Pode-se observar que os dois trabalhos apresentaram valores bem próximos. Já na Tabela 3, são apresentados os valores médios das concentrações químicas dos dejetos do trabalho de Konzen (1980) com animais nas fases de crescimento e

terminação e do trabalho de Schmidt *et al.* (2002), em um sistema de ciclo completo, verificando-se resultados muito inferiores aos apresentados por Konzen, o qual tratou um resíduo muito mais concentrado em função da fase de desenvolvimento dos animais.

Tabela 2 – Características químicas dos dejetos de suínos ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de acordo com Medri (1997) e Rodrigues (2008).

Parâmetros ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Mínimo		Máximo		Média	
	Medri	Rodrigues	Medri	Rodrigues	Medri	Rodrigues
DQOt	4.300	5.647	81.200	66.240	21.647	31.334
DBOt	3.500	3.754	27.500	23.501	11.979	11.129
Sólidos totais	4.209	3.477	78.866	39.045	17.240	13.939
Sólidos totais voláteis	2.777	2.233	66.534	30.330	10.266	10.452
Nitrogênio total	1.018	1.792	4.451	2.520	2.205	2.155
Fósforo total	119	445	2.306	880	633	636

Fonte: Adaptado de Medri (1997) e Rodrigues (2008).

Tabela 3 – Valores médios das características químicas dos dejetos de suínos nas fases de crescimento e terminação (Konzen, 1980) e sistema de ciclo completo (Schmidt *et al.*, 2002).

Parâmetros ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Konzen	Schmidt
DBOt	52.270	7.303
DQOt	98.650	15.639
Sólidos totais	90.000	11.857
Sólidos voláteis	75.050	7.897
Nitrogênio total	6.000	2.000
Fósforo total	2.500	341

Fonte: Adaptado de Konzen (1980) e Schmidt *et al.* (2002).

Em média, da quantidade de nitrogênio, fósforo e potássio ingerida pelos animais adultos, 80% são eliminados, sendo a matéria orgânica dos alimentos assimilada em apenas 40% do total ingerido. Portanto, os animais alimentados com rações concentradas produzem estrumes mais ricos que os criados no pasto ou com apenas capins-de-corte. Os animais jovens aproveitam melhor a alimentação, retendo cerca de 50% do que ingerem e produzindo esterco com menor concentração de nutrientes (Oliveira, 1993). Dietas ricas em proteínas, e consequentemente nitrogênio, exigem maior consumo de água, uma vez que o metabolismo das proteínas gera menor produção de água metabólica quando comparada ao de carboidratos e

lipídeos. A excreta de urina é tanto maior quanto mais elevado for o nível de nitrogênio da dieta (Perdomo *et al.*, 2001).

Os dejetos de suínos apresentam elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes (nitrogênio e fósforo), sendo que o balanço entre eles é fundamental para que o tratamento biológico anaeróbio se proceda adequadamente, visto que esses nutrientes, principalmente o nitrogênio, são fundamentais para o crescimento dos microrganismos responsáveis pelo processo. Para manter a digestão anaeróbia em boas condições recomenda-se a proporção de C:N:P = 30:5:1 (Oliveira, 1993). O trabalho de Medri (1997) apresentou uma proporção de 34:4:1,

enquanto o de Rodrigues (2008) teve proporção de 49:3:1, mostrando que apesar da elevada relação as concentrações de matéria orgânica e nutrientes nos dejetos de suínos são suficientes para um bom funcionamento do sistema de tratamento biológico.

### 3.4 – REATORES ANAERÓBIOS

A experiência chinesa e indiana com digestão anaeróbia de resíduos agrícolas se constitui num importante marco para difusão da digestão anaeróbia, pois ela assegurou melhora das condições sanitárias e permitiu a produção de biogás, insumo energético de grande utilidade para a população do meio rural (Sant’Anna Jr., 2010).

Para esgotos sanitários, a aplicação de reatores anaeróbios como principal unidade de tratamento teve início na década de 1980, principalmente na Holanda, Brasil, Colômbia, Índia e México. Com exceção da Holanda, são países em desenvolvimento onde as condições climáticas são favoráveis à operação de reatores à temperatura ambiente. Além disso, são tecnologias de tratamento de baixo custo (Foresti *et al*, 1999).

Basicamente todos os compostos orgânicos podem ser degradados por processo anaeróbio, sendo mais econômico quando as águas residuárias são facilmente biodegradáveis. Os digestores anaeróbios são muito utilizados no tratamento de resíduos sólidos, dejetos de animais, lodos de ETEs, lixo urbano, indústrias agrícolas, alimentícias e de bebidas (Chernicharo, 2007).

Segundo Chernicharo (2007), a tecnologia anaeróbia apresenta várias vantagens, como: baixa produção de sólidos; baixo consumo de energia; baixos custos de implantação e operação; tolerância a elevadas cargas orgânicas; e possibilidade de operação com elevados tempos de retenção de sólidos e baixos tempos de detenção hidráulica. Sendo, no entanto, como principais desvantagens a baixa remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e patógenos; e a presença de compostos

tóxicos ou ausência de nutrientes, pode levar a choques de carga orgânica e hidráulica.

A degradação da matéria orgânica por via anaeróbia é mais complexa quando comparada ao processo aeróbio, pois requer a participação de diferentes grupos microbianos com funções e comportamentos fisiológicos diferenciados. As várias rotas metabólicas que ocorrem neste processo de digestão são as seguintes (Chernicharo, 2007; Sant’Anna Jr., 2010):

- Hidrólise: conversão, através da ação de exoenzimas excretadas por bactérias fermentativas hidrolíticas, de materiais particulados complexos em materiais dissolvidos mais simples, permitindo que atravessem a parede celular das bactérias.
- Acidogênese: resultado da metabolização fermentativa dos produtos solúveis pelas bactérias, produzindo diversos compostos mais simples, como: ácidos orgânicos, álcoois, cetonas, dióxido de carbono e hidrogênio e novas células bacterianas.
- Acetogênese: oxidação realizada pelas bactérias sintróficas acetogênicas de compostos orgânicos intermediários, como propionato e butirato, em substrato apropriado (acetato, hidrogênio e dióxido de carbono) para os microrganismos metanogênicos.
- Metanogênese: última fase do processo de conversão anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono, realizada pelas arqueas metanogênicas, as quais podem ser divididas em: metanogênicas acetoclásticas, quando usam o acetato como fonte de carbono e energia, produzindo gás carbônico e metano; e metanogênicas hidrogenotróficas, quando utilizam o gás carbônico como fonte de carbono e acceptor final de elétrons, e o hidrogênio como fonte de energia.

Altas concentrações de sólidos suspensos no afluente podem prejudicar o desenvolvimento e manutenção das características granulares do lodo, limitando a metanogênese. Com a utilização de dois estágios, ocorre a separação de etapas: a hidrólise parcial da matéria orgânica particulada estaria ocorrendo no primeiro reator e no outro a digestão dos compostos solúveis formados no anterior. O primeiro reator hidrolítico, com velocidade ascensional relativamente baixa, conterá o lodo floculento. A matéria orgânica particulada do afluente poderá ser adsorvida e parcialmente hidrolisada nos flocos e reintroduzida como compostos solúveis na fase líquida, que serão tratados no segundo reator (Van Haandel e Lettinga, 1994).

#### 3.4.1 – Reator anaeróbio compartimentado (RAC)

O reator anaeróbio compartimentado de chicanas constitui-se de um tanque de diversas câmaras dispostas horizontalmente em série, separadas por paredes ou chicanas verticais, onde o líquido se movimenta descendente e ascendentemente, permitindo que a água residuária atravesse regiões de elevada concentração de biomassa ativa. Assemelha-se a um tanque séptico com câmaras em série, não tendo dispositivo interno de separação de sólidos e gases, podendo ser fechado ou totalmente aberto (Chernicharo, 2007; Kato *et al.*, 1999).

O RAC é considerado, conceitualmente, por alguns autores, como sendo constituído por vários reatores UASB em série. Pelo fato do RAC não possuir separador gás/líquido/sólido tem menores profundidades, o que facilita sua execução enterrada, representando uma redução de custos de implantação, além de possuir fácil operação e manutenção.

Em termos de processo, o reator compartimentado se caracteriza por oferecer a possibilidade de separar algumas das fases da digestão anaeróbia, o que termodinamicamente favorece a formação de metano, liberando na forma de gás, o hidrogênio na primeira ou nas primeiras

câmaras. O hidrogênio formado pode impedir a rápida transformação do ácido propiônico para ácido acético e conseqüentemente a metanogênese (Kato *et al.*, 1999).

Fernandes e Oliveira (2006) observaram a capacidade do reator compartimentado e principalmente, do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios, acomodar variações bruscas e acidentais da DQO. Observaram, também, que o sistema anaeróbio de dois estágios é mais vantajoso do que o de um estágio, pois, com um segundo reator diminuem as variações de eficiência do primeiro reator, melhorando a qualidade do efluente final, proporcionando maior eficiência e melhor estabilização da matéria orgânica.

Neto e Oliveira (2009), em trabalho realizado com reator compartimentado seguido de reator UASB, tratando águas residuárias de suinocultura, com concentrações de DQO variando de 13350 a 28770 mg L<sup>-1</sup> e TDH variando de 24 a 60 horas, obtiveram eficiências de remoção no RAC de 69% a 84%. Já para SST, a eficiência foi de 79% a 82% e para SSV foi de 81% a 93%, respectivamente. A remoção de coliformes totais e termotolerantes foi de até 99,59%.

Fernandes e Oliveira (2006), analisando águas residuárias de suinocultura tratadas com reator compartimentado seguido de reator UASB, onde os valores de DQO variaram entre 9198 a 11640 mg L<sup>-1</sup>, com TDH variando entre 18 e 56 horas, observaram eficiência de remoção de DQO no RAC de 71,1% a 87,5%, e no sistema anaeróbio houve remoção da ordem de 95,6% de SST e SSV.

#### 3.4.2 - Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB)

O reator UASB tem sido amplamente estudado devido sua vantagem de combinar construção e operação simplificada com capacidade de acomodar altas cargas orgânicas e hidráulicas (Lettinga *et al.*, 1980). O interesse pelo UASB vem crescendo ao longo dos anos devido às

vantagens por ele proporcionadas: ocupam pequenas áreas, produzem pouco lodo, não consomem energia e não necessitam de equipamentos mecânicos (Van Haandel e Lettinga, 1994).

A configuração de um reator UASB é feita no regime hidráulico de fluxo ascendente e na incorporação de um dispositivo interno de separação sólido/gás/líquido, dispensando o uso de um meio suporte para crescimento da biomassa. Isto favorece ao desenvolvimento e retenção de uma biomassa concentrada e altamente ativa na zona de reação, na forma de flocos densos ou lodo granuloso. Consequentemente, o reator opera com tempos de retenção celular (TRC) muito altos, mesmo quando submetido a tempos de detenção hidráulica (TDH) muito baixos. A estabilidade e bom desempenho dos reatores anaeróbios estão associados aos altos valores de TRC, constatadas na maior parte dos reatores UASB, tratando uma grande variedade de águas residuárias (Foresti e Oliveira, 1995).

No Brasil, o reator UASB tem sido utilizado para tratamento de esgotos desde o início da década de 1980, principalmente no Paraná, onde tem evoluído em forma e função, mediante a experiência de centenas de unidades construídas. Atualmente, o reator já se encontra em praticamente todos os estados do país (Neto e Campos, 1999).

A quantidade de sólidos suspensos no afluente é um fator importante na escolha da configuração de reator ou combinação de reatores anaeróbios. No caso dos reatores de alta velocidade ascensional, com agitação hidráulica intensa, dificilmente ocorreria a retenção dos sólidos de baixa densidade e velocidade de sedimentação, sendo carregados com o efluente, diminuindo a eficiência do sistema (Kato *et al*, 1999).

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), quanto maior a fração de sólidos no afluente do reator, menor a capacidade de formar grânulos densos. Até uma determinada concentração de sólidos ( $6000 \text{ mg SST L}^{-1}$ ) o processo de digestão anaeróbia ocorre de maneira satisfatória. No entanto, a capacidade de retenção de sólidos do reator

UASB permite que ele opere com elevadas concentrações de lodo anaeróbio, com frequências superiores a  $30000 \text{ mg SSV L}^{-1}$  (Sant'Anna Jr., 2010).

No que diz respeito ao desempenho dos reatores UASB tratando águas residuárias de suinocultura, Oliveira e Foresti (1994), Foresti e Oliveira (1995) e Oliveira *et al*. (1995) observaram eficiências de remoção de DQO e sólidos suspensos totais (SST), predominantemente, na faixa de 90% a 95% para TDH de 30 horas e concentração de SST no afluente variando de 500 a  $2000 \text{ mg L}^{-1}$ .

No trabalho realizado com dejetos de suínos por Campos *et al*. (2006) foram obtidas concentrações médias de ST, STF (sólidos totais fixos) e STV de 718, 470 e  $250 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente, com eficiência média de 57%, 42% e 71%. A DBO apresentou valor médio de  $61 \text{ mg DBO L}^{-1}$ , com eficiência de 78%, já a eficiência de remoção da DQO foi de 89%.

O reator UASB, assim como outros reatores anaeróbios de alta taxa, apresenta limitações para o tratamento de águas residuárias com altas concentrações de sólidos suspensos devido à dificuldade de realizar a hidrólise desses sólidos orgânicos. Neste caso, uma alternativa seria a utilização de um processo anaeróbio de dois estágios, que consiste em dois reatores em série, sendo o primeiro para a hidrólise parcial da matéria orgânica particulada e o segundo para digerir os compostos solúveis formados no primeiro reator (Van Haandel e Lettinga, 1994), conferindo melhor estabilidade ao sistema de tratamento, alcançando altas eficiências de remoção de matéria orgânica e de produção de metano.

### 3.5 - LAGOAS DE POLIMENTO

Apesar da eficiência dos reatores anaeróbios na remoção de matéria orgânica, eles não apresentam condições favoráveis para remoção de organismos patogênicos e nutrientes, sendo necessário um pós-tratamento, que além dos objetivos anteriores pode realizar uma remoção adicional de DBO.

Uma alternativa de pós-tratamento é representada pelas lagoas de estabilização, devido à continuidade da simplicidade conceitual já assumida pelos reatores anaeróbios. As lagoas não mecanizadas que recebem o efluente de reatores anaeróbios têm sido designadas de lagoas de polimento para diferenciar das concepções clássicas das lagoas facultativas e de maturação (Von Sperling, 2002).

Yanes (1993) considera lagoas de polimento unidades essencialmente aeróbias com a função básica de reduzir o conteúdo bacteriano, já que a maior parte dos sólidos e da matéria orgânica foi removida no tratamento precedente, sendo uma das principais vantagens das lagoas de polimento é fornecer ao seu efluente final condições sanitárias tão boas que permitam sua utilização na irrigação.

As lagoas de polimento recebem um efluente no qual a matéria orgânica e os sólidos em suspensão foram drasticamente reduzidos no pré-tratamento, além de terem removido grande parte do material coloidal, produzindo um esgoto digerido com baixa turbidez. Com isso, nestas lagoas, garante-se a penetração da luz solar na maior parte da coluna d'água, acelerando a fotossíntese e a produção de oxigênio. A baixa taxa de oxidação, associada à alta taxa de produção fotossintética de oxigênio, leva à prevalência da fotossíntese sobre a oxidação bacteriana. Nestas condições, o fator limitante que determina o tempo de detenção hidráulica mínimo dos esgotos nas lagoas de polimento (e conseqüentemente a área e o volume da lagoa) não é mais a remoção da matéria orgânica e sim a remoção dos organismos patogênicos. Por esse motivo, o objetivo principal das lagoas de polimento deixa de ser a estabilização da matéria orgânica e passa a ser a remoção dos patógenos (Mascarenhas *et al.*, 2004).

Segundo Cavalcanti *et al.* (2001), a qualidade desejada do efluente de lagoas de polimento é obtida em função dos parâmetros operacionais, sendo o mais importante o tempo de detenção hidráulica (TDH), por determinar o volume da lagoa

para uma respectiva vazão. A profundidade também é importante, pois junto com o TDH determina a área necessária para determinada vazão. Outra variável muito aplicada é a taxa de aplicação hidráulica superficial, que representa a vazão aplicada por unidade de área.

A vantagem mais importante da combinação de reator UASB com lagoa de polimento é a redução da área necessária, quando comparada ao sistema convencional de lagoas de estabilização. Outra vantagem é não necessitar da lagoa anaeróbia que pode apresentar problemas de odor, devido à presença de sulfeto na fase líquida (Cavalcanti *et al.*, 2001).

### 3.5.1 – Lagoas facultativas

São as lagoas mais comumente utilizadas e a variante mais simples dos sistemas de lagoas de estabilização. Apresentam profundidade variando de 1,5 a 2,0 m e tempo de detenção geralmente superior a 20 dias. São compostas por três zonas: aeróbia, facultativa e anaeróbia.

Uma série de mecanismos ocorre para permitir a estabilização da matéria orgânica que, quando em suspensão, sedimenta, vindo a constituir o lodo de fundo. Este lodo é então decomposto anaerobiamente, sendo convertido em gás carbônico, água, metano e outros compostos. A matéria orgânica dissolvida e a matéria orgânica em suspensão de pequenas dimensões permanecem dispersas na massa líquida. Na camada mais superficial a matéria orgânica é decomposta por microrganismos aeróbios. O oxigênio necessário para a realização dos processos de oxidação da matéria orgânica é suprido pela fotossíntese realizada pelas algas. Tem-se, assim, um perfeito equilíbrio entre consumo e produção de oxigênio e gás carbônico.

À medida que a lagoa se aprofunda, a penetração da luz solar é menor, predominando o consumo de oxigênio sobre a sua produção, com a eventual ausência de oxigênio dissolvido a partir de determinada profundidade. Além disso, a fotossíntese só ocorre durante o dia,



fazendo com que durante a noite prevaleça a ausência de oxigênio. Nesses casos, a estabilização da matéria orgânica é realizada por bactérias facultativas, que podem sobreviver e proliferar, tanto na presença quanto na ausência de oxigênio.

A área superficial da lagoa facultativa é determinada em função da carga orgânica (geralmente expressa em DBO) aplicada por dia. Em climas quentes a carga superficial de 150 a 400 kg DBO ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> tem sido utilizada de maneira satisfatória. As temperaturas de referência para cargas menores seriam por volta de 20°C, e as maiores de aproximadamente 30°C. Cargas superficiais que excedam 200 – 250 kg DBO ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> podem levar a problemas de odor, já cargas que excedam 400 kg DBO ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> podem levar a processos de anaerobiose ou à perda da eficiência global do sistema (Wastewater..., 1987).

### 3.5.2 – Lagoas de maturação

A utilização de lagoas de maturação após um sistema de tratamento de esgotos, por exemplo, uma lagoa facultativa, possibilita um polimento nesse efluente. O principal objetivo das lagoas de maturação é a remoção de organismos patogênicos e nutrientes, além de possibilitarem uma remoção adicional de DBO.

Nas lagoas de maturação predominam condições adversas para os organismos patogênicos, tais como temperatura, radiação solar, elevados valores de pH

(normalmente acima de 9,0), altas concentrações de oxigênio dissolvido (especialmente níveis de supersaturação), efeito de toxinas produzidas por algas e outros, como predação, competição e escassez de alimento (Mascarenhas, 2002). Tais condições são possíveis, pois são lagoas projetadas com baixa profundidade (1,0 m ou menos), permitindo a penetração da luz solar e o crescimento de algas. Geralmente operam com reduzido tempo de detenção e recebem baixa carga orgânica ( $\leq 100$  kg DBO ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>).

De acordo com von Sperling (2005), essas lagoas atingem elevadíssimas eficiências na remoção de coliformes (E > 99,9 a 99,999%), além de usualmente atingirem remoção total de ovos de helmintos.

Mills *et al.* (1992) trabalhando com vários sistemas de lagoas compostos por lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação, constataram a baixa eficiência na remoção de patógenos na lagoa de maturação em relação às primeiras lagoas, provavelmente por dois fatores: grande parte dos coliformes termotolerantes afluentes foram removidos por sedimentação na primeira lagoa, e/ou os coliformes termotolerantes residuais eram mais resistentes em relação aos da população original.

Barker (1996) estudando o comportamento de lagoas aeróbias na Carolina do Norte (EUA) estabeleceu a área mínima para manter as condições aeróbicas em função da categoria do animal (Tabela 4).

Tabela 4 - Área mínima recomendada para manter naturalmente as condições aeróbias em lagoas tratando dejetos de suínos.

<b>Categoria animal</b>	<b>Peso médio do animal (kg)</b>	<b>Área superficial por animal (m<sup>2</sup>)</b>
Leitão em desmame	13,6	7,4
Suíno em terminação	61,3	32,6
Porca com leitões em desmame	196,6	69,3
Porca com suínos em desmame	237,0	83,7
Porca com suínos em terminação	643,3	340,5

Fonte: Adaptado de Barker (1996).

### 3.6 - INFLUÊNCIA DO REGIME HIDRÁULICO

As ordens de reação mais encontradas no ramo de tratamento de esgotos são as de ordem zero e de primeira ordem. As reações de ordem zero são as que a taxa de reação independe da concentração do reagente. Já as reações de primeira ordem são aquelas em que a taxa de reação é proporcional à concentração do reagente, podendo representar tanto a estabilização da DBO, quanto o decaimento dos

- lagoa de fluxo em pistão
- série de lagoas de mistura completa
- lagoa única de mistura completa

Segundo Metcalf e Eddy (2003), a escolha do tipo de reator a ser projetado deve passar pelas seguintes considerações: natureza da água residuária, cinética da reação governante do tratamento, requerimentos do processo e condições ambientais locais.

A maior parte dos reatores operando para tratamento biológico de efluentes não tem um comportamento hidrodinâmico ideal, mas podem ser, dentro de uma faixa de erro aceitável, considerados reatores de fluxo em pistão ou mistura completa ideais. A determinação do regime hidráulico é fundamental para se calcular o coeficiente de remoção (K), que varia com a temperatura da água, podendo ser corrigido através da equação de Arrhenius:

$$K_T = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (3.1)$$

Onde:

$\Theta$  – Coeficiente de temperatura

#### 3.6.1 – Fluxo em pistão

O escoamento de fluxo em pistão ocorre como um êmbolo, ou seja, as partículas entram continuamente em uma das extremidades do reator e saem na mesma sequência em que entraram, ocorrendo uma

organismos patogênicos (von Sperling, 1996).

Os modelos hidráulicos mais frequentemente utilizados no dimensionamento e avaliação de desempenho das lagoas são: fluxo em pistão; mistura completa; mistura completa em série e fluxo disperso.

O regime hidráulico das lagoas tem uma grande influência na eficiência de remoção, apresentando a seguinte ordem decrescente (von Sperling, 1996):

maior eficiência  
↓  
menor eficiência

mínima dispersão longitudinal. Para que isso ocorra, os reatores devem ter uma alta relação comprimento/largura. Nesses reatores, todas as partículas permanecem dentro do sistema durante um mesmo período de tempo. Nos primeiros metros do reator as concentrações do composto a ser degradado são altas, e vão decrescendo com o aumento da distância ao ponto de afluência do líquido.

Para o fluxo em pistão, em uma reação de primeira ordem, a concentração efluente é calculada de acordo com a seguinte Equação:

$$C_e = C_o \cdot e^{-k \cdot t} \quad (3.2)$$

$C_e$  – concentração efluente ( $g/m^3$ )

$C_o$  – concentração afluente ( $g/m^3$ )

$K$  – constante da reação ( $d^{-1}$ )

$t$  – tempo de detenção hidráulica (d)

Segundo von Sperling (1999), na prática, uma lagoa não se comporta como uma lagoa em fluxo em pistão, pois é impossível se evitar um grau significativo de mistura. Os fatores que podem causar mistura nas lagoas são:

- poucos pontos de entrada e saída em uma lagoa;
- mistura mecânica decorrente dos fatores naturais como estratificação térmica e ação dos ventos;
- mistura provocada pela subida de bolhas de biogás formadas no lodo no fundo das lagoas.

### 3.6.2 – Mistura completa

Diferentemente do reator em fluxo pistão, nesses reatores há máxima dispersão longitudinal. Nesse modelo as partículas, assim que entram no reator, sofrem uma dispersão instantânea, e a saída delas se dá proporcionalmente à sua concentração estatística. Este modelo idealizado diz que a concentração em qualquer ponto do reator é igual à concentração efluente, ou seja, o afluente assim que entra no sistema assume a concentração do efluente. O conteúdo do reator apresenta-se de forma homogênea, não havendo variabilidade espacial como no caso do fluxo em pistão.

Considera-se que os reatores de mistura completa possuem maior estabilidade operacional, visto que absorvem melhor cargas de choque (matéria orgânica, temperatura, etc.). Essas cargas de choque num reator de fluxo em pistão tenderiam a desestabilizar muito mais fortemente o sistema visto que teriam influência ao longo de todo o comprimento do reator. Sob o ponto de vista matemático, um reator de fluxo em pistão pode ser entendido como uma série infinita de sucessivos reatores de mistura completa (von Sperling, 1996).

Para se determinar a concentração efluente em um reator de mistura completa utiliza-se a Equação 3.3:

$$C = \frac{C_0}{1 + K.t} \quad (3.3)$$

Este modelo é o que tem sido mais frequentemente utilizado para o projeto de lagoas facultativas e de maturação devido à facilidade dos cálculos e resultados mais seguros. No entanto, o modelo de mistura completa ideal só deve ser adotado em

reatores com a relação comprimento/largura (L/B) não muito diferente de 1 (von Sperling, 1999).

### 3.3.3 – Mistura completa em série

Este modelo pode ocorrer na prática em lagoas de maturação ou pode ser utilizado como modelo teórico para representar condições hidráulicas intermediárias entre o reator de mistura completa e o de fluxo em pistão. Quando o volume é distribuído em uma célula ele se comporta como mistura completa, mas quando é distribuído em um número infinito de células, ele se comporta como o fluxo em pistão. Se o número de células for intermediário, simulam o fluxo disperso (von Sperling, 1996). Este modelo é calculado pela Equação 3.4.

$$C_e = \frac{C_0}{\left(1 + K \cdot \frac{t_h}{n}\right)^n} \quad (3.4)$$

Onde:

$t_h$  – tempo de detenção hidráulica total do sistema (d)

$n$  – número de células, todas com mesmo volume

### 3.6.4 – Fluxo disperso

O modelo de fluxo disperso é o que mais se aproxima da realidade das lagoas, no entanto, é uma modelagem mais complicada pelo fato de necessitar de dois parâmetros: coeficiente de remoção ( $k$ ) e número de dispersão. Os modelos ideais representam os extremos, onde a mistura completa apresenta dispersão infinita, e o fluxo em pistão apresenta dispersão nula (von Sperling, 2002).

A equação para determinação da concentração efluente numa reação de primeira ordem é:

$$C = C_0 \cdot \frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 \cdot e^{a/2d} - (1-a)^2 \cdot e^{-a/2d}} \quad (3.5)$$

$$a = \sqrt{1 + 4 \cdot t \cdot d}$$

Onde:

d – número de dispersão =  $D/UL = D.t/L^2$   
(adimensional)

D – coeficiente de dispersão longitudinal  
( $m^2/d$ )

U – velocidade média de percurso no reator  
( $m/d$ )

L – extensão do percurso (m)

Para o cálculo do número de dispersão (d) no modelo de fluxo disperso, pode-se utilizar as seguintes fórmulas disponíveis na literatura:

▪ Agunwamba *et al.* (1992), fórmula original simplificada por von Sperling (1996):

$$d = 0,102 \cdot \frac{(3 \cdot (B + 2 \cdot H) \cdot t \cdot v)^{-0,410}}{4 \cdot L \cdot B \cdot H} \cdot \frac{(H)}{L} \cdot \frac{(H)^{-(0,981 + 1,385 \cdot H/B)}}{B} \quad (3.6)$$

▪ Yanes (1993)

$$d = \frac{(L/B)}{-0,261 + 0,254 \cdot (L/B) + 1,014 \cdot (L/B)^2} \quad (3.7)$$

▪ von Sperling (1999)

$$d = 1/(L/B) \quad (3.8)$$

Onde:

L – comprimento da lagoa (m)

B – largura da lagoa (m)

H – profundidade da lagoa (m)

t – tempo de detenção hidráulica (d)

v – viscosidade cinemática da água ( $m^2/d$ )

A viscosidade cinemática da água é função da temperatura, utilizando-se a seguinte equação para sua estimativa (von Sperling, 1999):

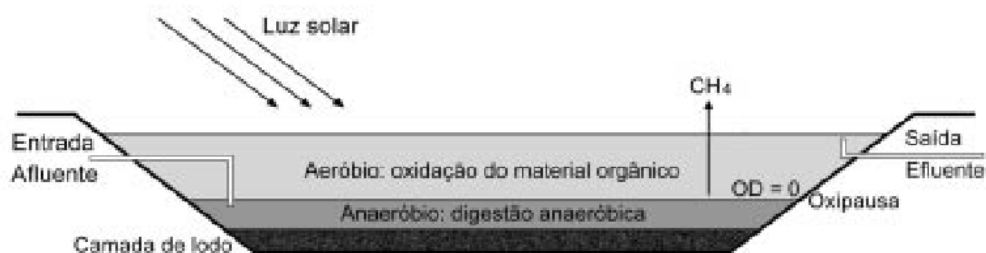
$$v = 0,325 \cdot T^{-0,450} \quad (3.9)$$

Para determinação do valor de K, o cálculo é feito por iteração (tentativa e erro ou minimização de função de erro), desde que

se conheça as concentrações afluente e efluente ( $C_0$  e  $C$ ) e o tempo de detenção, além disso, o d pode ser estimado ou determinado por meio de traçadores.

### 3.7 - REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E SÓLIDOS EM SUSPENSÃO EM LAGOAS

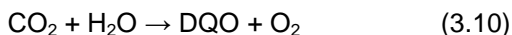
Os processos biológicos mais importantes que ocorrem em uma lagoa de polimento e que afetam diretamente a remoção da matéria orgânica são: a fotossíntese; a oxidação da matéria orgânica pelas bactérias aeróbias; e a fermentação da matéria orgânica durante a digestão anaeróbia. Na Figura 1 observa-se a interação dos processos biológicos em uma lagoa.



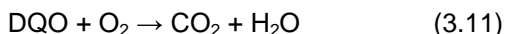
Fonte: Cavalcanti *et al.* (2001)

Figura 1 - Representação esquemática de uma lagoa para o tratamento de águas residuárias e os processos biológicos que se desenvolvem.

No processo fotossintético as algas reduzem o dióxido de carbono em material orgânico celular (expresso em DQO). Esse processo pode ser representado de maneira simplificada, através da Equação 3.10:



A oxidação aeróbia bacteriana pode ser representada pela Equação 3.11:



De acordo com Cavalcanti *et al.* (2001), os processos de fotossíntese e oxidação bacteriana são complementares, já que os produtos de um processo são os reagentes do outro. Essa ação combinada pode resultar na transformação de material orgânico fecal em massa de algas, que pode formar flocos e sedimentar passando a fazer parte do lodo do fundo da lagoa, onde podem ser digeridos ou então se acumular como massa orgânica não biodegradável.

A digestão anaeróbia ocorre no fundo da lagoa, onde não há presença de oxigênio, mas mesmo que ele chegue, este é imediatamente consumido. Neste processo a matéria orgânica é transformada em gás metano que se desprende, havendo remoção física desse material. O processo de digestão anaeróbia pode ser representado estequiometricamente pela Equação 3.12:



Cavalcanti *et al.* (2001) relataram que em uma lagoa de polimento observa-se uma grande diminuição da carga orgânica depois de um tratamento anaeróbio eficiente em reator UASB que, naturalmente, irá reduzir a demanda de oxigênio. A transparência do esgoto digerido é boa, porque o reator UASB remove grande parte das partículas coloidais, que são a causa principal da turbidez do esgoto bruto. Por isso, haverá mais fotossíntese, produzindo mais oxigênio por unidade de área da lagoa. A combinação de uma menor demanda de oxigênio com uma maior produção de oxigênio resultará no estabelecimento de um ambiente predominantemente aeróbio, semelhante aquele de uma lagoa de maturação. A configuração mais adequada para remoção da matéria orgânica é a série anaeróbia + facultativa + maturação.

Segundo von Sperling (2002), os coeficientes de remoção de DBO (K) nas lagoas de polimento são ligeiramente inferiores aos de lagoas primárias, pelo fato de as lagoas de polimento estarem recebendo um afluente já parcialmente tratado, em que a matéria orgânica de degradação mais fácil já foi praticamente removida. No entanto, os coeficientes são similares aos de lagoas facultativas secundárias, após lagoas anaeróbias.

O efluente de lagoas de polimento normalmente apresenta baixos valores de DQO filtrada, porém devido à grande presença de algas, a DQO total apresenta valores relativamente elevados. Em relação à DBO, também se verifica a influência da presença de algas no efluente, já que a DBO filtrada corresponde a uma fração de 50% a 65% da DBO total, sendo os 35% a 50% restantes pela presença de material particulado (composto principalmente por algas). A presença das algas é o que determina a baixa eficiência das lagoas de polimento na remoção de sólidos em suspensão (Cavalcanti *et al.*, 2001).

Mascarenhas *et al.* (2004), analisando esgoto doméstico em lagoas de polimento com e sem chicanas, com alturas de 0,6 e 0,4 m, obtiveram eficiência de remoção de DQO de 26% para lagoas sem chicanas com altura de 0,6 m e 31% para altura de 0,4 m, e remoção de 13% nas lagoas com chicanas com altura de 0,6 m e 6,0% com altura de 0,4 m. Observaram também, que nas lagoas mais rasas a quantidade de sólidos do efluente era maior devido à presença das algas, concluindo-se que 1,0 mg SST L<sup>-1</sup> gera uma DQO particulada de 1,0 a 1,5 mg L<sup>-1</sup>.

Silva *et al.* (1998), estudando lagoas facultativas com efluente doméstico, constataram uma remoção de 70% de sólidos suspensos (SS) em consequência da marcante presença da biomassa de algas. No trabalho realizado por Kato e Florencio (2001) em uma lagoa de polimento piloto tratando efluente de reator UASB em escala real, mostrou uma eficiência de remoção de DQO de 26%, 29% e 30% nas alturas de 0,3, 0,6 e 1,0 m respectivamente. Os valores médios de sólidos suspensos voláteis (SSV) ficaram abaixo de 91 mg L<sup>-1</sup>.

Carmo *et al.* (2004), analisando efluente de suinocultura em lagoa facultativa aerada como polimento de reator UASB, em escala piloto, obtiveram uma eficiência média de remoção de DQO na lagoa de 83% e no sistema em torno de 93%. Schmidt *et al.* (2002), trabalhando em uma granja de suínos, em Santa Catarina, com 4.000

matrizes, em um sistema composto por duas lagoas anaeróbias, uma facultativa, uma aerada e três fotossintéticas, verificou redução de 98% da DBO, 97% da DQO e 96% dos sólidos em suspensão total e voláteis.

Rodrigues *et al.* (2009), em estudo de águas residuárias de suinocultura avaliando o desempenho de uma lagoa de polimento tratando efluente de reator UASB, observaram uma eficiência média de remoção de DBO de 58,9%, que foi considerada baixa, visto que a maior parte da matéria orgânica facilmente degradada havia sido removida no tratamento anaeróbio. A remoção de DQO também foi baixa, com eficiência de 40,4%. Pela presença da alta concentração de algas no efluente a eficiência média de remoção de sólidos suspensos totais (SST) foi de 38,1%.

### 3.8 - REMOÇÃO DE ORGANISMOS PATOGÊNICOS

As águas residuárias podem apresentar uma grande variedade de organismos patogênicos como: vírus, bactérias, protozoários e ovos de helmintos. Seria inviável a identificação de todos esses patógenos, já que muitas vezes se apresentam em baixas concentrações nas fezes, além da diluição que sofrem no efluente. Por isso, utiliza-se como indicadores de qualidade microbiológica a concentração de coliformes termotolerantes e ovos de helmintos, além da maior resistência desses organismos ao sistema de tratamento.

A remoção de ovos de helmintos e de coliformes se dá por mecanismos inteiramente diferentes. O decréscimo de coliformes resulta da inativação desses organismos, sendo um processo lento e que depende de inúmeros fatores, tais como o tempo de detenção hidráulica e profundidade. Já a remoção de ovos de helmintos é alcançada através da remoção física, resultado da adsorção em flocos ou sedimentação simples, em virtude dos ovos apresentarem maior densidade que a água (Cavalcanti *et al.*, 2001).

Segundo Davies-Colley (2005), uma série de fatores pode influenciar a desinfecção das lagoas, mas ainda existem discussões

sobre seus mecanismos. Na Tabela 5 estão sintetizados os fatores que podem causar ou influenciar a desinfecção em lagoas.

Tabela 5 – Fatores que podem causar ou influenciar a desinfecção em lagoas.

<b>Fator</b>	<b>Provável Mecanismo</b>	<b>Microrganismo Afetado</b>
Temperatura	Afeta as taxas do mecanismo de remoção	Bactéria, vírus, protozoário, helmintos
Tempo de detenção hidráulica	Afeta o grau de remoção	Bactéria, vírus, protozoário, helmintos
Toxinas produzidas pelas algas	Tóxico para algumas bactérias	Principalmente bactérias
Sedimentação	Sedimentação de agentes infecciosos ou sedimentação de agentes infecciosos adsorvidos nos sólidos	Protozoários, helmintos, (vírus e bactérias?)
Predação	Ingeridos por organismos maiores	Bactérias, vírus
Radiação solar	Dano ao DNA pela radiação solar UV-B ou foto-oxidação	Bactéria, (protozoário?)

Fonte: adaptado de Davies-Colley (2005).

### 3.8.1 – Remoção de Coliformes

Em função da dificuldade de identificação de organismos patogênicos nos esgotos, comumente recorre-se aos organismos indicadores de contaminação fecal no ambiente. No caso das bactérias, normalmente são utilizadas as do grupo dos coliformes (totais e termotolerantes). No caso do tratamento por lagoas, a *Escherichia coli* constitui um bom organismo indicador do decaimento de outros microrganismos, como bactérias e vírus (Bastos e Mara, 1993), por ser rápida e seguramente identificada e enumerada (Maynard *et al.*, 1999).

O decaimento bacteriano em lagoas depende de parâmetros ambientais e climáticos, sendo que muitas hipóteses vem tentando explicar a causa dessa redução, como: a presença de substâncias tóxicas produzidas pelas algas, alto pH comum em lagoas rasas, temperaturas elevadas e altos níveis de oxigênio dissolvido. Além disso, os fatores de projetos de lagoas, como: profundidade, configuração geométrica e número de lagoas e tempo de detenção hidráulica, também são importantes na

redução bacteriana. Pode-se citar, ainda, predação, sedimentação e inanição.

#### a) Temperatura

A temperatura é um fator importante, pois está relacionado à radiação solar afetando tanto a velocidade da fotossíntese quanto o metabolismo das bactérias responsáveis pela decomposição da matéria orgânica. Segundo Maynard *et al.* (1999), a remoção de bactérias é um mecanismo complexo que envolve interações entre o sistema físico, químico e biológico presentes nas lagoas, no entanto, a temperatura continua sendo um importante parâmetro.

#### b) Toxinas produzidas pelas algas

Algumas algas como as cianobactérias podem produzir toxinas (Di Bernardo, 1995), que podem contribuir na eliminação dos patógenos.

#### c) Sedimentação

É o principal mecanismo de remoção de ovos de helmintos e protozoários. Vírus e bactérias também podem ser parcialmente

removidos quando sorvidos por sólidos sedimentáveis.

#### d) Predação

As lagoas apresentam uma microfauna bem diversificada, como algas, bactérias, protozoários, rotíferos, algumas larvas e outros. Dentre eles existem muitas espécies que se alimentam de outros microrganismos, incluindo vírus e coliformes.

#### e) Radiação solar

Segundo Davies-Colley *et al.* (1999), a luz solar é o principal fator responsável pela desinfecção natural das lagoas, mas ela interage fortemente com outros fatores ambientais, como oxigênio e pH. Existem três mecanismos responsáveis pelos danos às células bacterianas induzidos pela radiação solar:

- dano direto no DNA da célula devido à radiação ultravioleta  $\beta$ ;
- dano foto-oxidativo ao DNA e outros componentes celulares sensíveis aos fotossensibilizadores endógenos;
- dano foto-oxidativo nas estruturas externas, como a membrana celular por meio dos fotossensibilizadores exógenos.

#### f) Efeito do oxigênio e pH

Curtis *et al.* (1992a) descreveram que condições de supersaturação de oxigênio isoladamente não são tóxicas aos microrganismos patogênicos, sendo necessária a interação deste com a radiação solar para realizar o processo de desinfecção. Concentrações superiores a  $4 \text{ mg L}^{-1}$  de oxigênio dissolvido melhoram a desinfecção por foto-oxidação, sendo esta concentração que ocorre na maior parte do tempo nas lagoas de maturação.

O mecanismo no qual o pH elevado aumenta o nível de danos nos coliformes ou permite que o comprimento de onda da luminosidade os altere ainda não é claro. No

entanto, existem duas possibilidades: ou o pH elevado diminui a resistência dos organismos aos efeitos da luz, ou aumenta a produção de formas tóxicas do oxigênio (Curtis *et al.*, 1992a).

No trabalho realizado por Curtis *et al.* (1992b) foi constatada a importância da tríade: luz, alto pH e alta concentração de oxigênio, observando que a relação entre o comprimento de onda, penetração da luz e foto-oxidação sugere que a vantagem do aumento da penetração da luz por meio da redução da quantidade de algas pode ser compensada pela conseqüente diminuição do pH e do OD, explicando porque em alguns trabalhos as lagoas menos turvas são menos eficientes do que as mais turvas.

#### g) Tempo de detenção hidráulica (TDH)

O tempo de detenção hidráulica controla o tempo necessário para atuação dos mecanismos de remoção nas lagoas, podendo ser considerado como um fator secundário, porém decisivo, sendo um importante parâmetro de projeto.

A eficiência variável de remoção dos coliformes às vezes ocorre devido à presença de curtos-circuitos, onde o afluente entra e sai rapidamente, não dando tempo suficiente para atuação dos mecanismos de remoção primários, como a radiação solar, sedimentação e predação.

Soares *et al.* (2001), trabalhando com esgoto urbano em uma ETE piloto, descreveram a remoção de uma unidade logarítmica de *E. coli* no reator UASB, o qual dividia seu efluente com duas lagoas de polimento, sendo uma com e outra sem chicanas. A lagoa sem chicana teve eficiências de 89,53% e 87,08% para TDH de 8,0 e 4,9 dias, respectivamente. Já a lagoa com chicana teve melhores eficiências, com 98,92% e 90,26% para TDH de 8,0 e 5,0 dias, respectivamente.

Medri (1997), tratando efluente de suínos, utilizando um sistema de lagoas em série composto por duas anaeróbias, uma facultativa e uma de aguapé, obteve



eficiências de remoção de coliformes termotolerantes de 99,8, 99,0, 96,8 e 75,3% com TDH de 35, 46, 24 e 19,3 dias, respectivamente, relatando uma eficiência global de 99,99998% com TDH de 125 dias. Duda e Oliveira (2009b), trabalhando com dois reatores anaeróbios operados em batelada sequencial seguidos de duas lagoas de polimento em série, em um sistema piloto com efluente de suinocultura, conseguiram eficiência de remoção em três ensaios de 85,45%, 97,05% e 98,20% para coliformes termotolerantes, utilizando TDH de 16,6, 12,5 e 8,3 dias em cada lagoa, respectivamente.

#### h) Altura das lagoas

Outro fator de importante influência na remoção de organismos patogênicos é a profundidade das lagoas, pois vão possibilitar uma maior ou menor penetração da luminosidade na massa líquida, favorecendo mecanismos como a fotossíntese, OD, pH e radiação ultravioleta.

Lagoas de polimento rasas (0,40 a 0,90 cm), mesmo com baixo tempo de detenção, são muito eficientes, pois permitem a penetração bactericida da radiação ultravioleta em toda profundidade, aumentando os níveis da atividade fotossintética fazendo com que os valores de pH e oxigênio dissolvido permaneçam elevados. Assim, verificou-se que quanto menor a profundidade maior o coeficiente de remoção bacteriano ( $K_b$ ) (von Speling *et al.*, 2005). Porém é importante analisar o efeito combinado do produto  $K_b \times TDH$ , pois para uma dada área superficial, quanto menor a profundidade, menor será o volume e consequentemente, menor o TDH (Mascarenhas, 2002).

Cavalcanti *et al.* (2001) estudaram um sistema piloto de esgoto doméstico constituído por um reator UASB seguido de uma lagoa de polimento subdividida em cinco raias de 10 m de comprimento por 1 m de largura, operando com TDH de 5 dias, e determinaram os coeficientes de decaimento bacteriano para diferentes profundidades. Neste trabalho foi observado que a taxa de decaimento de coliformes

termotolerantes foi exponencial em todas as bateladas e dependia claramente da profundidade das lagoas. Os dados experimentais levaram a uma curva de função hiperbólica que pode ser descrita como:

$$K_{bh} = K_{b1} / H \quad (3.13)$$

Onde:

$K_{bh}$  = coeficiente de decaimento para qualquer profundidade da lagoa ( $d^{-1}$ )

$K_{b1}$  = coeficiente de decaimento para uma profundidade de 1 m ( $1,36 d^{-1}$ , a  $25^\circ C$ )

H = profundidade da lagoa (m)

No trabalho de Rodrigues *et al.* (2009) com reator UASB seguido de lagoa de polimento com efluente de suinocultura, foi relatada uma remoção de 95,34% dos coliformes termotolerantes na lagoa com altura de 0,65 m. De acordo com os autores, essa baixa eficiência pode ser explicada pelas condições desfavoráveis da lagoa como pH, concentração de OD e geometria.

#### i) Configuração geométrica de lagoas e lagoas em série

Para se obter uma remoção de coliformes de 99,9% em uma lagoa única, com tempos de detenção não excessivos, é preciso que o número de dispersão seja, preferencialmente, inferior a 0,1, o qual é obtido em lagoas que apresentam uma relação comprimento/largura (L/B) superior a 5 (von Sperling, 2002).

Quando se deseja altos níveis de remoção de coliformes, o mais indicado é um sistema de lagoas em série, já que este sistema com determinado TDH total, apresenta maior eficiência de remoção do que uma única lagoa com o mesmo TDH.

##### 3.8.1.1 – Coeficiente de decaimento bacteriano ( $K_b$ )

O coeficiente de decaimento bacteriano ( $K_b$ ) tem grande influência na estimativa da concentração efluente de coliformes. O valor deste coeficiente depende de vários fatores, sendo os mais importantes a

temperatura, a profundidade da lagoa e o pH (Cavalcanti *et al.*, 2001).

A literatura apresenta uma grande dispersão de dados a este respeito, com o complicador adicional de que os diferentes valores de  $K_b$  foram obtidos assumindo-se distintos regimes hidráulicos, os quais nem sempre são relatados (von Sperling, 2002).

Apesar da maior aplicabilidade do regime de fluxo disperso, o modelo de mistura completa tem sido mais utilizado para determinação do  $K_b$ , independente da configuração geométrica da lagoa, sendo necessária a elevação do  $K_b$  para compensar a subestimação obtida pela fórmula, já que o modelo de mistura completa apresenta menores eficiências de remoção (von Sperling, 1996).

Em 2005, Von Sperling analisou 261 dados de 186 lagoas facultativas e de maturação, no Brasil e em outros países, obtendo a Equação (3.14) simples, para determinação do  $K_b$ , relacionada à profundidade (H).

$$K_b = 0,549.H^{-1,456} \quad (3.14)$$

Alves (2004), analisando sistemas de lagoas de polimento de várias granjas de suinocultura, calculou o  $K_{b20}$  da *E. coli* em uma série de 4 lagoas facultativas com 1,30 m de profundidade e TDH de 12,4, 32,1, 43,4 e 34,6 dias cada, para regime de mistura completa, obtendo os valores 0,28, 0,06, 0,15 e 0,02, porém quando calculou de acordo com a fórmula determinada por von Sperling (2002), os valores foram 1,05, 1,88, 1,56 e 1,82, sugerindo a interferência de outros fatores além do TDH e da profundidade.

Mascarenhas (2002) em estudo realizado em Itabira, na ETE Nova Vista, composta por um reator UASB com pós-tratamento em duas lagoas de maturação em série, sendo a primeira sem chicanas e a segunda com, quando operaram com 0,60 m de profundidade, obtiveram para fluxo disperso, valores médios do coeficiente  $K_b$  de 1,802 e 0,675  $d^{-1}$  para primeira e segunda lagoas, respectivamente. Já quando a profundidade foi de 0,40 m, os coeficientes foram de 3,793 e 1,569  $d^{-1}$ , para as mesmas lagoas.

### 3.8.2 – Remoção de ovos de helmintos

Muitos patógenos podem sobreviver no solo tempo suficiente para contaminar pessoas e animais, sendo os ovos de helmintos os mais resistentes no ambiente, podendo, em muitos casos, sobreviver por vários anos no solo (Guidelines..., 2006).

Na Tabela 6 estão resumidas as características epidemiológicas dos grupos de patógenos entéricos mais importantes relacionados aos principais fatores que contribuem para transmissão de agentes patogênicos através da irrigação feita com efluentes. As doenças causadas por helmintos são as mais transmissíveis através da irrigação com esgoto bruto ou mal tratado em função dos longos períodos de sobrevivência no ambiente, a dose infectante ser pequena, há pouca ou nenhuma imunidade contra eles, infecções domésticas não são frequentes e o período latente é longo, além de necessitar de estágio de desenvolvimento no solo para ocorrer a transmissão (Integrated..., 2004).

Tabela 6 – Características epidemiológicas dos patógenos entéricos através da comparação pela capacidade de causar infecção através da irrigação por esgotos.

Patógeno	Persistência no ambiente	Dose infectante	Imunidade	Via de infecção	Latência/ Estágio de desenvolvimento no solo
Vírus	Média	Baixa	Alta	Contato doméstico, alimento e água	Não
Bactérias	Pequena/média	Média/baixa	Baixa/média	Contato doméstico, alimento e água	Não
Protozoário	Pequena	Baixa/média	Nenhuma/baixa	Contato doméstico, alimento e água	Não
Helmintos	Elevado	Baixa	Nenhuma/baixa	Contato com solo e alimento	Sim

Fonte: Adaptado de Shuval (1996) citado por Integrated... (2004).

O helminto *Ascaris suum* é responsável por uma verminose que acomete suínos levando a significativa prejuízo econômico devido à redução na eficiência de produção em função da perda de peso, e à condenação de vísceras pela migração do parasita durante a fase larvar. Os ovos do *A. suum* são indistinguíveis dos ovos de *A. lumbricoides*, sendo geralmente diferenciados pelas características

morfológicas dos vermes adultos. Apesar de ser um parasita específico de suínos pode haver infecção cruzada em humanos. Inclusive, vários estudos (Loreille e Bouchet, 2003; Leles *et al.*, 2012) têm levantado a hipótese do *A. suum* e o *A. lumbricoides* serem a mesma espécie. Na Tabela 7 são apresentadas as características dessas duas espécies.

Tabela 7 – Tamanho, densidade e velocidade de sedimentação de ovos de *Ascaris suum* e *Ascaris lumbricoides*.

Espécie	Tamanho (µm)	Densidade	Velocidade de sedimentação (m/h)
<i>Ascaris suum</i>	65x45	1,13	0,95
<i>Ascaris lumbricoides</i>	55x40	1,11	0,43

Fonte: Dunn (1991) citado por Zerbiní e Chernicharo (2001).

Em lagoas de estabilização pode ocorrer grande remoção de ovos de helmintos por sedimentação, por isso, todos os fatores que afetam o processo de sedimentação discreta, também afetam a eficiência de remoção de ovos, tais como (Integrated..., 2004):

- Tempo de detenção hidráulica, pois a presença de curto-circuitos pode reduzir o TDH real;
- Turbulências que podem retardar o tempo de sedimentação;
- Elevadas temperaturas (como demonstrado na lei de Stokes) que podem aumentar a velocidade de sedimentação;
- Tamanho e peso dos ovos.

A remoção de ovos de helmintos é um processo de sedimentação discreta, que, na teoria, está associada à taxa de aplicação hidráulica superficial ( $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) e independente da profundidade. Em estudos realizados pelo PROSAB, em lagoas piloto no Brasil, foram obtidas remoções totais de ovos de helmintos operando com taxas de aplicação hidráulica entre  $0,12 \text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$  e  $0,20 \text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$  (Cavalcanti *et al.*, 2001).

A Organização Mundial da Saúde (Health..., 1989) sugere que o tempo de detenção hidráulica, em série de lagoas, suficiente para produzir efluentes com menos de 1 ovo  $\text{L}^{-1}$  em média, é de 8 a 10 dias. De acordo com a equação de Ayres (Equação 3.14), para 8 a 10 dias de tempo de detenção, a eficiência de remoção é de 2,17 a 2,50 unidades logarítmicas, respectivamente (99,3% a 99,7%). Neste caso, concentrações efluentes médias inferiores a 1 ovo  $\text{L}^{-1}$  serão obtidas se o afluente contiver de 150 a 300 ovos  $\text{L}^{-1}$  (von Sperling, *et al.*, 2003).

A remoção de ovos de helmintos em reatores UASB ocorre devido à filtração e agregação dos grânulos biológicos na manta de lodo (Metcalf e Eddy, 1991). Já nas lagoas de estabilização esta remoção se deve à adsorção em flocos ou ao mecanismo de sedimentação (Cavalcanti *et al.*, 2001).

A remoção de ovos de helmintos nas lagoas de polimento tem se mostrado eficiente, de forma similar às lagoas de maturação, devendo gerar efluentes com médias aritméticas inferiores a 1 ovo de helminto por litro, e, na grande maioria das amostras, concentrações nulas (von Sperling, 2002). Lagoas de polimento construídas para

remoção de coliformes, provavelmente produzem efluente final com concentração de ovos de helmintos de acordo com o recomendado pelo OMS ( $\leq 1 \text{ovo L}^{-1}$ ) (von Sperling *et al.*, 2005).

Para uma remoção mais eficiente de ovos de helmintos em lagoas seria mais indicado uma série com o mesmo TDH que de apenas uma, pois os ovos que não fossem removidos em uma lagoa, por ressuspensão ou curto-circuito, poderiam ser removidos na lagoa seguinte (Marais, 1974).

Soares *et al.* (2001), em trabalho realizado em ETE piloto com esgoto doméstico em reator UASB e pós-tratamento em lagoas com e sem chicanas, descreveram que a eficiência de remoção de ovos no reator UASB esteve entre 61,96% e 78,69%, para TDH de 5,0 e 7,5 horas, respectivamente. Observaram também que a eficiência global não foi influenciada pela redução da profundidade das lagoas, tendo 100% de remoção com alturas de 0,60 e 1,0 m.

Em 1992, Ayres *et al.* desenvolveram um modelo (Equações 3.15 e 3.16) para determinar a eficiência de remoção de ovos de helmintos em lagoas, a qual é em função do tempo de detenção hidráulica (Tabela 8).

- Eficiência média de remoção (representa condições médias de operação):

$$E = 100.[1 - 0,14.e^{(-0,38.t)}] \quad (3.15)$$

- Eficiência de remoção segundo o limite inferior de confiança de 95% (usada para projeto, devido à segurança):

$$E = 100.[1 - 0,41.e^{(-0,49t + 0,00850t^2)}] \quad (3.16)$$

Tabela 8 – Previsão da porcentagem de remoção de ovos de nematóides em lagoas de estabilização para determinados tempos de detenção hidráulica.

Tempo de detenção (d)	% Remoção	Tempo de detenção (d)	% Remoção
1,0	74,7	6,0	97,1
1,8	82,6	7,0	98,0
2,0	84,5	8,0	98,6
2,5	87,3	9,0	99,1
3,0	89,5	10	99,3
4,0	93,4	15	98,8
5,0	95,6	20	99,9

Fonte: Adaptado de Ayres *et al.* (1992)

### 3.9 - REMOÇÃO DE NUTRIENTES

As elevadas concentrações de nutrientes presentes no efluente de suinocultura costumam ser uma grande vantagem quando utilizado para fertirrigação, não se objetivando a remoção destes no sistema de tratamento. No entanto, quando o efluente é lançado em algum corpo receptor, a remoção do nitrogênio e do fósforo é fundamental para evitar problemas, como a eutrofização e suas consequências.

Segundo Cavalcanti *et al.* (2001), lagoas convencionais não apresentam ambiente adequado para remoção de nutrientes, sendo necessário criar condições favoráveis através do consumo biológico de CO<sub>2</sub>, elevando o pH das lagoas, permitindo a remoção por processos físicos e químicos. O nitrogênio pode ser removido fisicamente da fase líquida por dessorção, por meio do desprendimento de gás amônia (NH<sub>3</sub>), que é a forma nitrogenada predominante em valores elevados de pH. Uma remoção significativa de fósforo só é possível mediante a precipitação de sais insolúveis de fosfato, tais como apatita e a estruvita.

A associação de pré-tratamento anaeróbio com lagoas de polimento é também indicada quando se pretende remover nitrogênio e fósforo do efluente final, em função das condições favoráveis de pH (Van Haandel e Lettinga, 1994; Cavalcanti *et al.*, 2001). A menor produção de CO<sub>2</sub> devido à baixa carga orgânica, associada à maior atividade de fotossíntese que o consome, pode resultar em elevado valor de

pH (até 9 ou mais) nas lagoas de polimento. Com isso, favorece a formação de amônia molecular que pode se desprender da fase líquida. Ao mesmo tempo, favorece a maior concentração de íon fosfato, e em consequência, a sua precipitação na forma de fosfato de cálcio (Kato e Florencio, 2001).

De acordo com von Sperling (2002), a remoção de amônia e fosfatos é maior em lagoas de polimento com profundidades inferiores a 1,0 m. Nestas lagoas, a massa líquida tende a se apresentar com elevados valores de pH em decorrência da fotossíntese intensa que ocorre em todo o volume da lagoa.

Mascarenhas *et al.* (2004) conseguiram no efluente das lagoas de polimento tratando efluente urbano, resultados de até 2 mg L<sup>-1</sup> de amônia. Essa remoção se deveu a uma maior presença de algas nas lagoas, resultando em maiores teores de oxigênio dissolvido (OD) e contribuindo para a elevação do pH. Além disso, a associação de elevadas temperaturas criou condições propícias para a volatilização da amônia. Com relação à remoção de fósforo, as lagoas apresentaram eficiência razoável de até 58%.

Em efluentes de suínos tratados com reatores anaeróbios operados em batelada seguidos de lagoas de polimento, foram relatadas reduções de 80% para NTK e P-total para TDH de 29,5 dias (Duda e Oliveira, 2009b). Vivan *et al.* (2010), tratando dejetos de suínos num sistema constituído por um biodigestor seguido por

uma série de uma lagoa anaeróbia, uma facultativa e duas de maturação, descreveram uma remoção global de 98,6% de fósforo total, 89,8% de NTK e de 87,6% de nitrogênio amoniacal.

### 3.9.1 – Remoção do Nitrogênio

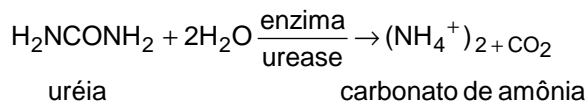
O nitrogênio é um elemento essencial à vida, estando presente nas proteínas, ácidos nucleicos e em outras moléculas orgânicas que desempenham papéis importantes no metabolismo celular (Sant'Anna Jr., 2010).

De acordo com Oliveira (2002), um suíno em terminação excreta em média 15% a 20% nas fezes do nitrogênio ingerido via alimentação, e de 45% a 50% na urina, ou seja, 60% a 70% da quantidade de nitrogênio ingerida.

Na suinocultura, a proporção de nitrogênio orgânico e amoniacal pode variar de uma granja para outra, em função das diferentes formas de manejo, onde a higienização pode ocorrer diariamente ou com intervalos de até semanas. Segundo Oliveira (2002), a

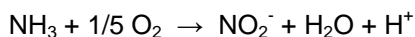
proporção de nitrogênio orgânico e amoniacal nos dejetos de suínos pode variar em função do seu estado natural (fresco), sendo de 50% para um dejetos de até algumas horas, e de 25% a 75% de nitrogênio orgânico (N-org.) em dejetos com mais de 3 dias. Entretanto, após a mistura entre fezes e urina formando o dejetos líquido, o nitrogênio contido na urina é transformado rapidamente em nitrogênio amoniacal. Em manejo de higienização a cada 72 horas, as diferentes formas de nitrogênio nas fases líquida e sólida dos dejetos podem se apresentar na seguinte média: na fase líquida o nitrogênio amoniacal (N-am.) representa entre 75% a 85% e o orgânico representa de 10% a 5%, na fase sólida o N-org. representa de 10% a 15%.

O nitrogênio pode sofrer diversos processos bioquímicos se apresentando em várias formas e estados de oxidação. No efluente o nitrogênio orgânico é transformado em nitrogênio amoniacal pela amonificação, processo no qual ele é hidrolisado por bactérias autotróficas:



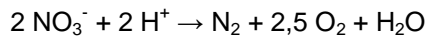
As outras formas de nitrogênio, como o nitrito e o nitrato são encontradas em quantidades desprezíveis, mas somadas ao NTK formam o nitrogênio total (NT).

Em condições aeróbias o N-NH<sub>3</sub> é convertido a nitrito (nitritação) e posteriormente a nitrato (nitratação), através da ação de bactérias nitrificantes que utilizam o carbono orgânico como fonte de carbono celular. Esse processo é denominado de nitrificação:



A desnitrificação é a redução do nitrato a nitrogênio gasoso, que ocorre em condições

anáxicas, onde as bactérias heterotróficas (desnitrificantes), na presença de carbono orgânico, utilizam o nitrato como receptor de elétrons ao invés do oxigênio:



Na reação de nitrificação ocorre o consumo de oxigênio livre, relativo à demanda nitrogenada, e liberação de H<sup>+</sup>, reduzindo a alcalinidade do meio. Já na desnitrificação ocorre o inverso, economia de oxigênio e consumo de H<sup>+</sup>, aumentando a capacidade tampão do meio.

Segundo Bastos *et al.* (2003), em lagoas facultativas a eficiência de remoção de nitrogênio situa-se entre 30% e 50%, em lagoas de maturação em série, a eficiência

de remoção de amônia está entre 70% e 80% e em lagoas de maturação especialmente rasas pode ser superior a 90%.

### 3.9.1.1 – Mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas

Segundo Middlebrooks *et al.* (1999) e Camargo Valero *et al.* (2010), diversos estudos foram realizados sobre a remoção de nitrogênio em sistemas de lagoas, no entanto não houve nenhuma concordância sobre os mecanismos de remoção e em que condições operacionais e ambientais ocorrem. Vários pesquisadores têm sugerido que os principais mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas de polimento são:

- Sedimentação do nitrogênio orgânico particulado;
- Volatilização da amônia;
- Assimilação da amônia e nitrato pelas algas;
- Nitrificação – desnitrificação.

Em lagoas de estabilização, a remoção do nitrogênio através da volatilização da amônia foi descrita em várias pesquisas como principal mecanismo, sendo baseada em duas observações: elevados valores de pH (> 9,0) aumentando a proporção de amônia livre em relação à ionizada; e a possível elevação da temperatura do líquido favorecendo a transferência de massa da amônia livre para a atmosfera (Pano e Middlebrooks, 1992; Silva *et al.*, 1995). Reed (1985) e Maynard *et al.* (1999) sugeriram que a volatilização seria o principal mecanismo de remoção nos dias quentes do ano (verão), enquanto que a remoção do nitrogênio através da assimilação pelas algas com posterior sedimentação seria a via predominante no inverno. Reed (1985) ressalta, ainda, que mesmo o pH não estando em níveis ideais e a concentração da amônia não ionizada seja 10% ou menos, os longos tempos de detenção hidráulica em algumas lagoas, permitiria a remoção a longo prazo.

Estudos mais recentes, realizados com isótopo estável <sup>15</sup>N, têm demonstrado que a

volatilização não seria uma via importante, mesmo com pH e temperatura favoráveis, permitindo observar uma competição pelo nitrogênio inorgânico nos dois mecanismos que seriam dominantes na remoção de nitrogênio em lagoas de maturação: assimilação pelas algas e nitrificação-desnitrificação. Quando as condições ambientais não são favoráveis ao crescimento das algas (inverno), o nitrogênio amoniacal seria em grande parte, transformado nas formas oxidadas e removido pelo processo de desnitrificação no período da noite. Já, em condições favoráveis à atividade fitoplanctônica (verão), o nitrogênio amoniacal seria removido mais eficientemente através da assimilação pelas algas, sendo transformado em biomassa como nitrogênio orgânico suspenso, a qual pode ser eliminada com o efluente final ou sedimentar como algas mortas; simultaneamente, também pode ocorrer a nitrificação-desnitrificação (Camargo Valero e Mara, 2007; Camargo Valero *et al.*, 2009; Camargo Valero *et al.*, 2010).

Lai e Lam (1999) citam que o intenso crescimento de fitoplâncton é essencial para uma eficiente remoção de nitrogênio, no entanto, também pode ser prejudicial para o processo de tratamento, já que, com a morte dessa biomassa e sua sedimentação na camada de lodo, a consequente digestão anaeróbia desse sedimento recircularia o nitrogênio amoniacal no meio líquido, fazendo com que esse efluente quando lançado no corpo d'água cause eutrofização. Camargo Valero *et al.* (2010) sugerem que para reforçar a remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização o sistema pode ser complementado com uma unidade de remoção de sólidos para remover as algas que absorveram a amônia. O elevado crescimento das algas leva a uma alta remoção de amônia, porém, também faz com que a remoção do nitrogênio total seja baixa, pois as algas que assimilaram a amônia saem no efluente como sólidos suspensos (nitrogênio orgânico) (Camargo Valero *et al.*, 2010).

Pano e Middlebrooks (1982) relataram que baixas concentrações de nitrito e nitrato no

efluente indicam que não houve significativa remoção do nitrogênio amoniacal através da nitrificação. No entanto, Camargo Valero *et al.* (2010) citaram que as concentrações de nitrito e nitrato não são elevadas no efluente de lagoas, pois a nitrificação pode estar encoberta por simultâneas reações bioquímicas como a assimilação biológica do nitrato e/ou desnitrificação, sendo, portanto, a nitrificação considerada como uma etapa intermediária para a transformação e remoção do nitrogênio em lagoas. O acúmulo de nitrito e nitrato pode ser observado no efluente da lagoa se as condições operacionais e ambientais do sistema forem pouco favoráveis ao crescimento das algas e para o processo de desnitrificação.

No trabalho realizado por Vivan *et al.* (2009), utilizando biodigestor, uma lagoa anaeróbia, uma facultativa e duas de maturação, tratando dejetos de suínos, foi observada remoção de 60,3% de NTK e de 69,5% de N-NH<sub>3</sub> nas lagoas de maturação, sendo atribuída, pelos autores, à volatilização em função do pH das lagoas ficarem acima de 8,0. Schmidt *et al.* (2002) descreveram que no sistema composto por duas lagoas anaeróbias, uma facultativa, uma aerada e três fotossintéticas, tratando efluente de suinocultura, foi verificado que nas lagoas onde o oxigênio estava disponível houve significativa remoção de amônia, no entanto, gerou acúmulo de nitrito e nitrato por não haver condição anaeróbia, aumentando a concentração de nitrogênio total no efluente.

De acordo com Duda e Oliveira (2009b), nas duas lagoas de polimento em série

- T < 20°C

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{1}{1 + [(A/Q) \cdot (0,00038 + 0,000134 \cdot T) \cdot e^{(1,041 + 0,044 \cdot T)(pH - 6,6)}]} \quad (3.17)$$

- T ≥ 20°C

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{1}{1 + 5,035 \cdot 10^{-3} \cdot (A/Q) \cdot e^{1,540(pH - 6,6)}} \quad (3.18)$$

onde os efluentes de reatores anaeróbios em dois estágios, de dejetos de suinocultura, foram lançados, observou-se que nos ensaios 1 e 2, quando o TDH total das lagoas foi de 33,2 e 25 dias, respectivamente, a temperatura do ar foi de 24 e 23°C e o pH foi próximo de 8,2, verificou-se remoção de NTK de 71 e 72%, de N-am. de 83 e 65% e de N-org. de 41 e 97%, sendo a eficiência atribuída à volatilização, em função das condições apresentadas. Em 1997, Medri tratou águas residuárias de suinocultura com sistema de lagoas de estabilização, e observou que a remoção ocorreu principalmente na lagoa facultativa e na de aguapés através da assimilação da amônia pelas algas e raízes das plantas.

### 3.9.1.1.1 – Estimativa de remoção do nitrogênio em lagoas

Através de estudos realizados em três sistemas de lagoas de estabilização, tratando esgotos domésticos, Pano e Middlebrooks (1982) desenvolveram dois modelos de remoção de nitrogênio amoniacal em função da temperatura, pH e tempo de detenção hidráulica, admitindo-se a cinética de primeira ordem e mistura completa. Nesses modelos assumiu-se que a volatilização da amônia é o principal mecanismo de remoção. As lagoas facultativas apresentavam profundidade variando de 1,2 a 1,5 m e a temperatura variava de 1 a 5°C no inverno e próxima de 20°C no verão. A primeira equação (Equação 3.17) seria para temperaturas do líquido até 20°C, e a segunda (Equação 3.18) seria para temperaturas acima de 20°C:



Onde:

$C_e$  = concentração efluente ( $\text{mg L}^{-1}$ )

$C_o$  = concentração afluyente ( $\text{mg L}^{-1}$ )

A = área superficial da lagoa ( $\text{m}^2$ )

Q = vazão afluyente ( $\text{m}^3 \text{d}^{-1}$ )

pH = pH na lagoa

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

Realizando um estudo com quatro sistemas de lagoas, assumindo cinética de primeira ordem e regime de fluxo em pistão, Reed (1985) desenvolveu um modelo para remoção do nitrogênio total em função da temperatura, pH e tempo de detenção hidráulica, como mostrado na Equação 3.19:

$$C_e = C_o \cdot e^{-K_T [t + 60,6(\text{pH}-6,6)]} \quad (3.19)$$

Onde:

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

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

$$\theta = 1,039$$

Segundo Camargo Valero e Mara (2007), os modelos propostos por Pano e Middlebooks (1982) e Reed (1985) para estimativa da remoção da amônia e do nitrogênio total em lagoas de estabilização, derivam de equações que dependem de variáveis as quais não definem nenhum mecanismo envolvido em particular.

### 3.9.2 – Remoção de Fósforo

O fósforo também é um nutriente essencial para o crescimento das algas e outros organismos. As formas usuais nos esgotos são os ortofosfatos, polifosfatos e fosfato orgânico. Os ortofosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{H}_3\text{PO}_4$ ) são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões mais simples. Os polifosfatos são moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de fósforo, e que podem se transformar em ortofosfatos através da hidrólise, que é um processo lento. O fosfato orgânico geralmente tem menor importância no esgoto urbano, porém pode ser um considerável constituinte do efluente industrial e do lodo proveniente do

tratamento de esgotos (Metcalf e Eddy, 2003 e von Sperling, 2005).

Para granjas de suínos com sistema de higienização a cada 3 dias, Oliveira (2002) cita que o fósforo pode se apresentar nos dejetos com os seguintes valores: na fase sólida, o fósforo inorgânico representa de 75 a 80% e o orgânico 10%, na fase líquida o inorgânico ocupa 10% e o orgânico 3%.

Segundo EPA (Design...,1983), em geral, a concentração efluente de fósforo em lagoas é metade da concentração afluyente do esgoto, sendo que os principais mecanismos de remoção do fósforo em lagoas de estabilização são (Arceivala 1981; Van Haandel e Lettinga, 1994, citados por von Sperling 2002):

- Retirada do fósforo orgânico contido nas algas e bactérias por meio da saída com o efluente final;
- Sedimentação do fósforo orgânico nos sólidos;
- Precipitação de fosfatos em condições de elevado pH.

O fósforo orgânico associado a sólidos em suspensão sedimentáveis (incluindo o fósforo assimilado pela biomassa bacteriana e algal) pode ser removido da massa líquida por sedimentação, incorporando-se ao lodo do fundo. Sob condições anaeróbias no fundo, o fósforo pode ser ressolubilizado e reincorporado à massa líquida. No entanto, as remoções mais significativas podem ocorrer através da precipitação dos fosfatos em condições de pH elevado, na forma de hidroxiapatita e estruvita, sendo, para isso, necessário um pH de no mínimo 9,0 (von Sperling *et al.*, 2009).

Para Bastos *et al.* (2003a), os principais mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização são a retirada do fósforo orgânico das algas e bactérias junto com o efluente final (em torno de 10%) e a precipitação de fosfatos em condições de pH elevado. Segundo Cavalcanti *et*

*al.*(2001), na prática a remoção de fósforo em lagoas é bem aquém daquela correspondente ao equilíbrio termodinâmico, e o mecanismo parece ser mais em função da sedimentação de fosfato orgânico do que da precipitação de minerais.

Parte do fósforo contido nos efluentes pode ser eliminado no tratamento primário se ele estiver na forma particulada, ou ainda, se o teor de cálcio no efluente for suficiente para provocar a precipitação de fosfatos de cálcio (Sant'Anna Jr., 2010). Em esgoto doméstico tratado por lagoas rasas e com baixas taxas de aplicação hidráulica, a remoção de fósforo situa-se entre 60 e 80% (Cavalcanti *et al.*, 2001), ao passo que em lagoas facultativas e aeradas, a eficiência de remoção geralmente é inferior a 35% (von Sperling *et al.*, 2009). De acordo com Cavalcanti *et al.*(2001), a remoção de fósforo na forma de íon fosfato, só começa a ser significativa quando o pH supera o valor de 9,0, embora termodinamicamente o fosfato seja instável para valores de pH acima de 7,0.

Rodrigues *et al.* (2009), estudando uma lagoa de polimento, em escala piloto, como pós-tratamento de reator UASB na suinocultura, relataram uma eficiência de 29,8% de remoção de fósforo na lagoa de polimento e de 62,2% em todo sistema. Vivan *et al.* (2010), tratando efluente de suínos em um sistema composto por biodigestor, uma lagoa anaeróbia, uma facultativa e duas de maturação, relataram remoção de 98,6% do fósforo total, principalmente através da precipitação na forma de fosfato de cálcio, em decorrência da alta concentração de íons cálcio no lodo. A alta concentração de fósforo no lodo foi justificada pelo elevado TDH (170 dias) e à baixa turbulência do sistema.

A Tabela 9 compara as eficiências de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e organismos patogênicos em sistemas de tratamento de efluentes de suinocultura. As avaliações referem-se a dez publicações de trabalhos realizados no Brasil nos últimos dez anos.

Tabela 9 - Resultados de eficiência de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e patógenos de sistemas de tratamento de efluentes de suinocultura, Brasil, 2002/2012.

Autor(es)	Escala	Sistema Escala	DBO (%)	DQO (%)	SSV (%)	Amônia (%)	Fósforo (%)	Coliformes UL
Araujo, I.S. et al. (2010)	Real	LFA (43d) + LM (67d)	81	84	-	85	PO <sub>4</sub> 64	<i>E. coli</i> 2 UL
Araujo, I.S. et al. (2012)	Real	LA (59 d) + Reator UASB (2d) + LFA (53 d) + LM (73 d) + FP	94,1	97,8	-	80,3	Pt 71,5	<i>E. coli</i> LFA-0,86 UL LM-0,80 UL
Bastos, R.K.X.; et al. (2005)	Real	3 LA (31,9 d) + LF (21,4 d)	95,9	93,1	SST 96,5	37	Pt 92,5	<i>E. coli</i> 3UL
Duda, R.; Oliveira, R. (2009)	Piloto	2 ASBR (4,5 d) + 2 LP (25 d)	-	97	97	16	Pt 99,99	Colif. Termot. 2 UL
Duda, R.; Oliveira, R. (2011)	Piloto	Reator UASB (24 h) + FA (11,7 h) + FBP (15 h) + decantador (12 h)	-	95,9	98,1	NT 68	Pt 42	-
Oliveira, R.; Santana, A. (2011)	Piloto	2 reatores UASB (39 h) + RBS (56 h)	-	97	99	90	Pt 57	Colif. Termot. 4 UL
Rodrigues, L.S. (2008)	Real /Piloto	Decantador (1,5 d) + reator UASB (2,7 d) + LP (46,5d)	97,8	94,7	88,9	11,1	Pt 62	Colif. Termot. 4UL
Santana, A.M.; Oliveira, R. (2005)	Piloto	2 reatores UASB (46 d)	-	93,1	85,6	-	-	-
Schmidt, V. et al. (2002)	Real	Decantador + 2 LA + 1 LF + 1 LA + 3 LFt	98	97	96	74	Pt 70	Colif. Termot. 4UL
Vivan, M. et al. (2009)	Real	Biodigestor (45 d) + LA (55 d) + LF (38 d) + 2 LM (34d)	-	98	-	87,6	Pt 98,7	-

UL – unidades logarítmicas; NT – nitrogênio total; LFA – lagoa facultativa aerada; LM – lagoa de maturação; SSV – sólidos suspensos voláteis; ASBR – *anaerobic sequencing batch reactor*; LP – lagoa de polimento; RBS – reator operado em batelada sequencial; LA – lagoa aerada; LF – lagoa facultativa; LFt – lagoa fotossintética; FA – filtro anaeróbico; FBP – filtro biológico percolador; FP – filtro de pedras

### 3.10 – REÚSO DO EFLUENTE E DO LODO

A reutilização de água de esgotos tratados para fins não potáveis pode ser um importante mecanismo no aproveitamento de recursos hídricos. A água livre de organismos patogênicos e que normalmente é devolvida aos rios pode ser utilizada para várias finalidades, como: limpeza pública, irrigação de hortaliças, refrigeração de

equipamentos industriais e lavagem de carros e caminhões. O reúso, além de ter um componente econômico importante, elimina uma fonte de desperdício de água e retarda, até certo ponto, o ciclo hidrológico regional. Os benefícios do reúso podem ser estimados com o aumento da produtividade da agricultura ou aquicultura, a redução de danos ambientais, o controle da erosão e o aumento da disponibilidade de empregos e

de alternativas econômicas (Hespanhol, 1999).

É imprescindível avaliar o conteúdo dos elementos minerais presentes em efluentes urbanos brutos, destacando a presença de macronutrientes, como N, P e K, e de micronutrientes, alguns deles necessários ao desenvolvimento vegetal e outros até fitotóxicos. No que se refere aos patógenos, vetores de doenças ao ser humano, é preciso destacar que o solo atua como redutor do período de sobrevivência dos mesmos. Nesse aspecto, a Organização Mundial de Saúde (WHO) estabeleceu em 1989, atualizando em 2006, diretrizes sanitárias para o uso de efluentes urbanos em irrigação, tendo em vista a rápida expansão que essa atividade vem ocorrendo em diversos países.

Os sistemas de reúso, quando são planejados, implementados e operados adequadamente, trazem uma série de melhorias ambientais e das condições de saúde, como (Hespanhol, 1999):

- Minimização da descarga de esgotos nos corpos hídricos;
- Preservação dos recursos subterrâneos;
- Preservação do solo, com aumento de húmus, e aumento da resistência à erosão;
- Aumento da produção de alimentos através da irrigação agrícola, elevando os níveis de saúde, qualidade de vida e de condições sociais.

Caso a implementação do reúso ocorra de forma negligente, tem-se como consequência, uma série de riscos ao meio ambiente, e principalmente à saúde. Os riscos de saúde pública estão diretamente associados às diferentes aplicações possíveis do reúso, podendo implicar na exposição do homem aos contaminantes presentes na água recuperada (Rodrigues, 2005). A Tabela 10 apresenta a relação entre o tipo de reúso e os riscos de saúde associados.

Tabela 10 – Relação entre o tipo de reúso e os riscos de saúde associados.

Forma de reúso	Risco à saúde
Agrícola	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪Contaminação de consumidores de alimentos contaminados com organismos patogênicos e/ou substâncias químicas tóxicas;</li> <li>▪Contaminação direta dos trabalhadores;</li> <li>▪Contaminação do público por aerossóis;</li> <li>▪Contaminação de consumidores de animais que se alimentam de pastagens irrigadas, ou que sejam criados em lagoas contaminadas</li> </ul>
Industrial	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪Conexão cruzada entre sistemas de água potável e de reúso;</li> <li>▪Se utilizada como água de processo, pode haver contaminação de produtos comestíveis;</li> <li>▪Contaminação direta dos trabalhadores</li> </ul>
Recreacional	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪Doenças de veiculação hídrica, infecção nos olhos, ouvidos e nariz;</li> <li>▪Ingestão de contaminantes químicos ou irritação dos olhos e mucosas, devido aos efluentes industriais;</li> <li>▪Contaminação direta dos trabalhadores</li> </ul>
Recarga de aquífero	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪Contaminação de aquíferos utilizados como fontes de água potável;</li> <li>▪Contaminação direta dos trabalhadores</li> </ul>
Reúso urbano não potável	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪Conexão cruzada entre sistemas de água potável e de reúso;</li> <li>▪Contato com a água recuperada utilizada para irrigação de parques e jardins ou lavagem de ruas;</li> <li>▪Contaminação direta dos trabalhadores</li> </ul>
Reúso potável	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪Ingestão de contaminantes biológicos e químicos;</li> <li>▪Contaminação direta dos trabalhadores</li> </ul>

Fonte: Rodrigues (2005), adaptado de Lavrador (1987).

Shuval *et al.* (1986) citado por Bastos *et al.* (2003a), elaboraram uma classificação para

os microrganismos patogênicos em ordem decrescente, segundo sua probabilidade de

impor riscos atribuíveis à irrigação com esgotos sanitários:

- Alto risco – helmintos, nematóides intestinais humanos
- Médio risco – bactérias
- Baixo risco – vírus

Devido à grande disponibilidade de água oriunda dos esgotos sanitários, vários estudos têm sido realizados em relação à sua utilização na irrigação, hidroponia e piscicultura, sendo na agricultura um importante fator contribuinte, visto que no Brasil, como em todo o mundo, a agricultura irrigada responde por cerca de 60-80% do consumo total de água (Bastos *et al.*, 2003b). Na irrigação de alimentos para animais, alguns estudos não demonstraram alteração na saúde dos animais submetidos a esses produtos.

Em diversos países a prática do reúso já é comum há algum tempo, com definição de padrões que dependem de uma série de fatores, tais como (Rodrigues, 2005):

- O conhecimento dos riscos associados à prática;
- O tratamento dos efluentes, bem como a sua eficiência e segurança;
- A disponibilidade e característica dos efluentes;
- Experiência na promoção do reúso, que fornece subsídios para estudos epidemiológicos;
- Valores culturais;
- Condições ambientais;
- Condições econômicas e tecnológicas, entre outros.

No Brasil, a experiência do reúso é bastante recente e restrita, sem termos, ainda, informações suficientes para o estabelecimento de padrões, no entanto, ajustar os padrões internacionais às condições nacionais como ponto de partida deve ser realizado, mesmo que num

primeiro momento, de forma conservadora (Rodrigues, 2005).

Considerando a importância do reúso frente à escassez de recursos hídricos em certas regiões, os elevados custos associados à poluição, dentre outros diversos benefícios desta prática, o CONAMA, na Resolução nº 54 de 2005, veio estabelecer modalidades, diretrizes e critérios gerais que regulamentam e estimulam a prática de reúso direto não potável em todo território nacional.

Atualmente existem os critérios adotados nos Estados Unidos pela United States Environmental Protection Agency (USEPA) e os recomendados pela Organização Mundial da Saúde, sendo que os critérios da USEPA para irrigação irrestrita ou irrigação por aspersão em qualquer situação, exigem padrão microbiológico de qualidade de efluentes semelhante ao padrão de potabilidade da água (ausência de coliformes e organismos patogênicos, turbidez  $\leq 2$  UNT e cloro residual  $\geq 1$  mg L<sup>-1</sup>). Como citado na própria regulamentação, tais padrões só podem ser obtidos através de tratamentos mais rigorosos como a filtração e a desinfecção (Bastos *et al.*, 2003a).

A Organização Mundial da Saúde (Guidelines..., 2006) estabeleceu, para uso de esgotos tratados em irrigação de culturas (Tabela 11), o mesmo nível de proteção estabelecido para água potável, isto é, a carga adicional de doenças causadas pelo consumo de alimentos produzidos pela irrigação com esgotos tratados não deve exceder 10<sup>-6</sup> AVAD (Anos de Vida Ajustados em Desabilidade) por pessoa e por ano. Esse nível de restrição, segundo Hespagnol (2009), é praticamente impossível de ser obtido na maioria dos países em desenvolvimento, que não terão capacidade de suportar os custos do tratamento de esgotos e outras medidas protetoras, mesmo para irrigação irrestrita.

Tabela 11 – Níveis de proteção dos grupos de risco para o uso de esgotos tratados na agricultura.

Cenário de Exposição	Nível de Proteção AVAD (por pessoa e por ano)	Redução de patógenos* necessária (log <sub>10</sub> )	Ovos de helmintos (nº L <sup>-1</sup> )
Irrigação irrestrita:	≤ 10 <sup>-6</sup>		
Alface		6	≤ 1
Cenoura		7	≤ 1
Irrigação restrita:	≤ 10 <sup>-6</sup>		
Altamente mecanizada		3	≤ 1
Trabalho intensivo		4	≤ 1
Irrigação localizada (gota a gota):	≤ 10 <sup>-6</sup>		
Culturas altas		2	Sem recomendações
Culturas baixas		4	≤ 1

Fonte: Adaptado da WHO (2006). \* *Escherichia coli*

O Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) realizou inúmeros e fundamentados estudos levando em consideração os parâmetros da OMS, conseguindo chegar a diretrizes condizentes com a realidade brasileira para o reúso de esgotos sanitários na área agrícola e na piscicultura (Tabelas 12 e 13), sendo essas sugestões limitadas a critérios de proteção à

saúde. Para chegar a esses critérios, Bastos e Bevilacqua (2006) citam que por meio de estudos puderam concluir que efluentes de sistemas com tratamento por lagoas contendo 10<sup>3</sup> CT<sub>er</sub> 100 mL<sup>-1</sup> estejam livres de bactérias patogênicas e vírus, e a remoção de (oo)cistos de protozoários é indicada pela remoção de ovos de helmintos.

Tabela 12 - Diretrizes do PROSAB para o uso agrícola de esgotos sanitários.

Categoria	CT <sub>er</sub> 100 mL <sup>-1</sup>	Ovos helmintos L <sup>-1</sup>	Observações
Irrigação irrestrita	≤ 1x10 <sup>3</sup>	≤ 1	≤ 1x10 <sup>4</sup> CT <sub>er</sub> 100 mL <sup>-1</sup> no caso de irrigação por gotejamento de culturas que se desenvolvem distantes do nível do solo ou técnicas hidropônicas em que o contato com a parte comestível da planta seja minimizado.
Irrigação restrita	≤ 1x10 <sup>4</sup>	≤ 1	≤ 1x10 <sup>5</sup> CT <sub>er</sub> 100 mL <sup>-1</sup> no caso da existência de barreiras adicionais de proteção ao trabalhador. É facultado o uso de efluentes (primários ou secundários) de técnicas de tratamento com reduzida capacidade de remoção de patógenos, desde que associado à irrigação subsuperficial.

Fonte: Adaptado de Bastos e Bevilacqua (2006)

CT<sub>er</sub> – coliformes termotolerantes.

Tabela 13 - Diretrizes da PROSAB para usos de esgotos sanitários em piscicultura.

Ponto de amostragem	CT <sub>er</sub> 100 mL <sup>-1</sup>	Ovos de helmintos L <sup>-1</sup>
Afluente ao tanque de piscicultura	≤ 1x10 <sup>4</sup>	≤ 1
No tanque de piscicultura	≤ 1x10 <sup>3</sup>	≤ 1

Fonte: Adaptado de Bastos e Bevilacqua (2006)

Com relação ao reúso do lodo proveniente do sistema de tratamento na agricultura, o CONAMA estabeleceu critérios e procedimentos para o uso do lodo em áreas agrícolas mediante a publicação da Resolução nº 375/06. De acordo com a Resolução devem ser observados os parâmetros orgânicos, inorgânicos, agentes patogênicos e indicadores microbiológicos, como coliformes termotolerantes, ovos viáveis de helmintos, *Salmonella* e vírus.

Essa Resolução divide o lodo em duas classes, sendo que a classe A é resultante de processos com efetiva redução de patógenos, podendo ser aplicado em horticultura. O lodo B resulta de processos com moderada redução de patógenos, sendo seu uso mais restrito. Na Tabela 14 estão detalhadas as concentrações máximas permitidas de microrganismos de acordo com a classe do lodo, segundo a Resolução nº 375/06.

Tabela 14 - Concentração de patógenos permitida segundo classe do lodo de acordo com a Resolução CONAMA nº 375/06.

Classe do lodo	Concentração de patógenos permitida
A	Coliformes termotolerantes < 10 <sup>3</sup> NMP/g ST Ovos viáveis de helmintos < 0,25 ovo/g ST <i>Salmonella</i> ausente em 10 g ST Vírus < 0,25 UFP ou UFF/g ST
B	Coliformes termotolerantes < 10 <sup>6</sup> NMP/g ST Ovos viáveis de helmintos < 10 ovos/g ST

Fonte: Adaptado CONAMA, 2006. ST – sólidos totais, NMP- número mais provável, UFP – unidade formadora de placa, UFF – unidade formadora de floco.

## 4 - MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 - CONSIDERAÇÕES

O trabalho foi realizado nas instalações da suinocultura da Fazenda Experimental da Escola de Veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), localizada no município de Igarapé, Minas Gerais. A fazenda possui uma granja de ciclo completo com 40 matrizes.

A região possui clima tropical úmido, seco no inverno e chuvoso no verão, com precipitação média anual de 1400 mm e temperatura média anual de 22,2°C, sendo que no inverno a temperatura média é de

18,5°C e no verão de 22,4°C, sendo identificado como Aw pela classificação de KOPPEN (BRASIL, 1992).

### 4.2 – DADOS CLIMATOLÓGICOS

Foi utilizado um pluviômetro e um evaporímetro (Figura 2) tanque classe A, respectivamente, para medir a precipitação e a evaporação diária durante o período do experimento. As medidas foram realizadas diariamente no horário da manhã.

As medidas da temperatura do ar mínima, máxima e a do horário da coleta foram medidas por um termohigrômetro instalado junto à suinocultura.



A



B

Figura 2 – Pluviômetro: A; evaporímetro tanque classe A: B.

#### 4.3 - ESTAÇÃO DE TRATAMENTO

A estação de tratamento de efluentes (ETE) era composta por tratamento preliminar, secundário e pós-tratamento (Figura 3).

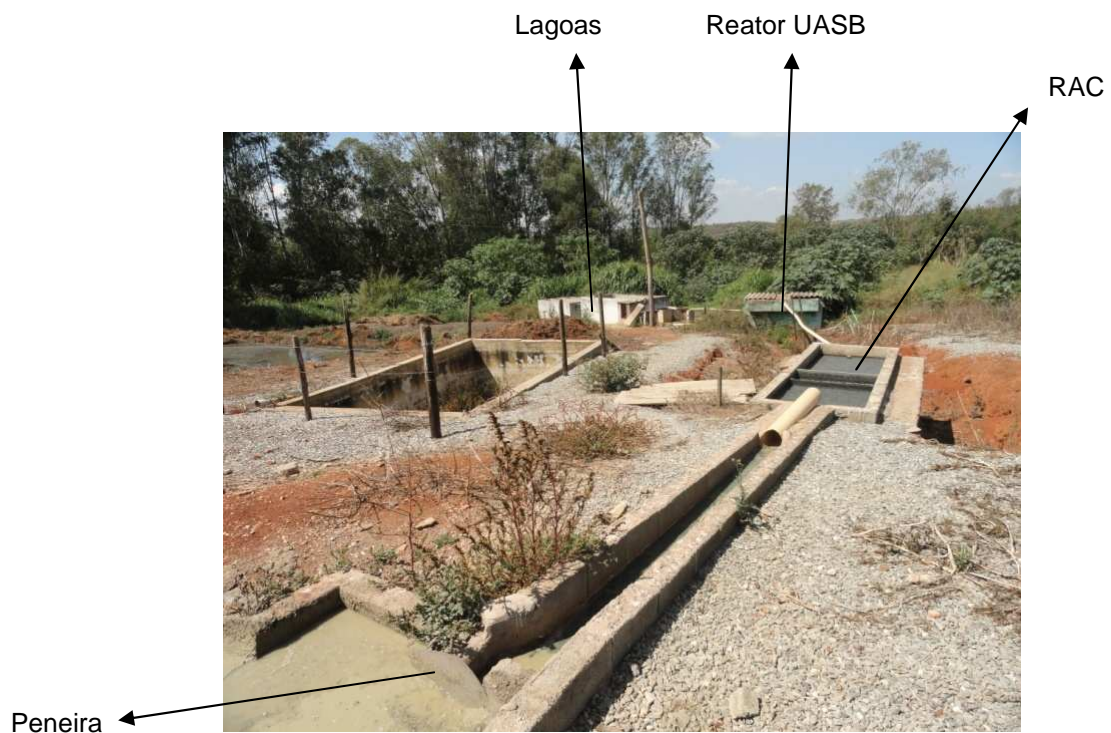


Figura 3 – Vista da ETE.

##### 4.3.1 – Tratamento Preliminar

O tratamento preliminar é composto por uma peneira (Figura 4) de inox com furos de

seção circular de 3,0 mm de diâmetro para retenção de sólidos grosseiros.





Figura 4 – Peneira.

#### 4.3.2 – Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC)

O reator anaeróbio compartimentado (Figura 5) foi projetado com o objetivo de realizar a separação de fases e pré-

acidificação do esgoto. A pré-acidificação visa favorecer o processo de formação do metano e melhorar a eficiência do reator UASB. Os parâmetros de dimensionamento do reator estão descritos na Tabela 15.

Tabela 15: Parâmetros de dimensionamento do reator anaeróbio compartimentado.

Dimensões	1º Compartimento	Câmara defletora	2º Compartimento	Total
Comprimento	1,50 m	1,00 m	1,50 m	4,00 m
Largura	1,20 m	1,20 m	1,20 m	1,20 m
Profundidade	1,80 m	0,55 a 1,25 m	1,65 m	-
Área superficial	1,80 m <sup>2</sup>	1,20 m <sup>2</sup>	1,80 m <sup>2</sup>	4,80 m <sup>2</sup>
Volume	3,24 m <sup>3</sup>	1,17 m <sup>3</sup>	2,97 m <sup>3</sup>	7,38 m <sup>3</sup>

Fonte: Rodrigues (2008).

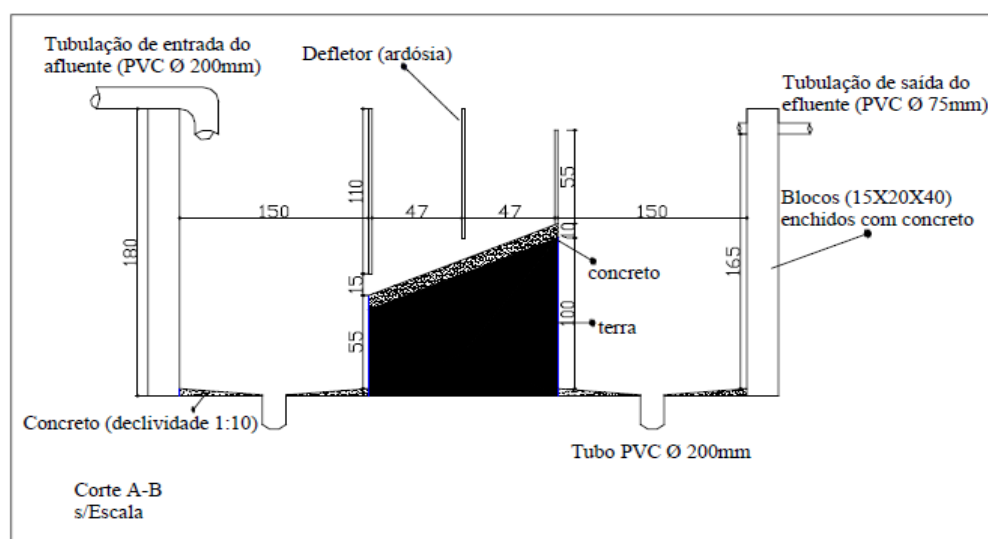


Figura 5 – Corte esquemático do RAC

### 4.3.3 – Reator UASB

O reator UASB (Figura 6) foi projetado para ser a principal unidade de remoção de matéria orgânica do sistema. Segundo Rodrigues (2008), no projeto buscou-se

conciliar alta eficiência, simplicidade operacional e baixo custo de implantação e manutenção. Os principais parâmetros de dimensionamento do reator UASB estão descritos na Tabela 16.

Tabela 16 – Parâmetros de dimensionamento do reator UASB.

Características	Valores adotados
Volume compartimento de digestão (m <sup>3</sup> )	8,06
Volume compartimento de decantação (m <sup>3</sup> )	3,46
Volume total (m <sup>3</sup> )	11,52
Altura compartimento de digestão (m)	2,80
Altura compartimento de decantação (m)	1,20
Altura útil total (m)	4,00
Altura total (m)	4,65
Seção (m)	1,20 x 2,40
Área superficial (m <sup>2</sup> )	2,88
Vazão de projeto (m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup> )	4,05
Carga orgânica volumétrica de projeto (kgDQO m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	4,75
Tempo de detenção hidráulica (dias)	3,05
Velocidade ascensional de fluxo de projeto (m h <sup>-1</sup> )	0.18

Fonte: Rodrigues (2008)

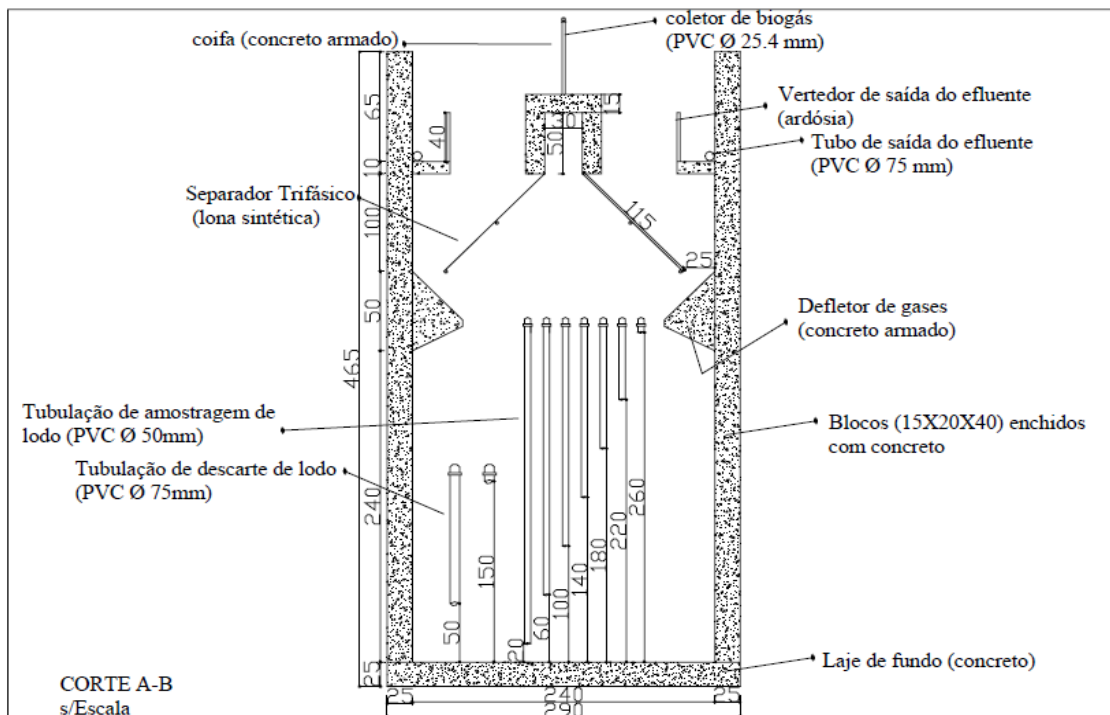


Figura 6 – Corte esquemático do reator UASB

#### 4.3.4 – Lagoas de Polimento

O pós-tratamento do efluente anaeróbio é composto por um sistema em escala piloto formado por uma lagoa facultativa e três de maturação em série (Figuras 7 e 8).

A lagoa facultativa visa remover a matéria orgânica remanescente e iniciar a remoção

de organismos patogênicos e nutrientes, que são os principais objetivos das lagoas de maturação. Os parâmetros foram analisados nas três diferentes alturas das lagoas de maturação, sendo o experimento dividido em três fases, onde cada fase correspondeu a uma profundidade das lagoas. Os parâmetros de dimensionamento das lagoas estão na Tabela 17.

Tabela 17: Parâmetros de dimensionamento das lagoas de polimento.

Lagoa	Comprimento (m)	Largura (m)	Altura (m)	Volume (m <sup>3</sup> )	TDH (d)	Q (m <sup>3</sup> /d)
Facultativa	4,00	2,00	1,10	8,8	36,6	0,240
( <sup>1</sup> ) Maturação 1,2 e 3	3,00	0,60	0,40	0,72	3,0	0,240
( <sup>2</sup> ) Maturação 1, 2 e 3	3,00	0,60	0,60	1,08	4,5	0,240
( <sup>3</sup> ) Maturação 1, 2 e 3	3,00	0,60	0,80	1,44	6,0	0,240

(1) Fase 1 (2) Fase 2 (3) Fase 3

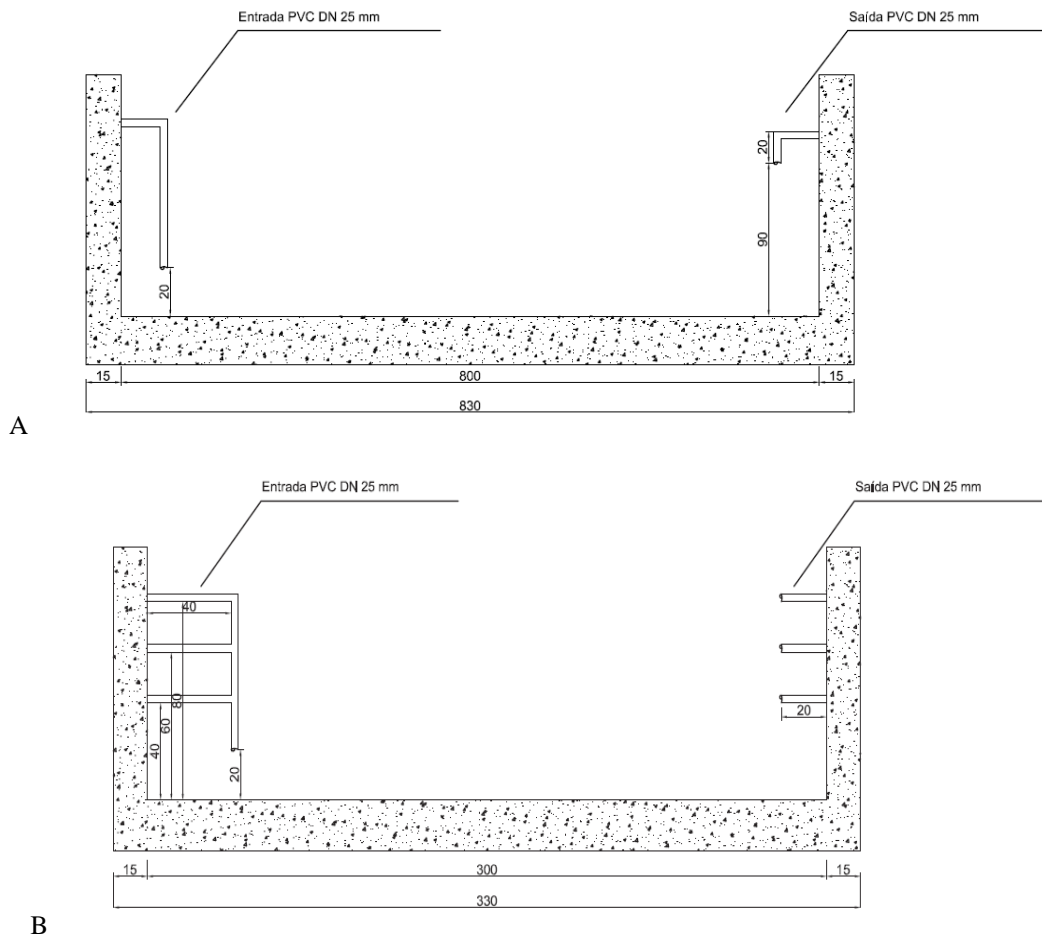


Figura 7: Cortes esquemáticos das lagoas facultativa (A) e de maturação (B) 1, 2 e 3.



Figura 8 : Lagoas facultativa e de maturação 1, 2 e 3.

#### 4.4 – CARACTERIZAÇÃO DA VAZÃO AFLUENTE

O afluente era formado por fezes, urina, ração, água de bebedouro e de lavagem. A higienização foi realizada duas vezes ao dia, sendo no período da manhã (7:30 às 9:30 h) e no período da tarde (13:30 às 15:00 h). Em todos os reatores o fluxo era intermitente não havendo equalização do volume nem da carga.

As medições da vazão no RAC e reator UASB foram realizadas durante todo período da lavagem da manhã, em intervalos de 15 minutos, utilizando uma proveta de 1000 mL e cronômetro. O valor médio observado da vazão foi de  $3,31 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ .

Nas lagoas, a vazão média observada durante o experimento foi de  $0,38 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ , sendo medida em função do tempo de funcionamento e vazão da bomba centrífuga. A partir dessa vazão, também foram consideradas as parcelas de precipitação e evaporação, utilizando-se a Equação 4.1:

$$Q_e = Q_a + (\text{precipitação} - \text{evaporação}) \quad (4.1)$$

Onde:

$Q_e$  – vazão efluente ( $\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$ )

$Q_a$  – vazão afluente ( $\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$ )

#### 4.5 - ALIMENTAÇÃO DA ETE

A ETE é alimentada diariamente com águas residuárias das instalações da granja dos setores de creche, recria e terminação, sendo estas captadas por canaletas e transportadas por gravidade até o sistema de tratamento. Após passar pela peneira, o efluente segue até o RAC, de onde sai e segue até o reator UASB por tubos de PVC de 75 mm, sempre por gravidade. O efluente do reator UASB chega em uma caixa de armazenamento de 1000 L, e a partir daí a vazão passa a ser determinada por uma bomba centrífuga (Figura 9) acionada por um temporizador, que bombeia o efluente para lagoa facultativa que, por gravidade, permite a saída deste para as lagoas de maturação.



Figura 9 – Bomba centrífuga.

#### 4.6 – DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

O trabalho foi dividido em três fases separadas em função das diferentes profundidades das lagoas de maturação,

como pode ser observado na Tabela 18. As alturas foram distintas para verificação do comportamento das lagoas em cada fase, sendo que, conseqüentemente, o TDH também foi alterado.

Tabela 18 - Fases do experimento, profundidade das lagoas de maturação, período e número de coletas.

Fase	Profundidade das LM (m)	Período	Meses	Nº de coletas
1	0,40	23/02/2010 a 31/08/2010	6	22
2	0,60	28/09/2010 a 28/02/2011	5	22
3	0,80	12/12/2011 a 29/02/2012	2	15

#### 4.7 - PROGRAMA DE MONITORAMENTO

O programa de monitoramento do sistema teve duração de 24 meses e consistiu em um conjunto de análises físico-químicas e microbiológicas realizadas no esgoto bruto e nos efluentes do RAC, reator UASB, lagoa facultativa e de cada lagoa de maturação. As coletas eram realizadas durante a lavagem da manhã, por volta das 9:00 horas. A temperatura do líquido foi considerada como a mesma do ar, já que no trabalho realizado por Rodrigues (2008) no mesmo local, foi constatada pequena variação entre elas.

Os parâmetros avaliados foram: temperatura do ar, pH; OD; DQO total, particulada e filtrada; DBO total, particulada e filtrada; oxigênio dissolvido; sólidos totais;

sólidos voláteis totais; sólidos suspensos totais; sólidos suspensos voláteis; nitrogênio amoniacal; nitrogênio total Kjeldahl (NTK); nitrito; nitrato; fósforo total; coliformes totais; *Escherichia coli* e ovos de helmintos. A frequência das análises de todos os parâmetros foi semanal, com exceção dos ovos de helmintos que foi realizada quinzenalmente.

As análises físico-químicas de rotina foram realizadas conforme descrito no Standard... (2005). As amostras para análises microbiológicas foram coletadas em recipientes estéreis específicos para essas análises, sendo preservadas em gelo até o Laboratório de Saneamento da Escola de Veterinária da UFMG. Para quantificação de coliformes totais e *E. coli* foi utilizada a técnica do Substrato Definido (Standard..., 2005).

As análises de detecção e enumeração de ovos de helmintos no efluente foram realizadas de acordo com a metodologia de Bailenger modificada por Ayres e Mara (1996). Para este parâmetro foram coletadas amostras do afluente e efluente do reator UASB, da lagoa facultativa e da lagoa de maturação 3. O efluente do reator UASB foi considerado como sistema anaeróbio, que englobaria, também, o RAC.

As médias de temperatura do ar foram realizadas no período da manhã por meio de um termohigrômetro instalado junto à ETE. O oxigênio dissolvido foi realizado imediatamente após a coleta, no laboratório da própria fazenda.

As amostras foram preservadas em gelo e transportadas para processamento no Laboratório de Saneamento da Escola de Veterinária da UFMG, sendo observados os tempos de coleta e preservação preconizados pelo Standard... (2005).

Na etapa final as lagoas foram esvaziadas e o lodo foi coletado para análise de volume, massa de sólidos acumulada, coliformes totais, *E. coli* e ovos de helmintos (quantificação e viabilidade). A metodologia para recuperação de ovos de helmintos no lodo foi realizada segundo Meyer *et al.* (1978).

#### 4.8 – ANÁLISE DO LODO

Após a secagem das lagoas o lodo foi coletado em pontos específicos para análise de ovos de helmintos, volume, massa e porcentagem de lodo. A lagoa facultativa foi dividida em seis áreas e as de maturação em duas, sendo as coletas realizadas no centro dessas áreas, como mostrado na Figura 10. Para análise de *E. coli* as amostras foram compostas, juntando o material dos pontos de coleta de cada lagoa em uma só amostra.

A produção de lodo foi calculada por meio da Equação 4.2:

$$P_{\text{lodo}} = Y \cdot \text{DBO}_{\text{apl}} \quad (4.2)$$

Onde:

$P_{\text{lodo}}$  = produção de sólidos (kg ST d<sup>-1</sup>)

$Y$  = coeficiente de produção de sólidos (0,4 a 0,8 kg SSV kg<sup>-1</sup> DBO)

$\text{DBO}_{\text{apl}}$  = carga de DBO aplicada (kg DBO d<sup>-1</sup>)

O volume teórico foi calculado pela Equação 4.3:

$$V_{\text{lodo}} = P_{\text{lodo}} / (Y \cdot C) \quad (4.3)$$

Onde:

$V_{\text{lodo}}$  = produção volumétrica do lodo (m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>)

$\gamma$  = massa específica do lodo (1020 a 1040 kg m<sup>-3</sup>)

$C$  = concentração do lodo (%)

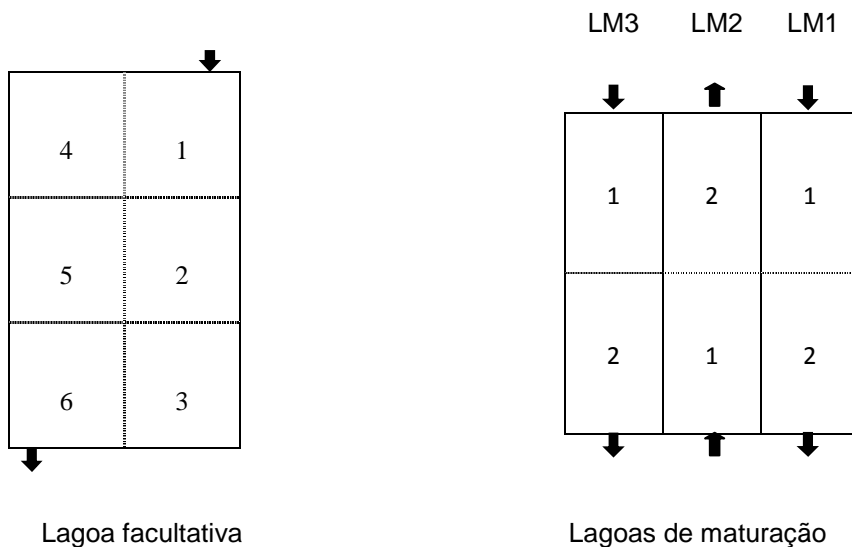


Figura 10 - Esquema da divisão realizada na lagoa facultativa e lagoas de maturação para coleta do lodo.

#### 4.9 – ANÁLISE DE DADOS

A estatística descritiva foi realizada pelo programa estatístico Stata 12<sup>®</sup>.

### 5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 5.1 – TEMPERATURA DO AR

De acordo com o trabalho realizado por Rodrigues (2008) na mesma suinocultura, foi constatado que a temperatura do líquido apresentava pequena diferença em relação à temperatura do ar, sendo então, padronizado neste trabalho que a temperatura do líquido e do ar seriam as mesmas. A temperatura média do ar no

horário da coleta na 1<sup>a</sup> fase do experimento foi de 19°C, oscilando entre 14 e 22°C, já a temperatura mínima variou de 11 a 20°C e a máxima de 25 a 35°C. Na fase 2 a temperatura média foi de 22°C, com a mínima variando de 16 a 22°C e máxima de 23 a 35°C. O último período experimental apresentou a maior média com 25°C, mínima variando de 13 a 26°C e máxima de 19 a 35°C. Essas variações podem ser observadas nos gráficos Box-Whisker da Figura 11.

A temperatura durante o experimento esteve dentro da faixa mesófila (20°C a aproximadamente 40°C), portanto adequada para o desempenho do tratamento biológico.

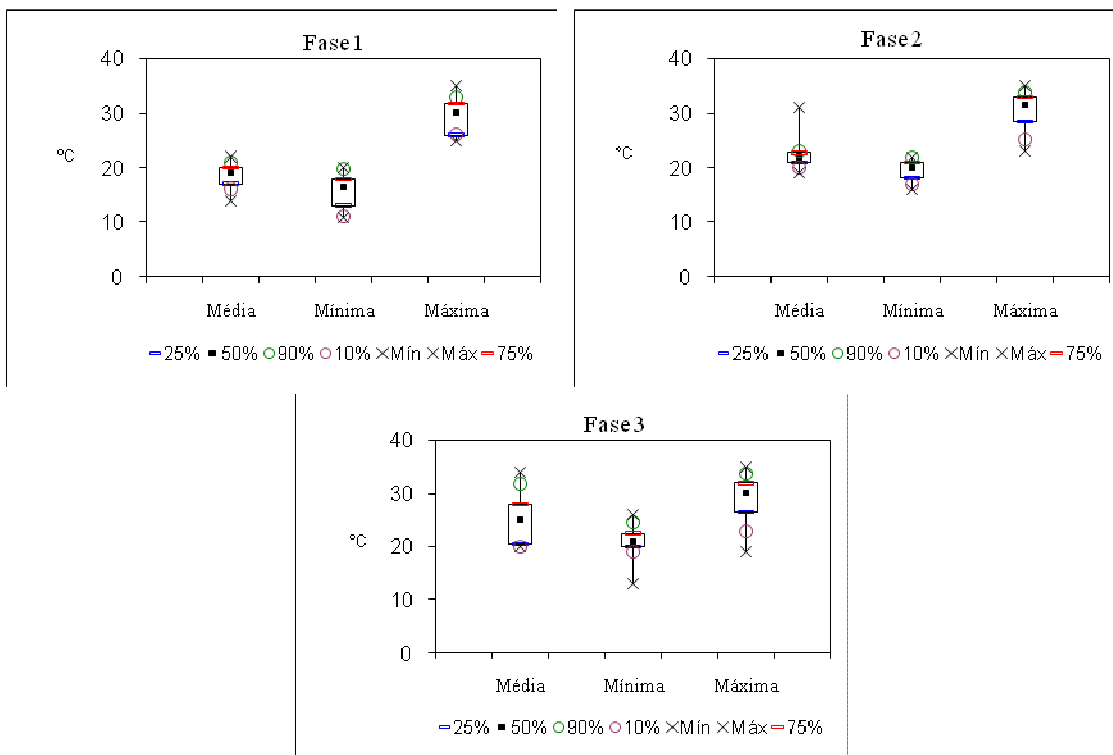


Figura 11 – Gráfico Box-Whisker da temperatura do ar durante as 3 fases experimentais.

## 5.2 - OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD)

são apresentadas na Tabela 19, e os valores médios nas Figuras 12, 13 e 14.

As concentrações mínimas, médias e máximas do oxigênio dissolvido das lagoas

Tabela 19 – Concentrações mínimas, médias e máximas do oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nas lagoas de polimento durante as 3 fases do experimento.

Fase	Período		LF	LM1	LM2	LM3
1	Manhã	Mínima	0	0	0	0
		Média	0,8	2,5	1,9	1,9
		Máxima	2,7	4,5	4,6	3,8
	Tarde	Mínima	7,0	6,5	6,0	4,5
		Média	10,1	9,2	8,3	7,3
		Máxima	14,0	11,5	10,0	10,0
2	Manhã	Mínima	0	0	0	0
		Média	1,0	2,0	1,0	1,0
		Máxima	5,3	6,9	8,0	9,7
3	Manhã	Mínima	0	0	0	0
		Média	0	0,2	0	0
		Máxima	0	1,0	0	0
	Tarde	Mínima	0	1,5	2,0	0
		Média	2,9	3,3	3,3	2,5
		Máxima	5,5	6,8	4,5	4,4



No período da manhã durante a fase 1, as lagoas LF, LM1, LM2 e LM3 apresentaram concentração de OD mínima de 0,0 mg L<sup>-1</sup> e máximas de 2,7, 4,5, 4,6 e 3,8 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Na fase 2, assim como na fase anterior, todas as lagoas tiveram mínima de 0,0 mg L<sup>-1</sup>, com máximas de 5,3, 6,9, 8,0 e 9,7 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Essas concentrações mais elevadas foram observadas no mês de outubro, ocorrendo talvez por ser um período de pouca chuva e boa insolação. Na fase 3, as lagoas estavam com OD de 0,0 mg L<sup>-1</sup> em praticamente todas as amostras. Em função da maior profundidade, constatou-se na LF concentrações nulas ou muito baixas de OD na parte da manhã, o que também foi observado nas lagoas de maturação quando trabalharam com 0,80 m de profundidade, por favorecer maior formação de lodo e consequentemente a anaerobiose durante a noite.

À tarde a variação na concentração na fase 1 foi de 7,0 a 14, 6,5 a 11,5, 6,0 a 10,0 e 4,5 a 10,0 mg L<sup>-1</sup>, para LF, LM1, LM2 e LM3, respectivamente. A LF, apesar de ser bem mais profunda que as lagoas de maturação, apresentou concentração média de OD superior a essas, provavelmente em função do sombreamento causado pelas paredes

laterais das lagoas de maturação, o que pode ter prejudicado a insolação e consequentemente a fotossíntese. Na fase 3 as lagoas tiveram concentrações inferiores às da fase 1, apresentando variações 0 a 5,5, 1,5 a 6,8, 2,0 a 4,5 e 0 a 4,4 mg L<sup>-1</sup> na LF, LM1, LM2 e LM3, respectivamente.

Com esses valores de OD, pode-se observar, como já era esperado, que quanto menor a profundidade maior a concentração de oxigênio em função da fotossíntese, e consequentemente maior a remoção da acidez carbônica o que eleva o pH, favorecendo a remoção de patógenos e nutrientes. Talvez a concentração de OD nas lagoas de maturação pudesse ser maior se não houvesse o sombreamento causado pelas paredes.

Com dejetos de suínos, Rodrigues (2008) relatou valores de OD, em uma lagoa de polimento na profundidade de 0,60 m, de 1,56 e 5,68 mg.L<sup>-1</sup>, na parte da manhã e da tarde, respectivamente. Mascarenhas (2002) trabalhando com esgotos domésticos em lagoas de polimento com altura de 0,40 m, obteve concentrações médias de OD de 3,7 e 8,5 mg L<sup>-1</sup>, com coletas às 8:00 e 14:00h, respectivamente.

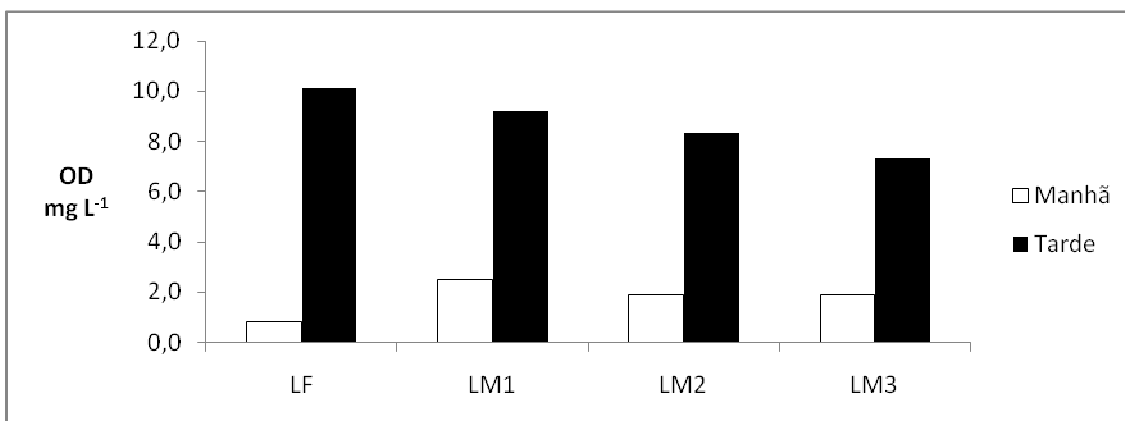


Figura 12 – Valores médios do oxigênio dissolvido nas lagoas de polimento no período da manhã e da tarde durante a fase experimental 1.

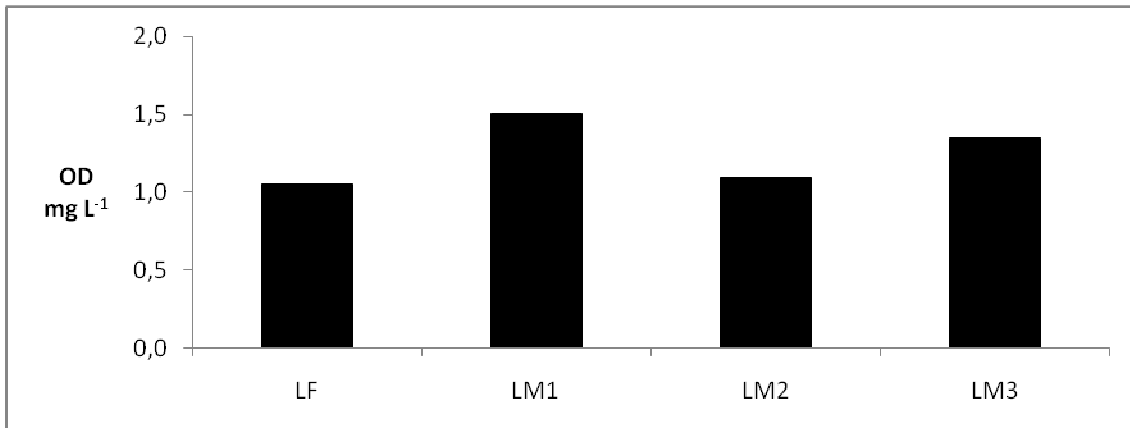


Figura 13 – Valores médios do oxigênio dissolvido nas lagoas de polimento no período da manhã durante a fase experimental 2.

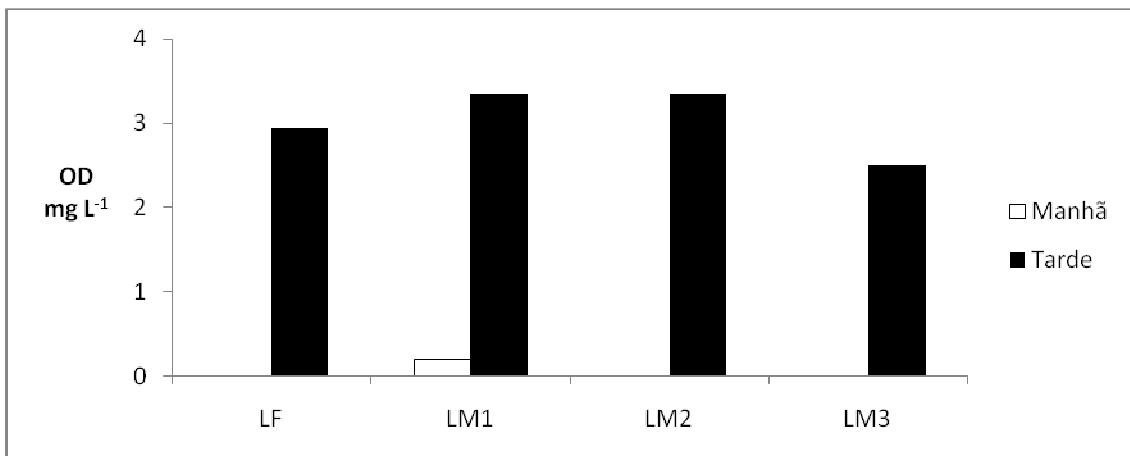


Figura 14 – Valores médios do oxigênio dissolvido nas lagoas de polimento no período da manhã e da tarde durante a fase experimental 3.

### 5.3 - pH

As Figuras 15, 16, 17 e 18 apresentam os valores mínimos, médios e máximos do pH do afluente e dos efluentes dos reatores nas três fases experimentais.

O pH médio afluente foi de 7,6, 7,4 e 7,6 nas fases 1, 2 e 3, respectivamente, se mantendo dentro da neutralidade durante todo experimento. O RAC apresentou pH variando de 6,4 a 7,4 durante o experimento estando acima da faixa de pH entre 5 e 6 para um crescimento ótimo das bactéria acidogênicas, o que não interferiu na eficiência. O reator UASB se manteve dentro da neutralidade, com pH variando

entre 6,5 a 7,5 por todo período experimental, estando dentro da faixa ótima de crescimento dos microrganismos produtores de metano (bactérias metanogênicas), de 6,6 a 7,4 de acordo com Chernicharo (2007). Medri (1997) encontrou pH variando de 6,1 a 7,9 no esgoto bruto da suinocultura onde seu trabalho foi realizado.

Na fase 1 as lagoas não apresentaram grandes variações, provavelmente em função do horário da coleta (manhã), no qual estas deviam estar com maior produção de gás carbônico em relação ao consumo, conseqüentemente, reduzindo o pH. As lagoas LM2 e LM3 tiveram pH um pouco mais elevado, chegando a valores

acima de 9,0, talvez por terem uma concentração maior de algas devido à maior insolação em relação à LM1.

Na segunda fase, o pH permaneceu dentro da neutralidade em todos os pontos, mesmo as lagoas não apresentaram valores elevados, com médias de 7,7, 8,0, 8,0 e 8,0, e máximas de 8,1, 8,4, 8,5 e 8,7 para LF, LM1, LM2 e LM3, respectivamente. Esses valores foram inferiores aos da fase anterior, talvez pelo período mais chuvoso nesta etapa do experimento, diluindo o efluente, além da profundidade mais elevada das lagoas.

Durante a fase 3 as lagoas LF, LM1, LM2 e LM3 apresentaram pequenas diferenças, com valores médios de 7,7, 7,9, 7,9 e 8,0 pela manhã e de 7,8, 8,1, 8,2 e 8,2 à tarde, respectivamente, sendo que nesse período os valores máximos encontrados nas lagoas LF, M1, M2 e M3 foram de 8,0, 8,3, 8,3 e 8,4, respectivamente.

Duda e Oliveira (2009a), tratando efluente de suinocultura com reatores anaeróbios em dois estágios e duas lagoas de polimento em série, descreveram a média do pH das lagoas variando de 7,2 a 8,2. Medri (1997) relatou média do pH de 6,8, 6,7, 6,8 e 6,7 nas duas lagoas anaeróbias, na facultativa e na de aguapés, respectivamente.

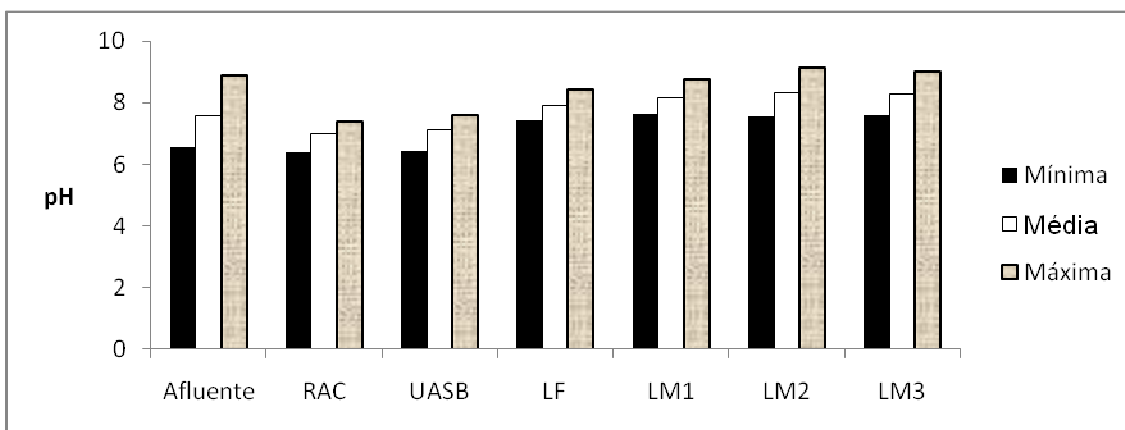


Figura 15 - Valores mínimo, médio e máximo do pH do afluente e efluente dos reatores no período da manhã na fase 1.

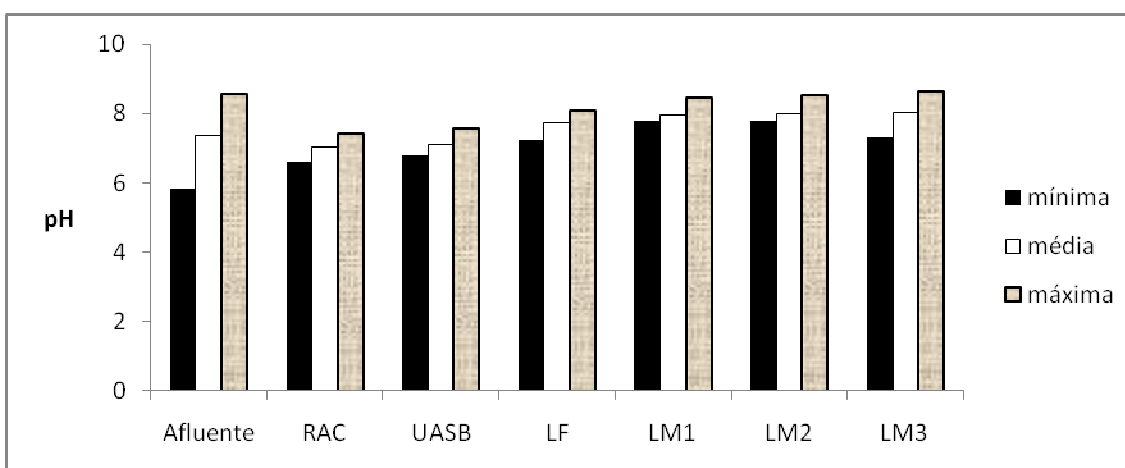


Figura 16 – Valores mínimo, médio e máximo do pH do afluente e efluente dos reatores no período da manhã na fase 2.

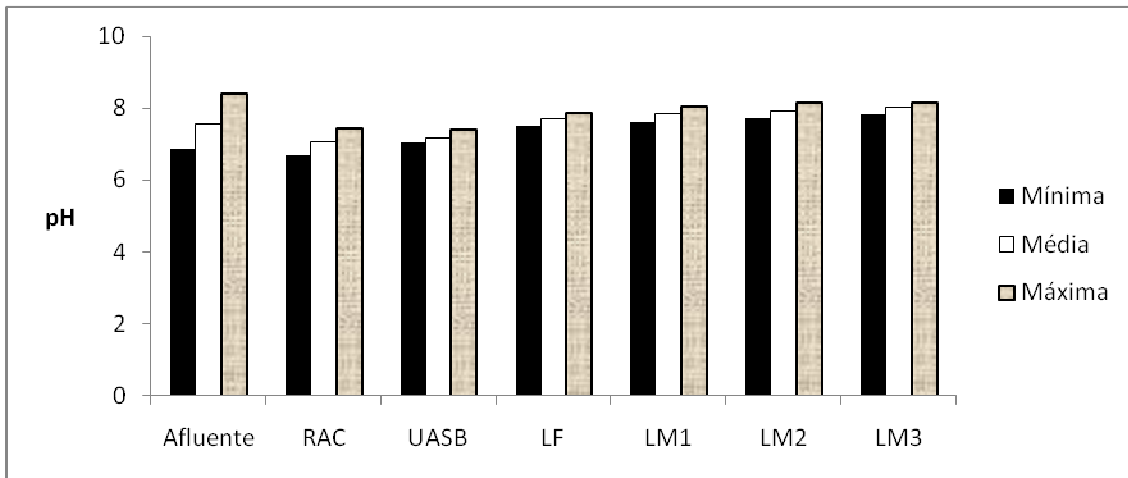


Figura 17 – Valores mínimo, médio e máximo do pH do afluente e efluente dos reatores no período da manhã na fase 3.

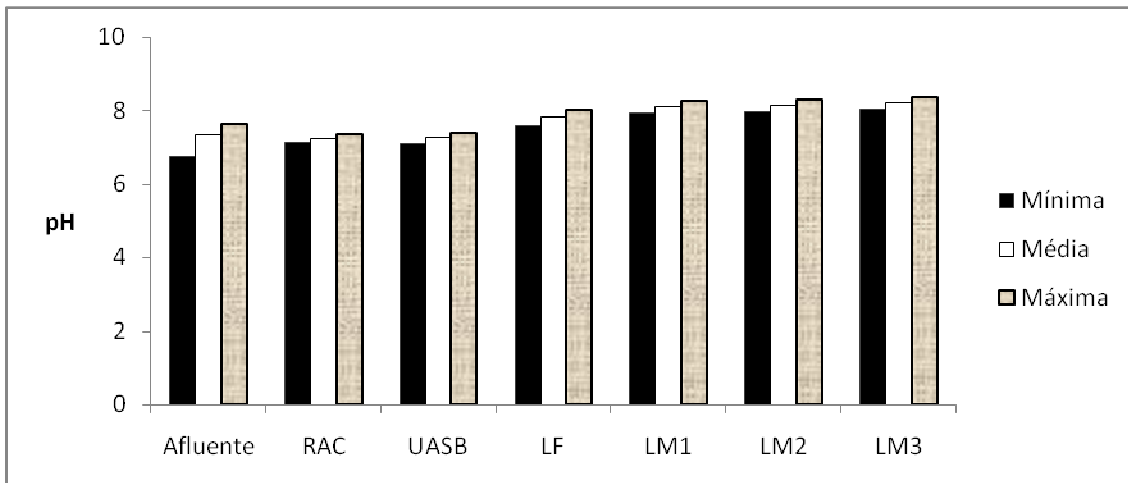


Figura 18 – Valores mínimo, médio e máximo do pH do afluente e efluente dos reatores no período da tarde na fase 3.

#### 5.4 – PARÂMETROS OPERACIONAIS

Os parâmetros operacionais como tempo de detenção hidráulica (TDH), vazão e taxa de aplicação superficial (TAS) são apresentados na Tabela 20. O TDH variou em função das diferentes profundidades, além da evaporação e precipitação de cada período. Quando as lagoas de maturação trabalharam com 0,40 m de profundidade o TDH foi bem reduzido, prejudicando na remoção de nitrogênio e coliformes, pois apesar da baixa profundidade, o tempo não

foi suficiente para que o ambiente se tornasse propício para esse objetivo.

A vazão foi calculada levando-se em consideração a evaporação e a precipitação de acordo com a Equação 4.1, sendo que esta se apresentou mais elevada na fase 3 devido à alta precipitação deste período.

A TAS das lagoas de maturação foi bem mais elevada do que na LF por aquelas apresentarem uma área superficial bem menor do que esta.

Tabela 20 – Tempo de detenção hidráulica (TDH), vazão e taxa de aplicação superficial (TAS) do sistema de tratamento nas 3 fases experimentais.

Parâmetro	Fase	RAC	UASB	LF	LM1	LM2	LM3
TDH (d)	1	2,22±0,21	3,47±0,33	23,38±1,91	1,90±0,18	1,88±0,21	1,88±0,21
	2	2,09±0,29	3,26±0,45	27,90±8,95	3,49±1,55	3,23±1,55	3,21±1,95
	3	2,06±0,28	3,22±0,44	28,40±9,64	5,16±2,87	4,60±2,84	4,33±3,07
Vazão (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	1	3,35±0,34	3,35±0,34	0,38±0,03	0,38±0,04	0,39±0,05	0,39±0,05
	2	3,59±0,46	3,59±0,46	0,34±0,12	0,38±0,18	0,41±0,24	0,44±0,30
	3	3,64±0,49	3,64±0,49	0,37±0,22	0,44±0,41	0,51±0,61	0,58±0,81
TAS (kgDBO ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	1	-	-	46±19	105±45	99±60	126±67
	2	-	-	32±19	114±48	126±80	124±69
	3	-	-	26±12	123±63	106±68	113±45

#### 5.4 – MATÉRIA ORGÂNICA

##### 5.4.1.- DBO

Na Tabela 21 são apresentadas a estatística descritiva da DBO total (DBOt),

filtrada (DBOf) e particulada (DBOp), TDH e vazão do sistema durante as 3 fases experimentais, além da taxa de aplicação superficial (TAS) das lagoas.

Tabela 21. Estatística descritiva da DBOt, DBOf, DBOp, TDH, vazão e TAS do afluente e dos efluentes do RAC, reator UASB, lagoa facultativa e lagoas de maturação, das fases 1, 2 e 3.

Parâmetro	Fase	Estatística Básica	Resultados						
			Afluente	RAC	UASB	Lagoa facultativa	Lagoa maturação 1	Lagoa maturação 2	Lagoa maturação 3
DBOt (mg L <sup>-1</sup> )	1	Dados	20	19	20	20	19	20	20
		Mínima	354	54	52	20	09	08	11
		<b>Média</b>	<b>5321</b>	<b>970</b>	<b>131</b>	<b>61</b>	<b>49</b>	<b>69</b>	<b>87</b>
		Máxima	13877	5712	771	137	125	191	207
		Mediana	4344	653	91	52	48	60	79
		1º quartil	3196	334	74	30	26	43	39
		3º quartil	6917	1111	127	72	63	81	119
		DP	3405	1233	155	38	30	45	60
		CV (%)	64	127	118	63	61	65	69
DBOf (mg L <sup>-1</sup> )	1	Dados	19	21	21	20	21	21	21
		Mínima	120	27	09	04	03	03	03
		<b>Média</b>	<b>1051</b>	<b>125</b>	<b>34</b>	<b>25</b>	<b>18</b>	<b>24</b>	<b>30</b>
		Máxima	2897	265	61	64	48	100	149
		Mediana	960	120	33	20	14	20	18
		1º quartil	732	86	27	16	06	14	09
		3º quartil	1354	163	44	32	26	26	26
		DP	632	56	12	15	13	20	35
		CV (%)	60	45	36	60	75	83	117
DBOp (mg L <sup>-1</sup> )	1	Dados	18	18	20	18	18	19	17
		Mínima	1080	123	23	03	05	03	08
		<b>Média</b>	<b>4296</b>	<b>895</b>	<b>97</b>	<b>43</b>	<b>36</b>	<b>48</b>	<b>68</b>
		Máxima	12272	5546	734	122	111	165	154
		Mediana	3192	616	71	31	40	38	58
		1º quartil	2469	268	48	17	27	30	28
		3º quartil	5781	1016	94	58	45	50	105
		DP	3063	1228	156	37	25	39	47
		CV (%)	71	137	161	85	69	81	68

continua

continuação

Parâmetro	Fase	Estatística Básica	Resultados						
			Afluente	RAC	UASB	Lagoa facultativa	Lagoa maturação 1	Lagoa maturação 2	Lagoa maturação 3
DBOt (mg L <sup>-1</sup> )	2	Dados	22	22	20	22	21	21	22
		Mínima	2448	109	33	26	14	09	08
		Média	<b>7610</b>	<b>968</b>	<b>143</b>	<b>66</b>	<b>66</b>	<b>60</b>	<b>65</b>
		Máxima	20400	2448	1306	180	193	176	180
		Mediana	7140	816	75	54	56	51	52
		1º quartil	4538	531	57	43	36	32	35
		3º quartil	8876	1265	113	63	72	64	85
		DP	4155	654	276	43	48	42	45
		CV (%)	55	68	193	65	74	70	69
DBOf (mg L <sup>-1</sup> )	2	Dados	22	22	21	22	21	22	22
		Mínima	122	20	09	04	03	04	03
		Média	<b>1029</b>	<b>106</b>	<b>32</b>	<b>20</b>	<b>19</b>	<b>24</b>	<b>26</b>
		Máxima	2448	245	69	47	60	73	116
		Mediana	898	86	29	19	13	21	22
		1º quartil	598	56	22	12	9	10	10
		3º quartil	1418	143	37	26	21	33	34
		DP	653	66	16	11	15	17	25
		CV (%)	63	62	50	56	79	72	94
DBOp (mg L <sup>-1</sup> )	2	Dados	22	22	18	21	19	18	20
		Mínima	2326	55	04	09	01	02	08
		Média	<b>6581</b>	<b>862</b>	<b>56</b>	<b>49</b>	<b>43</b>	<b>43</b>	<b>44</b>
		Máxima	17952	2264	110	171	184	137	107
		Mediana	5549	760	55	30	38	41	36
		1º quartil	3661	465	27	23	26	21	24
		3º quartil	8060	1122	83	52	60	55	64
		DP	3837	625	34	46	50	34	29
		CV (%)	58	72	61	94	93	78	66
DBOt (mg L <sup>-1</sup> )	3	Dados	15	15	13	15	15	15	15
		Mínima	1813	300	28	33	25	22	25
		Média	<b>6360</b>	<b>873</b>	<b>61</b>	<b>81</b>	<b>71</b>	<b>74</b>	<b>73</b>
		Máxima	12160	3600	112	118	134	128	147
		Mediana	6164	600	58	81	69	71	73
		1º quartil	4388	556	47	70	59	57	57
		3º quartil	8085	929	70	99	81	91	87
		DP	2658	789	24	24	29	30	30
		CV (%)	42	90	38	30	40	40	40
DBOf (mg L <sup>-1</sup> )	3	Dados	15	14	13	15	14	15	14
		Mínima	326	32	13	04	11	04	13
		Média	<b>901</b>	<b>110</b>	<b>31</b>	<b>20</b>	<b>20</b>	<b>16</b>	<b>28</b>
		Máxima	1486	163	51	32	54	33	60
		Mediana	870	118	29	21	18	17	26
		1º quartil	747	80	25	17	17	11	19
		3º quartil	1088	145	39	29	19	18	33
		DP	336	43	11	9	11	8	14
		CV (%)	37	39	39	42	54	49	48
DBOp (mg L <sup>-1</sup> )	3	Dados	15	13	13	15	14	15	13
		Mínima	1233	290	02	26	14	04	03
		Média	<b>5459</b>	<b>831</b>	<b>30</b>	<b>60</b>	<b>53</b>	<b>58</b>	<b>46</b>
		Máxima	10912	3520	61	97	116	119	134
		Mediana	5040	517	26	62	54	58	48
		1º quartil	4007	422	16	47	38	34	25
		3º quartil	6950	843	43	75	60	73	64
		DP	2482	839	20	21	29	33	37
		CV (%)	45	101	65	35	56	56	79

DP – desvio padrão; CV – coeficiente de variação.

O afluente apresentou concentrações variando de 5321 a 7610 mg L<sup>-1</sup> nas três fases, que podem estar relacionadas ao manejo da granja, onde não há um padrão na higienização devido aos diferentes funcionários que trabalham na limpeza dos galpões. A temperatura também pode ter interferido num maior ou menor consumo de água pelos animais. Outro fator importante é que a granja não possui um sistema de drenagem de água da chuva, a qual cai das calhas direto na canaleta de recebimento do afluente, influenciando a vazão, principalmente no período das chuvas que ocorreram mais nas fases 2 e 3. Altos valores no coeficiente de variação no afluente das granjas são normais em função dos diferentes tipos de manejo, como: dietas diferenciadas, diversas formas de higienização e utilização da água. Medri (1997) e Rodrigues (2008) encontraram valores médios de DBO<sub>t</sub> afluente de 11979 mg L<sup>-1</sup> e 11129 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente, estando bem acima dos encontrados neste trabalho, essa diferença provavelmente está ligada ao tipo de peneira utilizada neste experimento, a qual removeu grande parte dos sólidos sedimentáveis do afluente. Nas Figuras 19, 20 e 21 estão as séries temporais das concentrações de DBO<sub>t</sub> do afluente nas fases 1, 2 e 3.

O RAC removeu boa parte da matéria orgânica do afluente, suportando com eficiência a grande variação deste. Este reator foi projetado para remover a maior parte dos sólidos em suspensão, realizar a hidrólise e iniciar a acidificação, fazendo com que o UASB tenha maior eficiência, e isso pode ser constatado na grande remoção da DBO, principalmente, a filtrada. Mesmo ocorrendo sedimentação no reator compartimentado, a DBO particulada apresentou concentrações próximas à total, pois este não possui sistema de retenção de sólidos permitindo que o lodo saia junto com efluente, podendo ser observado com maior ênfase na fase 3, talvez pelas fortes chuvas que ocorreram em boa parte deste período, carregando parte do lodo. A concentração

mais elevada da DBO<sub>t</sub> e DBO<sub>p</sub> na fase 1 foi em função da necessidade de descarte do lodo, o que também refletiu no aumento da DBO<sub>p</sub> do reator UASB. O reator UASB também contribuiu bastante na redução da DBO, principalmente a particulada, devido ao sistema de retenção de sólidos.

Mesmo com a maior parte da remoção da matéria orgânica sendo realizada nos reatores anaeróbios nas fases 1 e 2, a lagoa facultativa complementou essa degradação. Na fase 3 a DBO<sub>t</sub> e a DBO<sub>p</sub> da LF aumentaram em função das chuvas que ocorreram neste período, elevando a velocidade ascensional do líquido nos reatores anaeróbios, fazendo com que o lodo fosse carregado para lagoa.

A DBO<sub>t</sub> efluente das lagoas de maturação era composta por 66%, 60% e 61% de material particulado (algas) nas fases 1, 2 e 3, respectivamente, estando de acordo com Mara *et al.* (1992), que relatou que 50 a 90% da DBO efluente em lagoas terciárias é em decorrência das algas.

Na fase 1, onde as lagoas de maturação trabalharam com menor profundidade (0,40 m), as concentrações de DBO total, filtrada e particulada se elevaram em função do crescimento excessivo das algas, as quais formaram uma densa camada na superfície dificultando a penetração da luz solar, fazendo com que as que estavam submersas morressem, virando material particulado que posteriormente sofreu hidrólise aumentando o material solúvel (DBO<sub>f</sub>).

Na fase 2 as lagoas quase não alteraram a concentração de DBO, levando a pequeno aumento do material solúvel e diminuição do particulado, talvez isso tenha ocorrido em função do decaimento de algas, que sofreram hidrólise aumentando a DBO solúvel. Comportamento semelhante pode ser observado na fase 3, onde as lagoas reduziram a DBO total e particulada e aumentaram a filtrada.

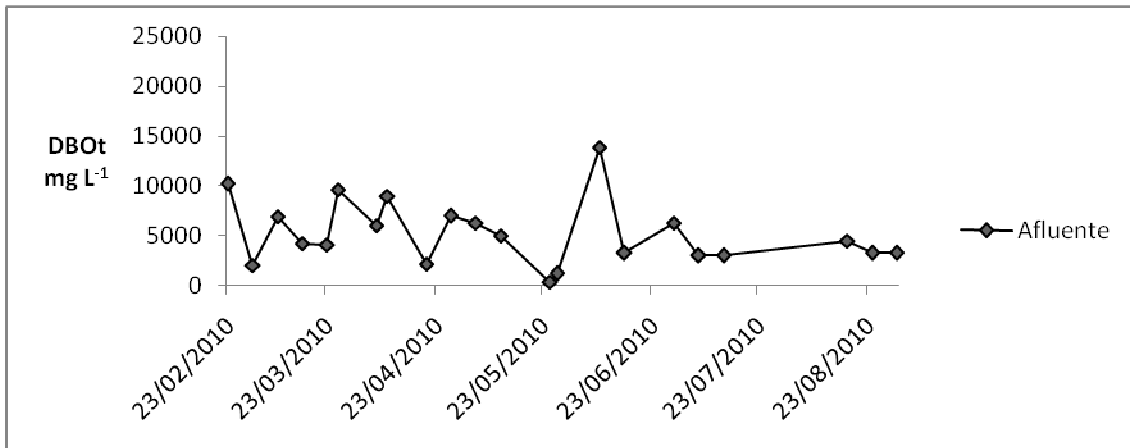


Figura 19 – Série temporal da concentração de DBOt do afluente na 1ª fase.

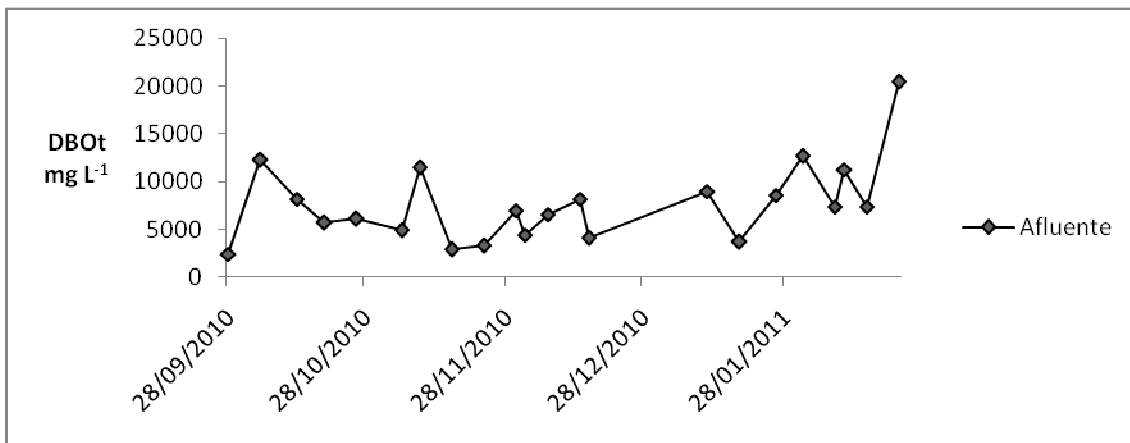


Figura 20 – Série temporal da concentração de DBOt do afluente na 2ª fase.

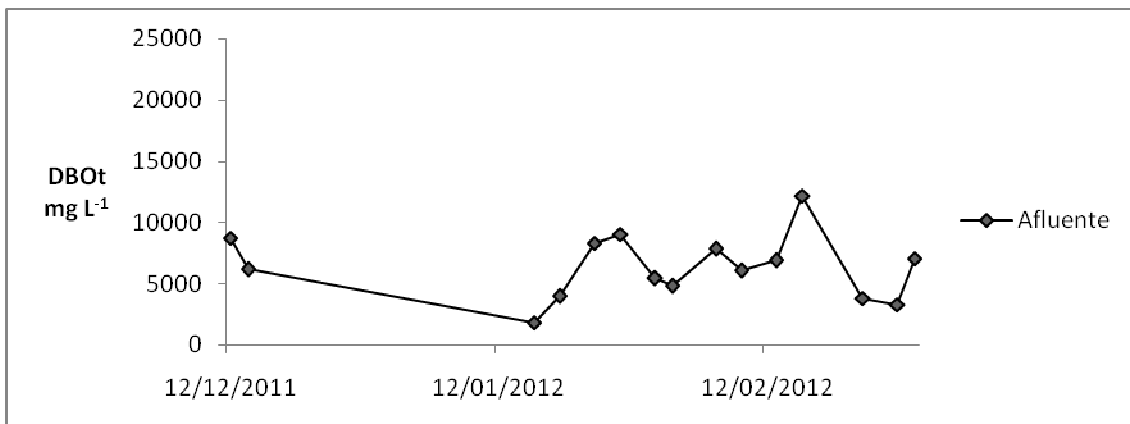


Figura 21 – Série temporal da concentração de DBOt do afluente na 3ª fase.



A cidade de Igarapé apresentou no período do experimento temperatura média variando entre 19 e 25 ° C e, segundo von Sperling (2002), regiões com inverno e insolação moderados adotam valores de TAS de 120 a 240 kg DBO ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, para lagoas facultativas e não excedendo em 75% desse valor para lagoas de maturação, em esgotos domésticos. A LF (Tabela 20), em todas as fases, apresentou valores de TAS inferiores aos citados, variando de 26 a 46 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, sendo que as lagoas de maturação, por terem uma área superficial bem menor, tiveram valores superiores, variando entre 99 e 126 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>.

Em seu experimento com suinocultura, Medri (1997) trabalhou com TAS de 294 kgDBO ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> na lagoa facultativa que, segundo o autor, está de acordo com o que é utilizado na Região Oeste de Santa Catarina (85 a 300 kgDBO ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>).

Para visualizar a dispersão dos valores da DBOt, DBOf e DBOp ao longo das 3 fases experimentais, foram elaborados os gráficos Box-Whiskers (Figuras 22, 23 e 24).

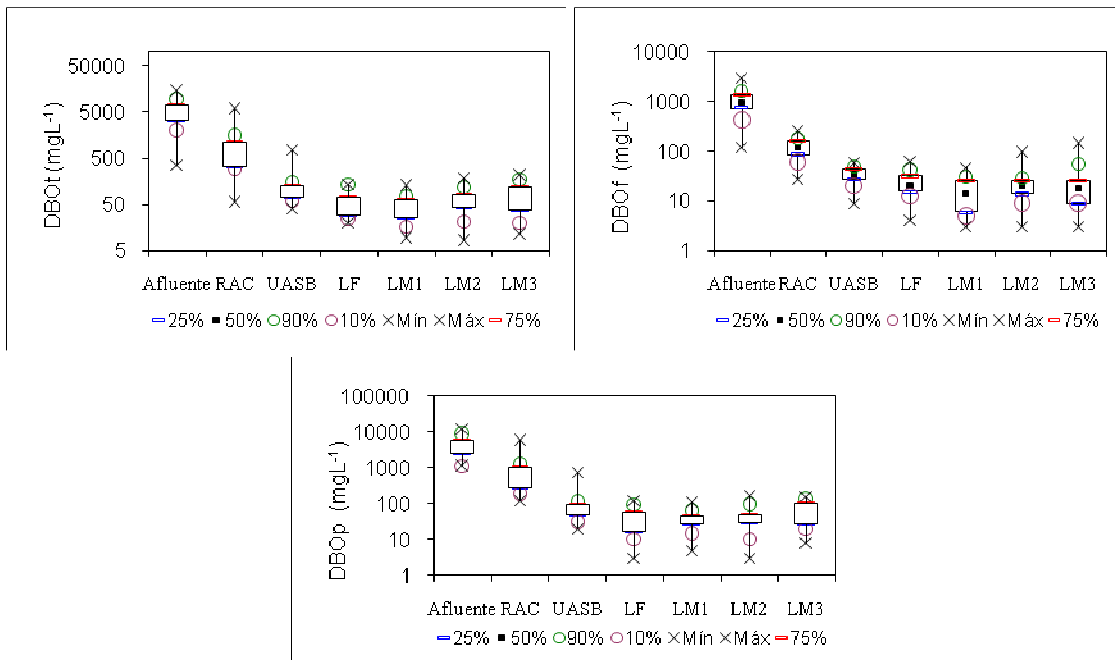


Figura 22 – Gráfico Box-Whiskers para DBOt, DBOf e DBOp durante a fase experimental 1.

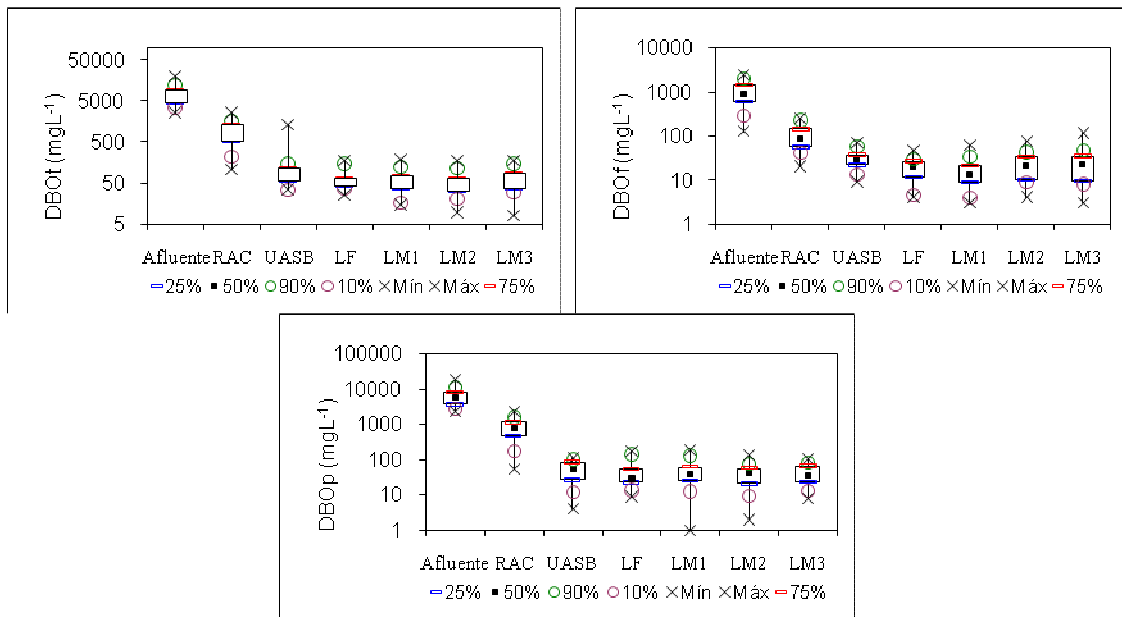


Figura 23 – Gráfico Box-Whiskers para DBO<sub>t</sub>, DBO<sub>f</sub> e DBO<sub>p</sub> da fase experimental 2.

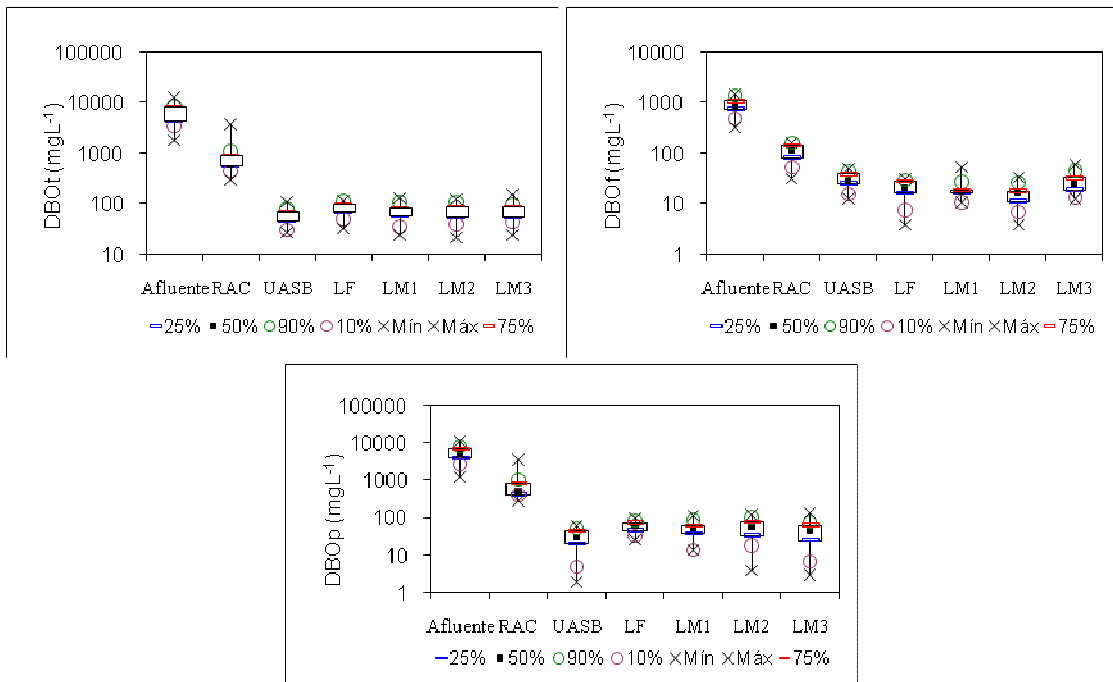


Figura 24 – Gráfico Box-Whiskers para DBO<sub>t</sub>, DBO<sub>f</sub> e DBO<sub>p</sub> da fase experimental 3.

Em todas as fases o sistema apresentou excelente desempenho com eficiências acima de 96% (Tabela 22 e Figuras 25, 26 e 27). O RAC e o reator UASB foram os maiores responsáveis pela remoção da DBO, onde o RAC teve maior eficiência na remoção da DBO<sub>f</sub> e o UASB na DBO<sub>p</sub>.

O RAC apresentou eficiência acima de 79%, chegando a atingir quase 90% na remoção da DBO<sub>f</sub> durante a 2ª fase. Pereira *et al.* (2011), utilizando efluente líquido de suinocultura, descreveram remoção de DBO<sub>t</sub> de 73,5% no RAC, o qual era precedido por um tanque de acidificação e equalização. Rodrigues (2008) obteve eficiência de 37% na remoção da DBO<sub>t</sub>, utilizando o mesmo reator, no entanto, a peneira estática apresentava seção de furos de 5,0 mm, permitindo a passagem de uma quantidade maior de sólidos, diminuindo a eficiência.

A eficiência do reator UASB para DBO<sub>t</sub> foi de 86,7%, 85,2% e 93,0% para as fases 1, 2 e 3, respectivamente, estando acima da encontrada por Campos *et al.* (2006) com 78%, tratando efluente de suinocultura com reator UASB em escala piloto, e semelhantes à relatada por Rodrigues (2010), com 87%.

Durante a 1ª fase a lagoa facultativa contribuiu com mais de 50% na remoção da DBO<sub>t</sub> e DBO<sub>p</sub>, no entanto, na DBO<sub>f</sub> a eficiência foi menor, já que a maior parte da matéria orgânica de fácil degradação já havia sido removida nos reatores anaeróbios. Na fase 2 a remoção da DBO<sub>t</sub> continuou semelhante, porém com maior eficiência na redução da DBO<sub>f</sub>. Na fase 3 a

LF apresentou baixa remoção da DBO<sub>t</sub>, além de dobrar a concentração de material particulado. Schmidt *et al.* (2002) relataram redução de 57% da DBO na lagoa facultativa que recebia efluente de lagoa anaeróbia em uma granja que alojava aproximadamente 30.000 animais. Medri (1997) relatou eficiência de 48% de remoção da DBO na lagoa facultativa que era antecedida por duas lagoas anaeróbias e um decantador, em um sistema de lagoas em escala real.

As lagoas de maturação em série aumentaram a concentração de matéria orgânica na 1ª fase em virtude da baixa profundidade, a qual favoreceu o crescimento de algas, o que levou às eficiências negativas. Na fase 2, com a profundidade de 0,60 m, houve uma insignificante remoção, o que também ocorreu na fase 3 que trabalhou com 0,80 m de profundidade. Em 2010, Araujo *et al.* relataram eficiência de remoção de DBO de 58% na lagoa de maturação com 0,60 m de profundidade, a qual pertencia a um sistema composto por reator UASB e lagoas de estabilização em escala real, tratando águas residuárias de suinocultura.

A eficiência do sistema, para remoção de DBO<sub>t</sub> nas 3 fases, esteve acima de 98,0%, estando de acordo com o artigo 29 da Deliberação Normativa do COPAM-CERH de 2008, na qual, empreendimentos, como da suinocultura, devem ter eficiência de remoção de no mínimo 75% para DBO e média anual igual ou superior a 85%, para lançamentos em corpos d'água.

Tabela 22 – Eficiências médias de remoção de DBO total, DBO filtrada e DBO particulada durante as 3 fases experimentais.

Parâmetro	Fase	Eficiência média em cada unidade (%)							Eficiência global (%)
		RAC	UASB	LF	LM1	LM2	LM3	Série LM	
DBOt	1	81,8	86,5	53,4	19,7	-40,8	-26,1	-42,6	98,4
DBOf		88,1	72,8	26,5	28,0	-33,3	-25,0	-20,0	97,1
DBOp		79,2	89,2	55,7	16,3	-33,3	-41,7	-58,1	98,4
DBOt	2	82,3	85,2	53,8	0	9,1	-8,3	1,5	99,1
DBOf		89,7	69,8	37,5	5,0	-26,3	-8,3	-30,0	97,5
DBOp		86,9	93,5	12,5	12,2	0	-2,3	10,2	99,3
DBOt	3	86,3	93,0	32,8	12,3	-4,2	1,4	9,9	98,9
DBOf		87,8	71,8	51,2	0	20,0	-75,0	-40,0	96,9
DBOp		84,8	96,4	-100,0	11,7	-9,4	22,0	23,3	99,2

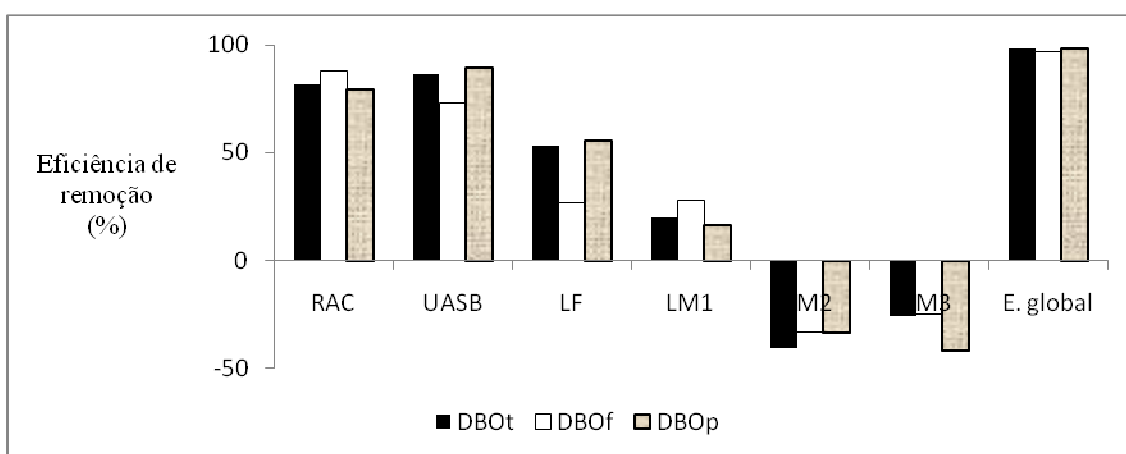


Figura 25 – Eficiência média de remoção da DBOt, DBOf e DBOp durante a fase 1 do experimento.

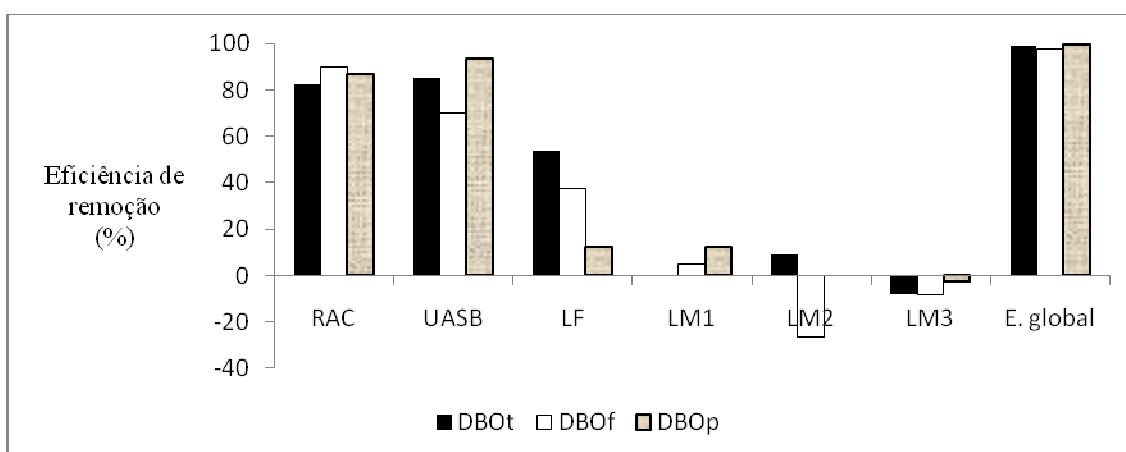


Figura 26 – Eficiência média de remoção da DBOt, DBOf e DBOp durante a fase 2 do experimento.

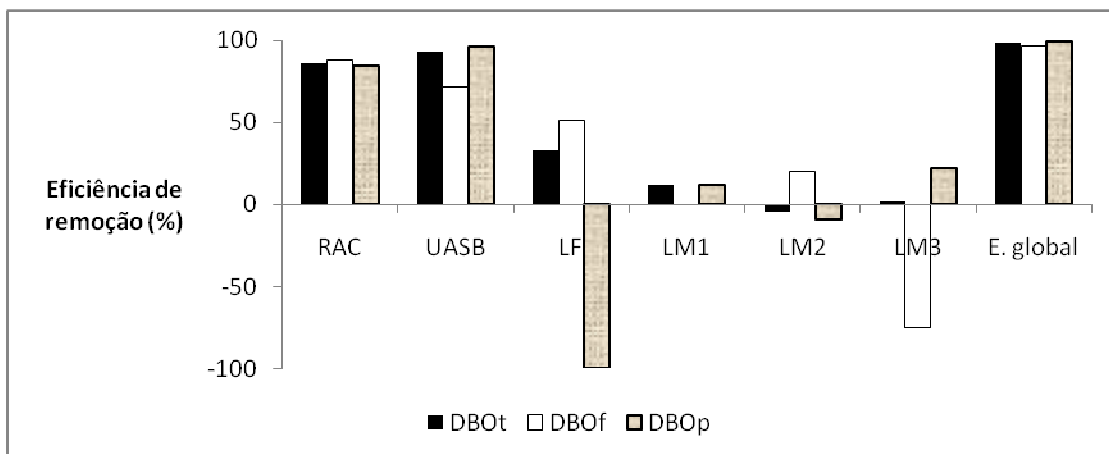


Figura 27 – Eficiência média de remoção da DBOt, DBOf e DBOp durante a fase 3 do experimento.

Considerando a DBO solúvel como a DBO efluente (Tabela 23), a eficiência do sistema de lagoas foi bem superior, demonstrando a

importância da remoção da DBOp que pode ser realizada com a utilização de filtro grosseiro.

Tabela 23 - Eficiência de remoção de DBO das lagoas com a DBO efluente sendo a DBOf.

Fase	Eficiência por unidade (%)			
	LF	LM série	Sistema de lagoas	Sistema completo
1	80,8	50,8	77,1	99,4
2	86,0	60,6	81,8	99,7
3	67,2	65,4	54,0	95,9

Nas Figuras 28, 29 e 30 estão demonstradas as frações de material filtrado e particulado da DBOt nas 3 fases. No esgoto bruto e no RAC as proporções estiveram bem semelhantes em todas as fases, com a DBOp sendo a principal constituinte da matéria orgânica. Já no reator UASB, por reter os sólidos e realizar a hidrólise essa relação diminuiu nas fases 1 e 2, porém na fase 3 a DBOf superou a DBOp em decorrência da grande eficiência do reator neste período, além do excesso de chuva que ocorreu durante praticamente todo período, diluindo o efluente.

Na lagoa facultativa a proporção de material filtrado e particulado foi semelhante em todas as etapas. Nas lagoas de maturação o material particulado foi bem mais elevado em função do crescimento das algas, principalmente na fase 1. Na segunda etapa o material filtrado se elevou, talvez por um maior decaimento das algas, levando à hidrólise do material particulado. Na fase 3 pode-se verificar aumento da fração particulada, principalmente na LM2, com decaimento desse material refletindo no aumento da parte solúvel no efluente final, em consequência da hidrólise.

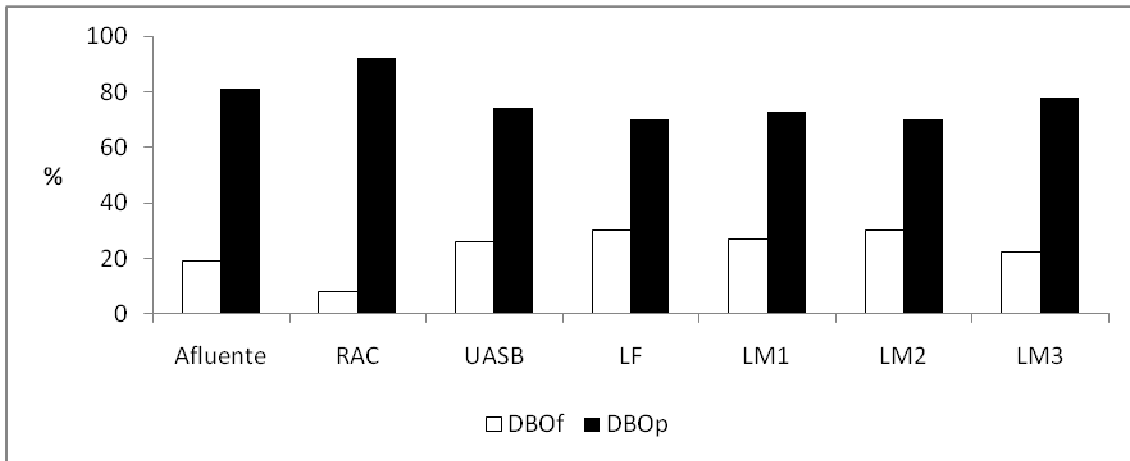


Figura 28 – Porcentagem da DBOf e DBOp em relação à DBOt na fase 1.

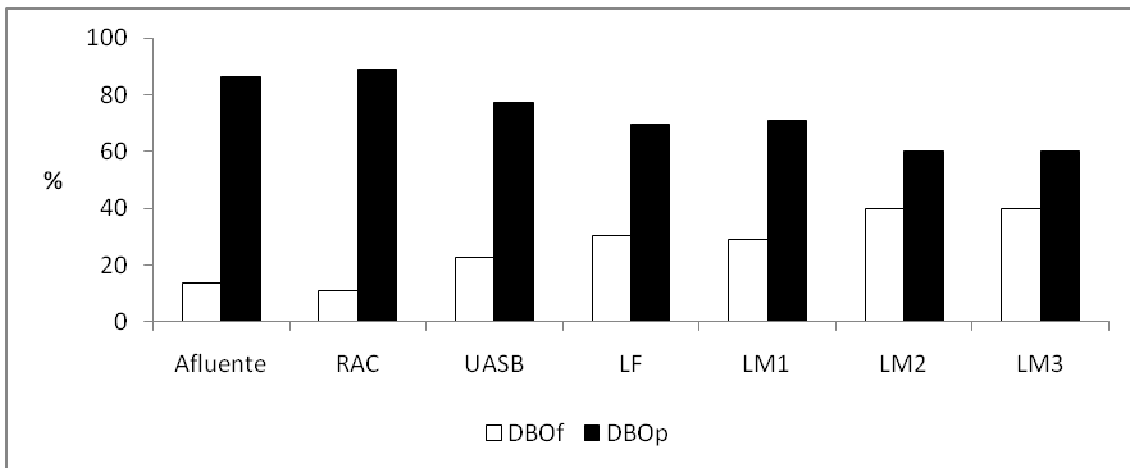


Figura 29 – Porcentagem da DBOf e DBOp em relação à DBOt na fase 2.

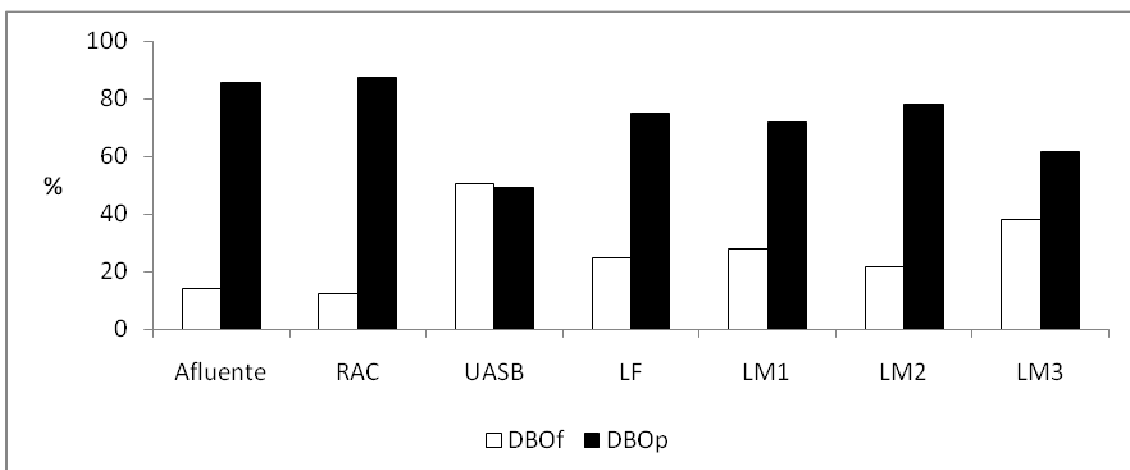


Figura 30 – Porcentagem da DBOf e DBOp em relação à DBOt na fase 3.

Em todas as etapas o RAC demonstrou elevada relação DBOp/DBOt (Tabela 24) por não possuir mecanismo de retenção de sólidos. Já o reator UASB foi bem eficiente na absorção desses sólidos, reduzindo a DBOp através da conversão em DBOf (hidrólise) e pela remoção física. A presença mais significativa de material filtrado no reator UASB na fase 3, provavelmente deve ter sido em função da diluição do efluente devido ao grande volume de chuvas neste período.

A lagoa facultativa também apresentou redução da fração particulada devido à hidrólise, na fase 1, já nas outras duas

etapas esse material aumentou, provavelmente por terem ocorrido num período mais quente do ano, o que favoreceu o crescimento das algas. Na fase 1 as lagoas de maturação aumentaram o material particulado devido ao crescimento das algas. Na fase 2, a DBOp praticamente se manteve constante e na terceira fase ocorreu pequena redução.

Rodrigues *et al.* (2010) citaram relação DBOf/DBOt de 0,41 e DBOp/DBOt de 0,59 do reator UASB. Essa relação mais elevada de material particulado, segundo os autores, pode ter sido por perdas de sólidos suspensos da manta de lodo.

Tabela 24 – Relação entre os valores da DBOf e DBOp com a DBOt e DBOf com DBOp no afluyente e efluentes do RAC, reator UASB e lagoas de polimento nas 3 fases .

Fase	Parâmetro	Afluente	RAC	UASB	LF	LM1	LM2	LM3
1	DBOf/DBOt	0,43	0,32	0,39	0,56	0,60	0,42	0,48
	DBOp/DBOt	0,73	0,76	0,63	0,53	0,59	0,59	0,60
	DBOf/DBOp	0,41	0,29	0,60	1,26	0,64	1,08	0,66
2	DBOf/DBOt	0,14	0,15	0,51	0,40	0,47	0,59	0,49
	DBOp/DBOt	0,86	0,85	0,60	0,65	0,67	0,62	0,66
	DBOf/DBOp	0,18	0,21	1,19	0,72	1,16	1,15	1,02
3	DBOf/DBOt	0,16	0,16	0,56	0,26	0,31	0,28	0,44
	DBOp/DBOt	0,84	0,84	0,44	0,74	0,69	0,72	0,56
	DBOf/DBOp	0,20	0,21	2,69	0,37	0,63	0,67	2,56

#### 5.4.2 - DQO

Na Tabela 25 está a estatística descritiva da DQO total (DQOt), DQO filtrada (DQOf),

DQO particulada (DQOp) e carga orgânica volumétrica (COV) do afluyente e dos efluentes dos reatores do sistema de tratamento nas 3 fases experimentais.

Tabela 25 – Estatística descritiva da DQOt, DQOf, DQOp e COV do afluente e dos efluentes do RAC, reator UASB, lagoa facultativa e lagoas de maturação, das fases 1, 2 e 3.

Parâmetro	Fase	Estatística Básica	Resultados						
			Afluente	RAC	UASB	Lagoa facultativa	Lagoa maturação 1	Lagoa maturação 2	Lagoa maturação 3
DQOt (mg L <sup>-1</sup> )	1	Dados	21	22	22	22	22	22	22
		Mínima	2599	922	229	150	111	186	80
		<b>Média</b>	<b>16074</b>	<b>2913</b>	<b>611</b>	<b>524</b>	<b>498</b>	<b>460</b>	<b>505</b>
		Máxima	28224	6600	940	1555	1664	854	1446
		Mediana	16333	2740	605	513	450	370	442
		1º quartil	10455	1699	457	313	282	301	238
		3º quartil	20976	3636	815	619	604	646	620
		DP	6932	1514	223	314	330	219	334
		CV (%)	43	52	36	60	66	48	66
DQOf (mg L <sup>-1</sup> )	1	Dados	21	22	22	22	21	22	22
		Mínima	581	93	41	81	93	84	82
		<b>Média</b>	<b>3079</b>	<b>732</b>	<b>398</b>	<b>337</b>	<b>224</b>	<b>236</b>	<b>239</b>
		Máxima	11176	3688	2316	1700	426	778	1155
		Mediana	2263	426	261	246	198	207	177
		1º quartil	1299	380	184	205	143	147	115
		3º quartil	4618	897	364	326	253	247	270
		DP	2745	756	500	335	118	151	228
		CV (%)	89	103	126	99	53	64	95
DQOp (mg L <sup>-1</sup> )	1	Dados	21	21	19	17	19	20	20
		Mínima	1578	203	53	63	18	16	14
		<b>Média</b>	<b>12995</b>	<b>2381</b>	<b>367</b>	<b>321</b>	<b>288</b>	<b>241</b>	<b>298</b>
		Máxima	20037	5659	723	904	1411	644	1156
		Mediana	13150	2383	333	269	267	196	256
		1º quartil	7373	1102	216	139	113	100	89
		3º quartil	17718	3535	556	448	354	360	390
		DP	6278	1659	201	239	311	181	281
		CV (%)	48	70	55	75	108	75	94
DQOt (mg L <sup>-1</sup> )	2	Dados	22	22	21	22	21	22	22
		Mínima	2666	736	121	92	154	112	110
		<b>Média</b>	<b>16802</b>	<b>1666</b>	<b>511</b>	<b>324</b>	<b>349</b>	<b>291</b>	<b>291</b>
		Máxima	39690	4784	3496	1116	845	676	744
		Mediana	15725	1165	336	285	321	263	273
		1º quartil	8967	965	277	223	227	202	175
		3º quartil	21615	2197	450	357	432	325	342
		DP	9318	1082	697	208	169	153	165
		CV (%)	55	65	136	64	49	53	57
DQOf (mg L <sup>-1</sup> )	2	Dados	22	22	21	22	21	22	22
		Mínima	1012	140	56	70	38	52	56
		<b>Média</b>	<b>2711</b>	<b>363</b>	<b>206</b>	<b>143</b>	<b>124</b>	<b>116</b>	<b>125</b>
		Máxima	6552	812	663	371	338	191	252
		Mediana	2335	299	188	132	115	119	109
		1º quartil	1968	242	146	95	96	89	87
		3º quartil	2929	438	252	154	148	135	153
		DP	1327	180	125	70	61	35	53
		CV (%)	49	50	61	49	49	30	43
DQOp (mg L <sup>-1</sup> )	2	Dados	22	22	21	22	21	22	22
		Mínima	286	279	19	18	31	11	11
		<b>Média</b>	<b>14091</b>	<b>1303</b>	<b>306</b>	<b>181</b>	<b>225</b>	<b>175</b>	<b>166</b>
		Máxima	35437	4490	2833	1021	507	541	562
		Mediana	13325	864	155	115	189	147	135
		1º quartil	6539	697	83	63	127	74	45
		3º quartil	18941	1782	255	201	317	209	226
		DP	9292	1071	592	214	132	141	149
		CV (%)	66	82	194	118	59	81	90

continua



continuação

Parâmetro	Fase	Estatística Básica	Resultados						
			Afluente	RAC	UASB	Lagoa facultativa	Lagoa maturação 1	Lagoa maturação 2	Lagoa maturação 3
DQOt (mg L <sup>-1</sup> )	3	Dados	15	15	15	15	15	15	15
		Mínima	4002	1500	362	268	185	185	104
		Média	<b>17714</b>	<b>4103</b>	<b>716</b>	<b>609</b>	<b>501</b>	<b>449</b>	<b>568</b>
		Máxima	45666	13336	1660	1735	1065	852	1355
		Mediana	15666	3234	697	467	486	450	493
		1º quartil	11099	2228	449	349	384	264	384
		3º quartil	18354	4089	822	703	562	590	675
		DP	11900	3239	349	376	213	198	300
		CV (%)	67	79	49	62	42	44	53
DQOf (mg L <sup>-1</sup> )	3	Dados	15	15	15	15	15	15	15
		Mínima	730	125	184	100	33	42	42
		Média	<b>2911</b>	<b>448</b>	<b>321</b>	<b>212</b>	<b>206</b>	<b>191</b>	<b>209</b>
		Máxima	6405	1194	813	287	329	334	384
		Mediana	2709	299	289	236	206	188	204
		1º quartil	1709	250	247	164	162	127	132
		3º quartil	3673	537	342	264	247	239	274
		DP	1578	325	149	68	78	85	101
		CV (%)	54	72	47	32	38	44	48
DQOp (mg L <sup>-1</sup> )	3	Dados	15	15	15	15	15	15	15
		Mínima	500	1067	30	46	92	15	62
		Média	<b>14802</b>	<b>3655</b>	<b>395</b>	<b>398</b>	<b>295</b>	<b>258</b>	<b>359</b>
		Máxima	40894	12863	1309	1541	819	519	1120
		Mediana	13218	2965	333	271	273	262	311
		1º quartil	7872	1497	184	168	171	170	197
		3º quartil	15649	3883	432	527	298	375	390
		DP	11527	3225	327	374	185	143	295
		CV (%)	78	88	83	94	63	56	79

DP – desvio padrão; CV – coeficiente de variação.

A DQOt afluente variou de 16074 a 17714 mg L<sup>-1</sup> nas 3 fases, ficando bem abaixo do valor de 20401 mg L<sup>-1</sup> encontrado por Bastos *et al.* (2005) trabalhando em uma suinocultura com cerca de 1100 matrizes. Duda e Oliveira (2011) relataram afluente variando de 11596 a 15570 mg L<sup>-1</sup> com coeficiente de variação acima de 39%, em virtude de variações na idade e manejo dos suínos. Oliveira *et al.* (2011) descreveram concentração média de DQOt do esgoto bruto em uma suinocultura de 15818 mg L<sup>-1</sup>. Nas Figuras 31 a 33 pode-se observar a série temporal da concentração afluente de DQOt durante o experimento.

A relação DQO:N:P afluente nas fases 1, 2 e 3 foi de 161:16:1, 149:15:1 e 142:12:1,

respectivamente, mostrando uma relação bem mais elevada do que a indicada de 30:5:1, o que não interferiu no bom funcionamento do sistema de tratamento.

O RAC reduziu bem a DQO afluente, tanto a filtrada quanto à particulada. O reator UASB também foi eficiente na redução da DQO, principalmente a particulada.

A LF contribuiu pouco na redução da DQO nas 3 fases. Na fase 3 houve aumento da DBOt, o que já não ocorreu com a DQOt, mostrando que o material em excesso era biológico. Em todas as fases o efluente final das lagoas de maturação apresentou DQO reduzida, mesmo que em pequenas concentrações.

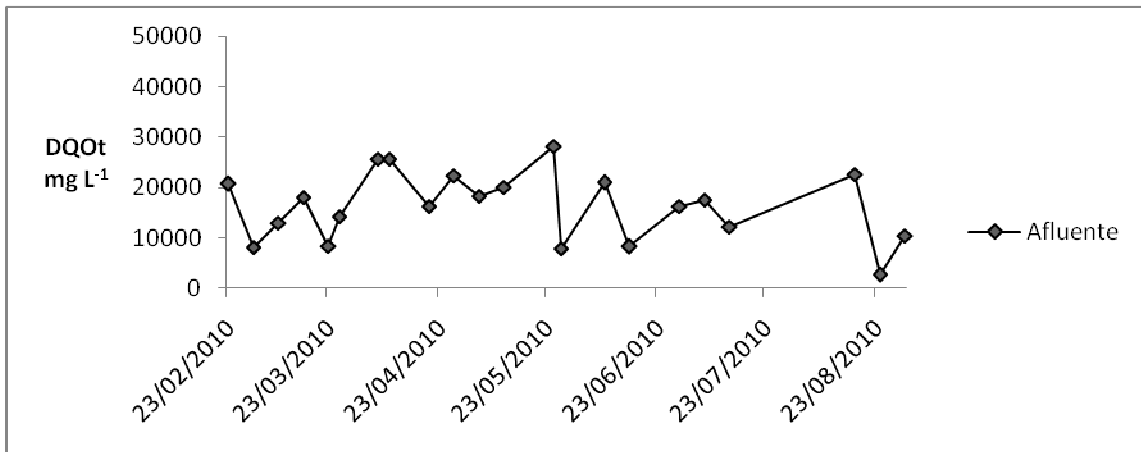


Figura 31 - Série temporal da concentração de DQOt do afluente na fase 1.

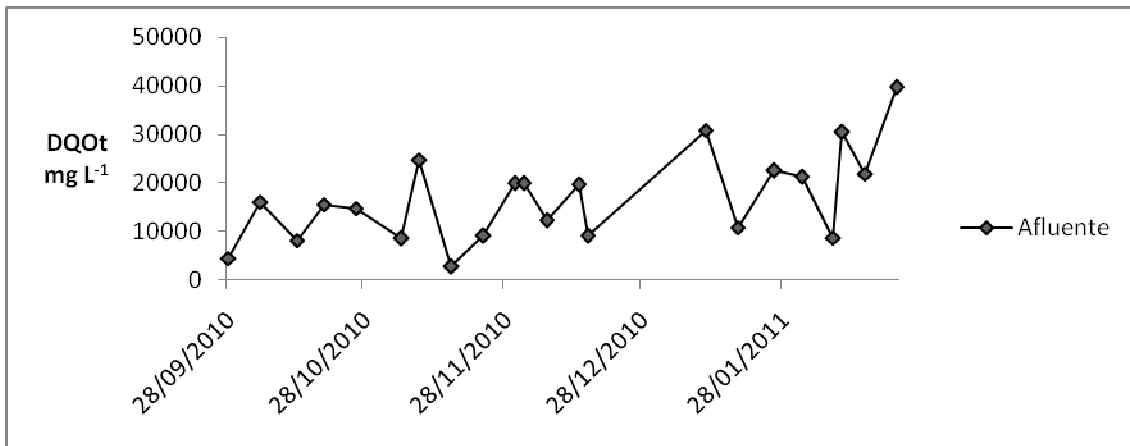


Figura 32 – Série temporal da concentração de DQOt do afluente na fase 2.

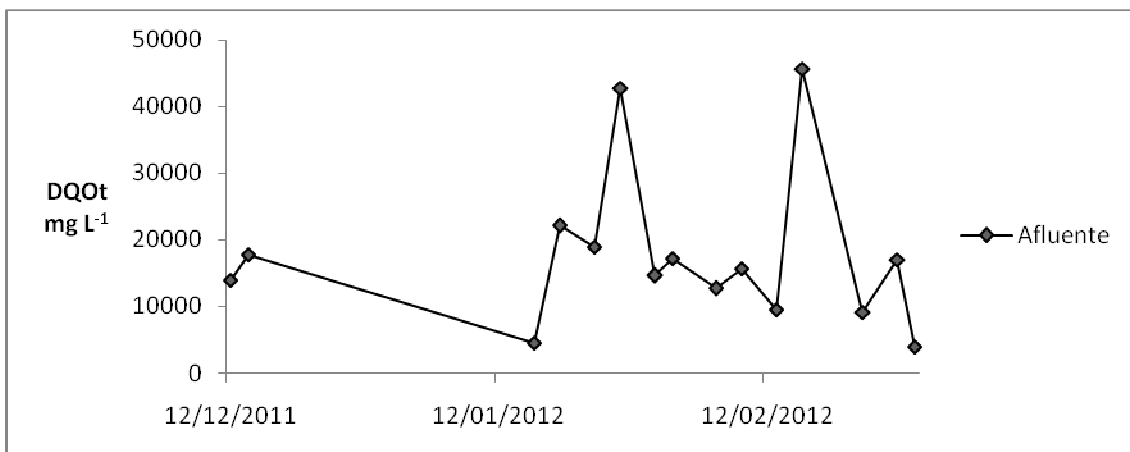


Figura 33 – Série temporal da concentração de DQOt do afluente na fase 3.

No RAC a carga orgânica volumétrica (COV) (Tabela 26) foi de 7,27, 8,33 e 8,79 kgDQO m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> nas fases 1, 2 e 3, respectivamente, com carga hidráulica volumétrica (CHV) de 0,45, 0,49 e 0,49 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>. No reator UASB a COV foi de 0,84, 0,53 e 1,27 kgDQO m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>, com CHV de 0,29, 0,31 e 0,32 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>. Os valores de COV e CHV estiveram dentro dos limites máximos preconizados de 15 kgDQO m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> para COV e 5,0 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> para CHV, de acordo com Chernicharo (2007), sendo estes valores estipulados para esgotos domésticos.

O RAC recebeu uma COV muito mais elevada que o reator UASB, permitindo que esse trabalhasse com folga e de forma estável, apresentando ambos, consideráveis eficiências de remoção, podendo

possivelmente, trabalhar com cargas maiores e/ou menores tempos de detenção hidráulica.

A velocidade ascensional média no RAC foi de 0,62, 0,67 e 0,67 m h<sup>-1</sup> nas fases 1, 2 e 3, respectivamente, estando dentro da faixa de 0,5 a 0,7 m h<sup>-1</sup> para lodo flocofento citado por Chernicharo (2007). O reator UASB apresentou velocidade de 0,39, 0,42 e 0,42 m h<sup>-1</sup> nas três fases experimentais, ficando bem abaixo da velocidade de 10 m h<sup>-1</sup> descrita pelo mesmo autor para lodo granular, em esgoto doméstico. Essas velocidades foram muito mais elevadas no período das chuvas, principalmente na fase 3, onde foi observado o carreamento do lodo dos reatores anaeróbios para as lagoas, principalmente a facultativa.

Tabela 26 - Carga orgânica volumétrica (COV) dos reatores nas 3 fases experimentais.

Parâmetro	Fase	RAC	UASB	LF	LM1	LM2	LM3
COV (kgDQOm <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	1	7,27±3,22	0,84±0,43	0,03±0,01	0,28±0,18	0,27±0,18	0,25±0,11
	2	8,33±4,98	0,53±0,34	0,02±0,03	0,11±0,09	0,12±0,08	0,11±0,08
	3	8,79±6,57	1,27±0,92	0,03±0,02	0,18±0,17	0,17±0,20	0,19±0,29

Fernandes e Oliveira (2006), tratando efluente de suinocultura com reator compartimentado operando com COV de 5,05 a 10,12 kgDQO m<sup>-3</sup>d<sup>-1</sup> conseguiram eficiência média de remoção de DQOt de 71,1 a 87,5%, operando com ensaios de 56, 28 e 4 horas. Já o reator UASB, posterior ao compartimentado, operando com COV de 2,83 kgDQO m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>, obteve eficiência de remoção de DQOt de 41,8%, trabalhando com 13, 6,5 e 4 horas. Duda e Oliveira (2011) relataram eficiência de 91% na remoção de DQOt no reator UASB com

COV de 23,2 kgDQO m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> e TDH de 12h. Santana e Oliveira (2005) obtiveram 89,0 % de eficiência no sistema de reator UASB de duplo estágio com COV de 3,40 e 2,25 kgDQO m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> em cada reator, e com TDH de 62,3 e 12,9 h, respectivamente, em um dos estágios do experimento.

Nas Figuras 34 a 36 estão as dispersões dos valores da DQOt, DQOf e DQOp das 3 fases experimentais através dos gráficos Box-Whiskers.

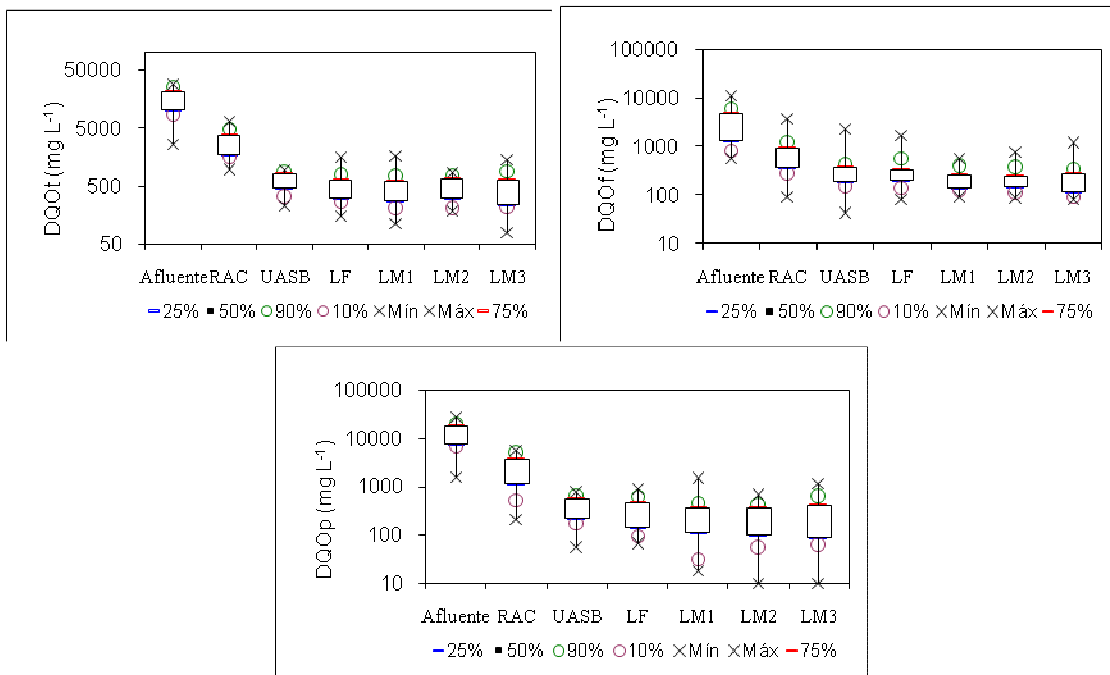


Figura 34 – Gráfico Box-Whiskers para DQOt, DQOf e DQOp da fase experimental 1.

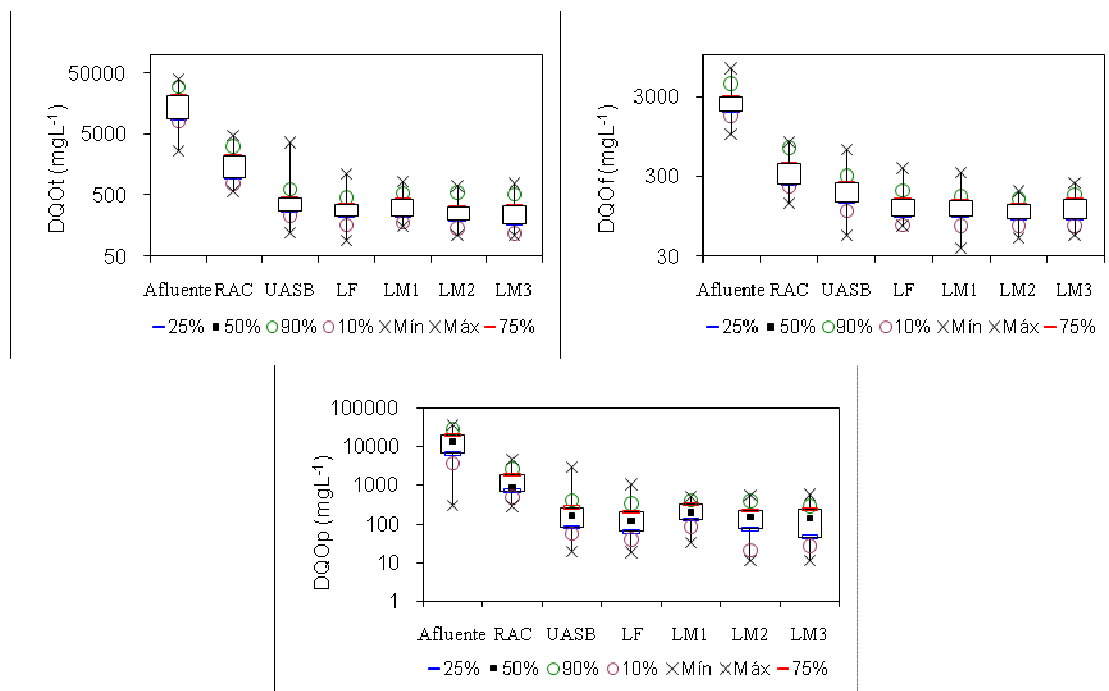


Figura 35 – Gráfico Box-Whiskers para DQOt, DQOf e DQOp da fase experimental 2.

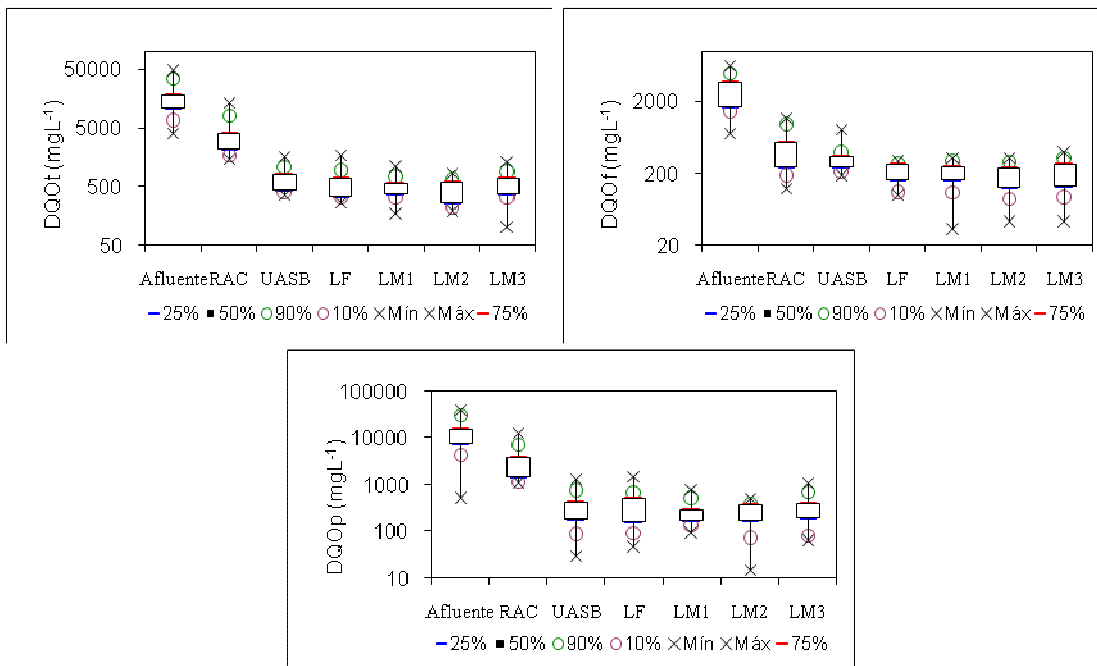


Figura 36 – Gráfico Box-Whiskers para DQOt, DQOf e DQOp da fase experimental 3.

A eficiência do sistema (Tabela 27 e Figuras 37 a 39) foi elevada, tendo todas as fases removido mais de 96% da DQOt. O RAC apresentou bom resultado, reduzindo em mais de 75% a DQO, principalmente a particulada, por causa da sedimentação e da hidrólise. O reator UASB foi eficiente na remoção da DQO, em especial da particulada, porém com a DQOf o resultado não foi muito satisfatório, pois a maior parte da matéria orgânica solúvel de fácil degradação foi digerida no RAC, além do reator UASB ter realizado a hidrólise do material particulado aumentando o material filtrado.

A LF teve melhor desempenho na segunda fase, tendo eficiências bem reduzidas nos outros períodos. Na fase 1 as lagoas de

maturação removeram somente 3,6% da DQOt, sendo a LM1 a maior responsável pela eficiência, onde provavelmente ocorreu a hidrólise do material particulado proveniente do decaimento das algas na LF. Quando as lagoas trabalharam com 0,60 e 0,80 m as eficiências aumentaram para 10,2% e 6,7%, respectivamente.

A eficiência do sistema, para remoção de DQOt nas 3 fases, esteve acima de 96,0%, estando de acordo com o artigo 29 da Deliberação Normativa do COPAM-CERH de 2008, na qual, empreendimentos, como da suinocultura, devem ter eficiência de no mínimo 70% para DQO e média anual igual ou superior a 75%, para lançamentos em corpos d'água.

Tabela 27 – Eficiências médias de remoção de DQO total, DQO filtrada e DQO particulada durante a fase 1, 2 e 3 do experimento.

Parâmetro	Fase	Eficiência em cada unidade (%)							Eficiência global (%)
		RAC	UASB	LF	LM1	LM2	LM3	Série LM	
DQOt	1	81,9	79,0	14,2	5,0	7,6	-9,8	3,6	96,9
DQOf		76,2	45,6	15,3	33,5	-5,4	-1,3	29,0	92,2
DQOp		81,7	84,6	12,5	10,3	16,3	-23,7	7,2	97,7
DQOt	2	90,1	69,3	36,6	-7,7	16,6	0	10,2	98,3
DQOf		86,6	43,3	30,6	13,3	6,5	-7,8	12,6	95,4
DQOp		90,8	76,5	40,8	-24,3	22,2	5,1	8,3	98,8
DQOt	3	76,8	82,5	14,9	17,7	10,4	-26,5	6,7	96,8
DQOf		84,6	28,3	34,0	2,8	7,3	-9,4	1,4	92,8
DQOp		75,3	89,2	-0,8	25,9	12,5	-39,1	9,8	97,6

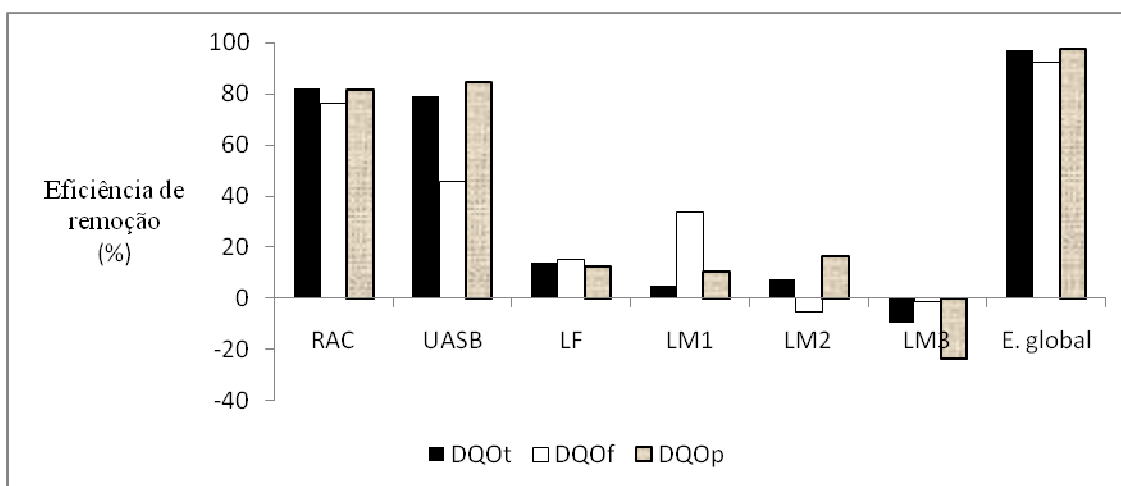


Figura 37 – Eficiência média de remoção da DQOt, DQOf e DQOp durante a fase 1 do experimento.

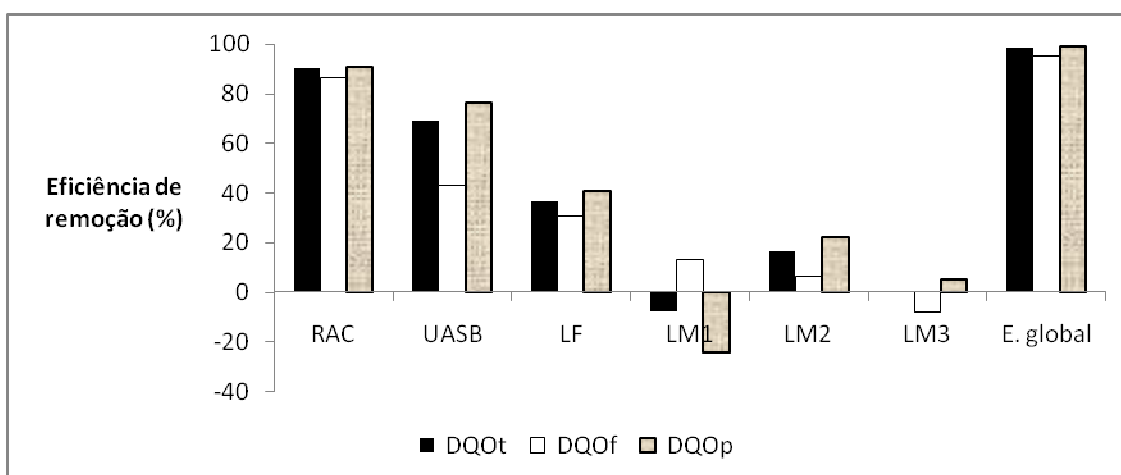


Figura 38 – Eficiência média de remoção da DQOt, DQOf e DQOp durante a fase 2 do experimento.

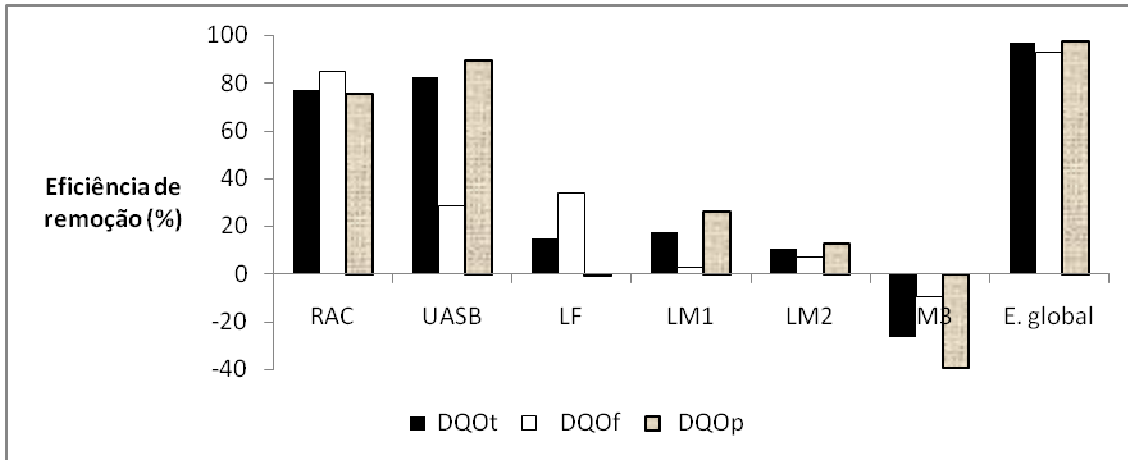


Figura 39 – Eficiência média de remoção da DQOt, DQOf e DQOp durante a fase 3 do experimento.

Nas Figuras 40 a 42 pode-se observar as frações de material filtrado e particulado em relação ao total nas 3 fases. O afluente e o RAC, assim como na DBO, apresentaram a fração particulada como principal constituinte da DQOt em todas as fases. No reator UASB o material filtrado começa a se elevar em relação ao particulado, com maior evidência na fase 3, onde a DQOf correspondeu a 45% da DQOt.

Assim como no reator UASB, na LF a DQOf fica mais próxima da particulada, principalmente na 2ª fase, quando chegou a 44%. Na fase 1 as lagoas de maturação apresentaram proporções próximas de DQOf e DQOp, em função da maior concentração de algas que aumentam tanto o material particulado quanto o filtrado. Nas fases 2 e 3 o efluente final teve proporções semelhantes à da LF.

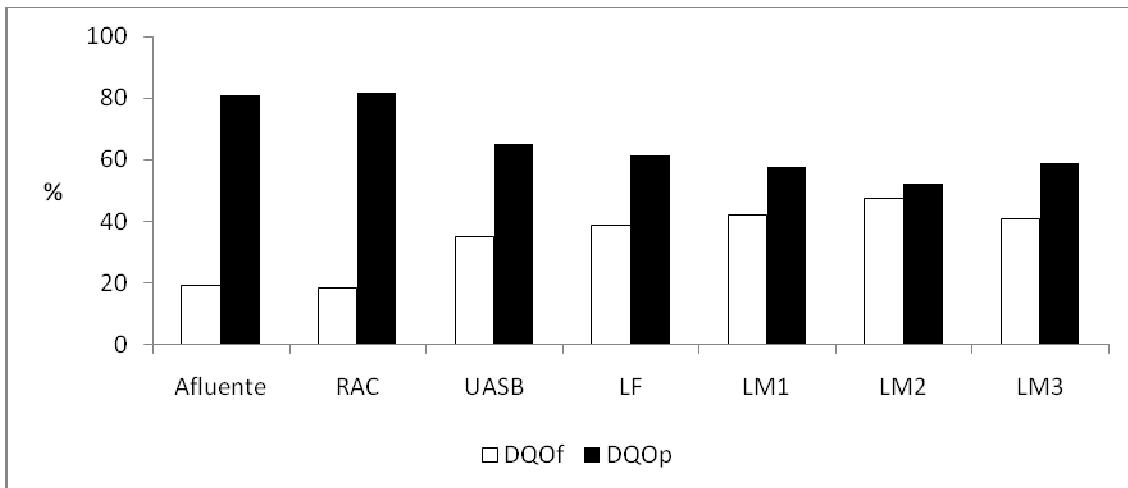


Figura 40 – Porcentagem da DQOf e DQOp em relação à DQOt na fase 1.

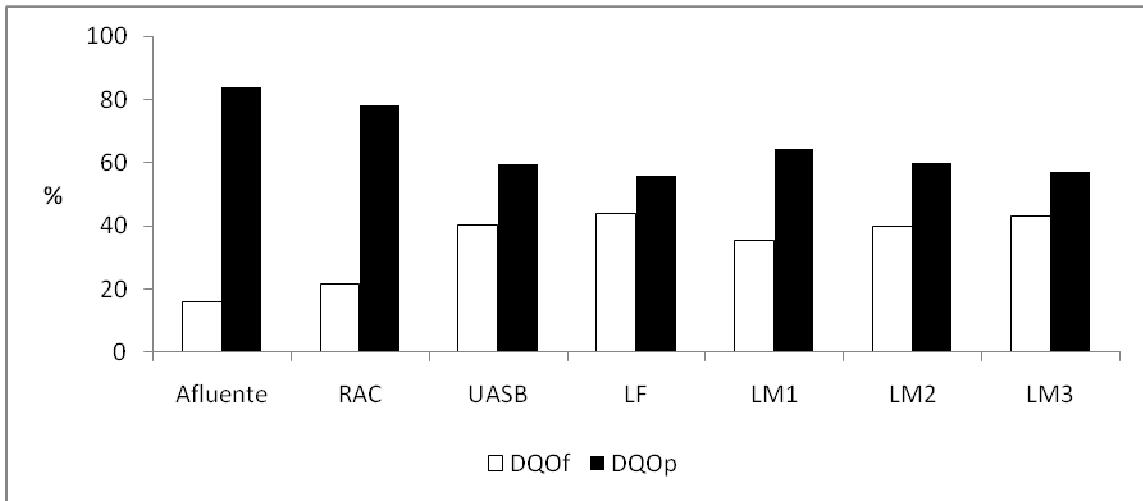


Figura 41 – Percentagem da DQOf e DQOp em relação à DQOt na fase 2.

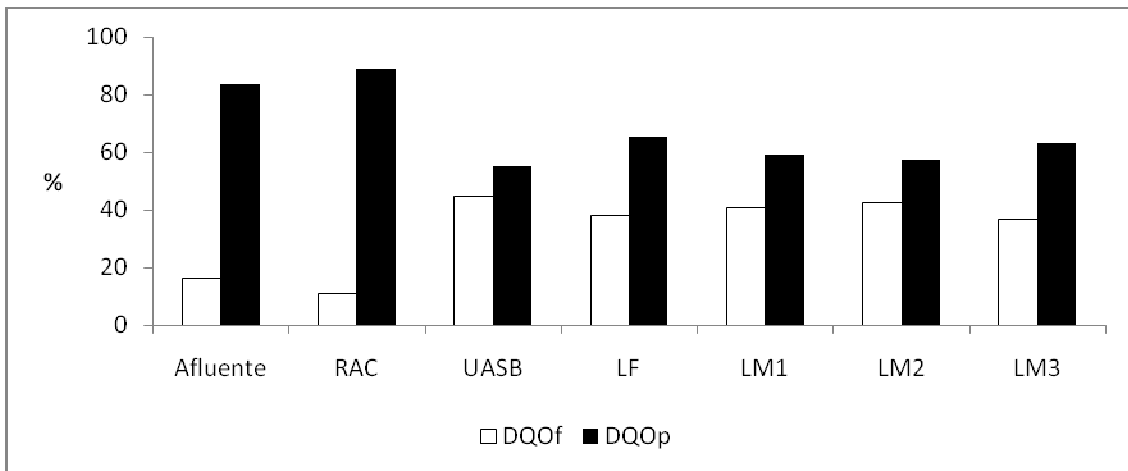


Figura 42 – Percentagem da DQOf e DQOp em relação à DQOt na fase 3.

A relação da DQOf e DQOp em relação à total das 3 etapas, pode ser observada na Tabela 28. Nas fases 1, 2 e 3 verifica-se o aumento da DQOf em relação à total até o UASB, devido à hidrólise do material particulado. Nas lagoas, com exceção da

fase 1, houve praticamente manutenção da relação pela presença de algas, que formam tanto material solúvel quanto particulado. Diferente das outras fases, na fase 3 teve pequena diminuição do material filtrado no RAC.



Tabela 28 – Relação entre os valores da DQOf e DQOp com a DQOt e DQOf com DQOp no afluente e efluentes do RAC, reator UASB e lagoas de polimento.

Fase	Parâmetro	Afluente	RAC	UASB	LF	LM1	LM2	LM3
1	DQOf/DQOt	0,19	0,25	0,65	0,64	0,45	0,51	0,47
	DQOp/DQOt	0,81	0,82	0,60	0,61	0,58	0,52	0,59
	DQOf/DQOp	0,24	0,31	1,08	1,05	0,78	0,98	0,80
2	DQOf/DQOt	0,16	0,22	0,40	0,44	0,35	0,40	0,43
	DQOp/DQOt	0,84	0,78	0,60	0,56	0,65	0,60	0,57
	DQOf/DQOp	0,19	0,28	0,67	0,79	0,55	0,66	0,75
3	DQOf/DQOt	0,16	0,11	0,45	0,35	0,41	0,42	0,37
	DQOp/DQOt	0,84	0,89	0,55	0,65	0,59	0,58	0,63
	DQOf/DQOp	0,20	0,12	0,81	0,53	0,70	0,74	0,58

#### 5.4.3 - Relação DQO/DBO

A relação DQO/DBO é um importante parâmetro, pois informa sobre a biodegradabilidade do afluente, indicando o

tipo de tratamento que deve ser empregado. Na Tabela 29 são apresentadas as relações para as unidades de tratamento nas etapas do experimento.

Tabela 29 – Relação entre DQOt e DBOt nas 3 fases do experimento.

Fase	Afluente	RAC	UASB	LF	LM1	LM2	LM3
1	3,4	5,1	5,7	6,9	7,5	5,1	4,8
2	2,3	2,7	4,9	5,5	7,2	6,3	4,9
3	2,9	6,2	11,9	8,0	7,9	6,9	7,9

Nas fases 1 e 2 a relação aumentou até a lagoa LM1 pela diminuição da biodegradabilidade, a qual aumentou na LM2 e LM3, indicando um aumento da matéria orgânica, devido ao crescimento das algas, formando uma nova fonte de matéria orgânica biodegradável. Na fase 3 a relação aumentou somente até o reator UASB, diminuindo na LF pelo aumento do material biodegradável, mantendo a relação nas lagoas de maturação.

Na relação DQOf/DBOf (Tabela 30) houve aumento até a LF em todas as fases, pela diminuição da biodegradabilidade da parte solúvel, a qual aumentou nas lagoas de maturação por causa das algas que, após morrerem viraram material particulado e posteriormente sofreram hidrólise aumentando o material solúvel.

Tabela 30 – Relação entre DQOf e DBOf nas 3 fases do experimento.

Fase	Afluente	RAC	UASB	LF	LM1	LM2	LM3
1	3,4	4,8	6,0	7,5	6,1	7,8	6,5
2	4,2	4,2	6,0	6,2	5,8	6,2	6,4
3	3,4	5,2	8,2	8,9	7,6	7,9	6,7

#### 5.4.4 - Coeficientes de remoção de matéria orgânica (K) das lagoas para DBO e DQO

Na Tabela 31 estão os valores dos coeficientes de remoção (K) para DBO e DQO, considerando regime de mistura

completa (Equação 3.3) e fluxo disperso (Equação 3.5), com as temperaturas corrigidas através da Equação 3.1 com  $\Theta = 1,07$  e o número de dispersão (d) calculado pela Equação 3.8.

Tabela 31 – Valores do coeficiente de remoção (K em  $d^{-1}$ ) de matéria orgânica para DBO e DQO das lagoas de polimento, para o regime de mistura completa e fluxo disperso com as temperaturas correspondentes de cada fase.

	Regime	Fase	Temperatura	LF	LM1	LM2	LM3
DBO	Mistura completa	1	19°C	0,15	0,21	-0,12	-0,10
		2	22°C	0,25	0,02	-0,07	-0,02
		3	25°C	0,10	0,00	0,07	-0,14
	Fluxo disperso	1	19°C	0,01	0,21	-0,13	-0,10
		2	22°C	0,01	0,25	-0,16	-0,13
		3	25°C	0,01	0,31	-0,20	-0,15
DQO	Mistura completa	1	19°C	0,03	0,25	-0,02	-0,01
		2	22°C	0,10	0,05	0,02	-0,02
		3	25°C	0,11	0,01	0,03	-0,03
	Fluxo disperso	1	19°C	0,01	0,22	-0,03	-0,01
		2	22°C	0,01	0,27	-0,03	-0,01
		3	25°C	0,01	0,33	-0,04	-0,01

Levando-se em consideração as eficiências determinadas pela DBO e DQO filtrada como efluente, os valores do K apresentaram grande faixa de variação com resultados negativos, nulos e positivos, isto talvez tenha ocorrido pois a maior parte da matéria orgânica foi degradada nos reatores anaeróbios, e em consequência a cinética de degradação não se comportou como cinética de primeira ordem.

Medri (1997) considerando que o regime hidráulico das lagoas era de mistura completa, obteve  $K_{DBO}$  na lagoa facultativa de  $0,038 d^{-1}$  para temperatura média de  $19,8^{\circ}C$ . Rodrigues (2008) relatou  $K_{DBO}$  da lagoa de polimento de  $0,08$  e  $0,04 d^{-1}$  e  $K_{DQO}$  de  $0,05$  e  $0,02 d^{-1}$  para mistura completa e fluxo disperso, respectivamente.

Costa *et al.* (1997) realizando pesquisa na Unidade Experimental de Tratamento de Dejetos de Suínos da EMBRAPA através de um sistema de tratamento composto por uma série de lagoas, sendo 2 anaeróbias, 1 de aguapé e 1 facultativa, em série, obtiveram  $K_{DBO}$  das lagoas de  $0,105$ ,  $0,029$ ,  $0,037$  e  $0,052$ , respectivamente, para o sistema de mistura completa.

#### 5.5 - SÓLIDOS

Na Tabela 32 está a estatística descritiva dos sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV), sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) do afluente e efluentes dos reatores do sistema de tratamento.

Tabela 32 –Estatística descritiva dos sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV), sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) do afluente e dos efluentes do RAC, reator UASB, lagoa facultativa e lagoas de maturação, das fases 1, 2 e 3.

Parâmetro	Fase	Estatística Básica	Resultados						
			Afluente	RAC	UASB	Lagoa facultativa	Lagoa maturação 1	Lagoa maturação 2	Lagoa maturação 3
ST (mg L <sup>-1</sup> )	1	Dados	21	22	22	22	22	22	22
		Mínima	3895	1100	880	820	705	685	720
		<b>Média</b>	<b>10136</b>	<b>2726</b>	<b>1628</b>	<b>1493</b>	<b>1430</b>	<b>1245</b>	<b>1225</b>
		Máxima	22625	5735	2600	2600	2235	2040	1785
		Mediana	9165	2440	1625	1495	1490	1165	1225
		1º quartil	7235	1808	1158	1134	1194	918	876
		3º quartil	12030	3629	1988	1706	1628	1524	1503
		DP	4369	1229	502	446	417	366	386
		CV (%)	43	45	31	30	29	29	31
STV (mg L <sup>-1</sup> )	1	Dados	21	22	22	22	22	22	22
		Mínima	3185	640	360	375	325	355	295
		<b>Média</b>	<b>7938</b>	<b>1548</b>	<b>688</b>	<b>612</b>	<b>649</b>	<b>568</b>	<b>530</b>
		Máxima	18265	3655	1220	2145	1760	1160	845
		Mediana	7440	1240	645	548	623	525	495
		1º quartil	5580	1016	480	486	505	455	413
		3º quartil	8880	2131	804	590	676	653	590
		DP	3539	764	244	356	285	180	156
		CV (%)	45	49	35	58	44	32	29
SST (mg L <sup>-1</sup> )	1	Dados	21	22	22	22	22	22	22
		Mínima	720	57	53	15	15	25	20
		<b>Média</b>	<b>5387</b>	<b>1030</b>	<b>138</b>	<b>107</b>	<b>128</b>	<b>143</b>	<b>166</b>
		Máxima	9020	3440	333	245	387	355	545
		Mediana	5583	990	128	110	100	114	148
		1º quartil	3650	540	90	50	58	61	63
		3º quartil	7563	1449	175	147	135	203	205
		DP	2409	752	67	66	116	104	125
		CV (%)	45	73	49	62	91	73	75
SSV (mg L <sup>-1</sup> )	1	Dados	21	22	22	22	22	22	22
		Mínima	380	57	53	15	15	25	20
		<b>Média</b>	<b>4700</b>	<b>879</b>	<b>134</b>	<b>106</b>	<b>124</b>	<b>142</b>	<b>165</b>
		Máxima	7840	2787	308	245	497	355	545
		Mediana	4850	888	128	110	97	114	148
		1º quartil	3120	504	83	50	58	61	63
		3º quartil	6613	1244	175	147	135	199	202
		DP	2117	606	65	65	112	102	124
		CV (%)	45	69	49	61	90	72	75
ST (mg L <sup>-1</sup> )	2	Dados	22	22	21	22	21	22	22
		Mínima	2570	440	590	555	470	440	495
		<b>Média</b>	<b>12254</b>	<b>1960</b>	<b>1455</b>	<b>1091</b>	<b>955</b>	<b>958</b>	<b>941</b>
		Máxima	23730	3615	8650	2920	1395	1590	1495
		Mediana	10868	1960	1115	1063	915	990	953
		1º quartil	7891	1304	810	726	685	693	710
		3º quartil	15586	2793	1425	1275	1260	1201	1173
		DP	5520	951	1689	501	321	317	289
		CV (%)	45	47	116	46	34	33	31
STV (mg L <sup>-1</sup> )	2	Dados	22	22	21	22	21	22	22
		Mínima	1995	375	175	120	150	170	160
		<b>Média</b>	<b>8731</b>	<b>1121</b>	<b>721</b>	<b>446</b>	<b>427</b>	<b>413</b>	<b>369</b>
		Máxima	19995	2220	5660	1195	885	665	665
		Mediana	7903	910	415	420	395	418	383
		1º quartil	5666	708	345	323	325	341	290
		3º quartil	10824	1356	495	485	480	509	450
		DP	4880	567	1162	229	189	140	115
		CV (%)	56	51	161	51	44	34	31

continua

continuação

Parâmetro	Fase	Estatística Básica	Resultados						
			Afluente	RAC	UASB	Lagoa facultativa	Lagoa maturação 1	Lagoa maturação 2	Lagoa maturação 3
SST (mg L <sup>-1</sup> )	2	Dados	22	22	21	22	21	22	22
		Mínima	1750	120	25	62	34	74	58
		<b>Média</b>	<b>8556</b>	<b>833</b>	<b>438</b>	<b>203</b>	<b>117</b>	<b>124</b>	<b>98</b>
		Máxima	19900	1860	7110	2025	245	468	154
		Mediana	8120	735	98	117	104	105	103
		1º quartil	5358	358	75	94	76	88	70
		3º quartil	10129	1133	135	142	140	138	120
		DP	4168	544	1529	408	53	81	30
		CV (%)	49	65	349	201	46	65	30
SSV (mg L <sup>-1</sup> )	2	Dados	22	22	21	22	21	22	22
		Mínima	380	120	25	62	34	66	58
		<b>Média</b>	<b>6411</b>	<b>683</b>	<b>346</b>	<b>200</b>	<b>116</b>	<b>122</b>	<b>97</b>
		Máxima	16590	1607	5210	2010	237	426	146
		Mediana	5565	560	98	114	104	105	103
		1º quartil	4296	314	75	92	76	88	70
		3º quartil	8142	911	128	142	138	138	120
		DP	3899	448	1115	406	52	73	29
		CV (%)	61	66	322	203	45	60	30
ST (mg L <sup>-1</sup> )	3	Dados	15	15	15	15	15	15	15
		Mínima	3645	940	1220	925	725	605	600
		<b>Média</b>	<b>9876</b>	<b>3085</b>	<b>1643</b>	<b>1491</b>	<b>1503</b>	<b>1331</b>	<b>1312</b>
		Máxima	25130	6365	2210	1950	1990	1845	1640
		Mediana	8730	3165	1645	1535	1550	1335	1440
		1º quartil	6745	2263	1510	1355	1265	1160	1150
		3º quartil	11933	3403	1790	1628	1780	1503	1578
		DP	5288	1299	242	279	380	301	315
		CV (%)	54	42	15	19	25	23	24
STV (mg L <sup>-1</sup> )	3	Dados	15	15	15	15	15	15	15
		Mínima	2810	630	430	295	395	255	295
		<b>Média</b>	<b>7484</b>	<b>1780</b>	<b>647</b>	<b>544</b>	<b>736</b>	<b>529</b>	<b>560</b>
		Máxima	20215	3855	945	665	1055	710	735
		Mediana	6290	1815	625	585	815	525	565
		1º quartil	5208	1195	550	473	530	443	535
		3º quartil	8995	2118	728	630	938	635	598
		DP	4321	845	150	112	239	135	115
		CV (%)	58	47	23	21	32	26	20
SST (mg L <sup>-1</sup> )	3	Dados	15	15	15	15	15	15	15
		Mínima	2150	340	75	85	90	65	95
		<b>Média</b>	<b>6851</b>	<b>1551</b>	<b>161</b>	<b>158</b>	<b>162</b>	<b>160</b>	<b>149</b>
		Máxima	16900	5673	245	232	315	232	280
		Mediana	5990	1345	168	155	145	158	135
		1º quartil	4810	660	129	132	133	138	108
		3º quartil	8335	1887	193	177	185	179	160
		DP	3802	1367	49	39	56	43	54
		CV (%)	55	88	31	25	34	27	36
SSV (mg L <sup>-1</sup> )	3	Dados	15	15	15	15	15	15	15
		Mínima	1920	310	75	85	80	65	95
		<b>Média</b>	<b>5904</b>	<b>1245</b>	<b>161</b>	<b>154</b>	<b>159</b>	<b>156</b>	<b>146</b>
		Máxima	15800	4347	245	232	315	232	280
		Mediana	5050	1090	168	150	145	153	135
		1º quartil	4210	617	129	132	129	132	108
		3º quartil	6935	1532	193	171	185	177	160
		DP	3470	999	49	39	57	43	51
		CV (%)	59	80	31	25	36	27	35

DP – desvio padrão; CV – coeficiente de variação.

O afluente apresentou ST e STV com concentrações médias entre 9876 e 12254 mg L<sup>-1</sup> e 7484 e 8731 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente, durante as 3 fases do experimento, com significativa redução no RAC e no reator UASB. Esses valores são inferiores aos encontrados por Rodrigues (2008), com concentrações médias de ST e STV de 13939 e 10452 mg L<sup>-1</sup>, e por Medri (1997), com 17240 e 10266 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Em todas as fases as lagoas não contribuíram muito para remoção dos ST e STV, visto que a maior parte já havia sido removida no RAC e no reator UASB.

Os SST e SSV afluente apresentaram concentrações médias entre 5380 e 8556 mg L<sup>-1</sup> e 4700 e 6411 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente, durante as 3 fases. Esses valores foram semelhantes aos encontrados por Fernandes e Oliveira (2006), com concentrações médias de SST variando de 5626 a 6206 mg L<sup>-1</sup> e SSV variando de 4710 a 5585 mg L<sup>-1</sup>. Neto e Oliveira (2009) descreveram concentrações médias de SST entre 4591 e 13001 mg L<sup>-1</sup>. Já, Duda e Oliveira (2011) encontraram concentrações médias de SST maiores (6950 a 9730 mg L<sup>-1</sup>) e de SSV menores (163 a 1020 mg L<sup>-1</sup>). Essas diferenças, provavelmente, são em função dos variados volumes de dejetos

sólidos e restos de ração no efluente líquido, além das diversas formas de higienização e a presença ou não de peneiramento do afluente.

De acordo com o artigo 29 da Deliberação Normativa do COPAM-CERH de 2008, a concentração de SST permitida para lançamento de efluentes de lagoas de estabilização em corpos receptores seria de 150 mg L<sup>-1</sup>, o que foi verificado nas fases 2 e 3, já na fase 1 pelas melhores condições de crescimento das algas, a concentração foi de 166 mg L<sup>-1</sup>.

Na série temporal dos SSV do sistema (Figuras 43 a 45) pode-se observar a grande redução desses sólidos nos reatores anaeróbios. Na fase 1, até metade do período, o efluente final das lagoas apresentou concentração mais elevada que do UASB, reduzindo na metade final, porém estando várias vezes superior ao efluente da LF. Na fase 2, em muitos momentos, os efluentes da LF e da LM tiveram concentrações superiores ao do reator UASB. Já na fase 3 o UASB, LF e LM apresentaram concentrações próximas.

Nas Figuras 46 a 48 estão as variações médias da série de sólidos apresentadas nos gráficos Box-Whiskers.

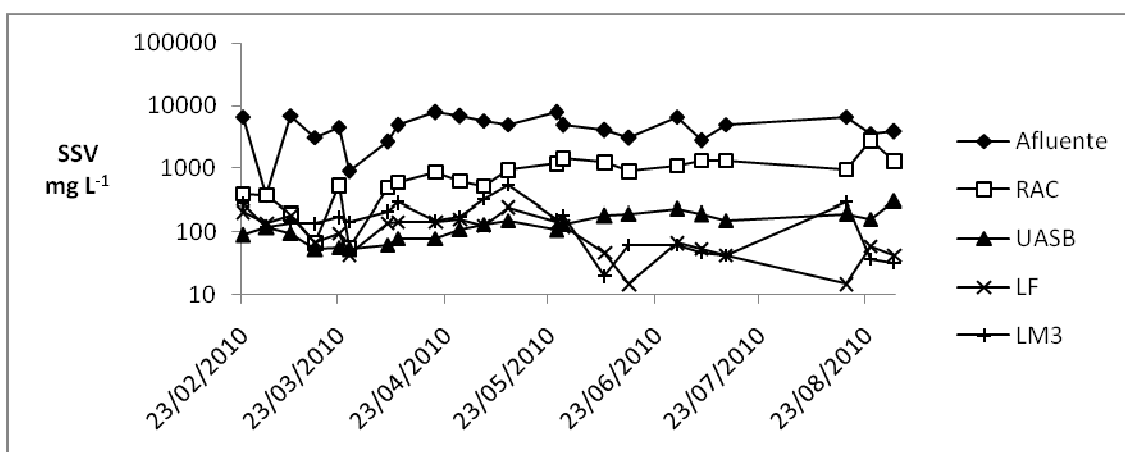


Figura 43 - Série temporal da concentração de sólidos suspensos voláteis do afluente e do efluente do RAC, reator UASB, LF e LM, na fase 1.

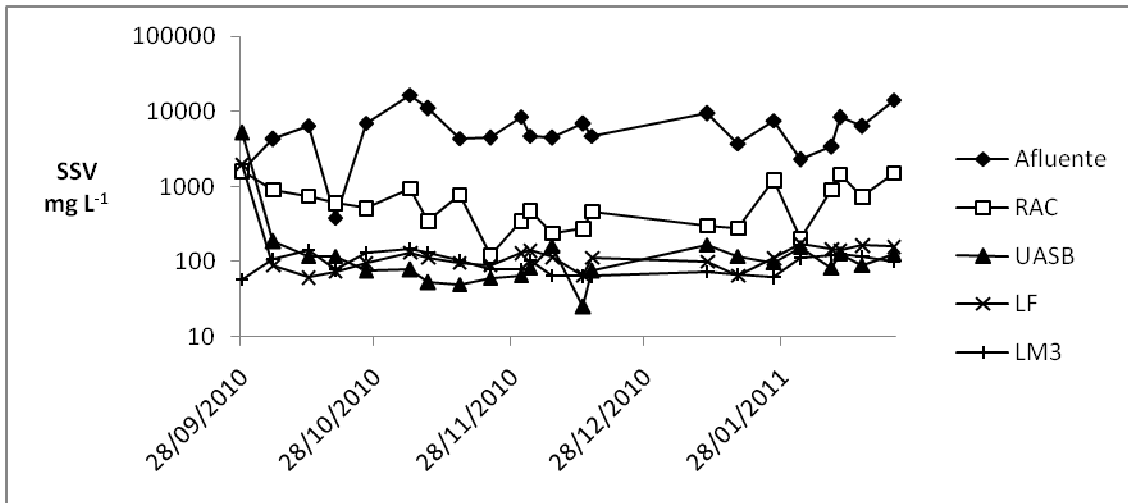


Figura 44 - Série temporal da concentração de sólidos suspensos voláteis do afluente e do efluente do RAC, reator UASB, LF e LM, na fase 2.

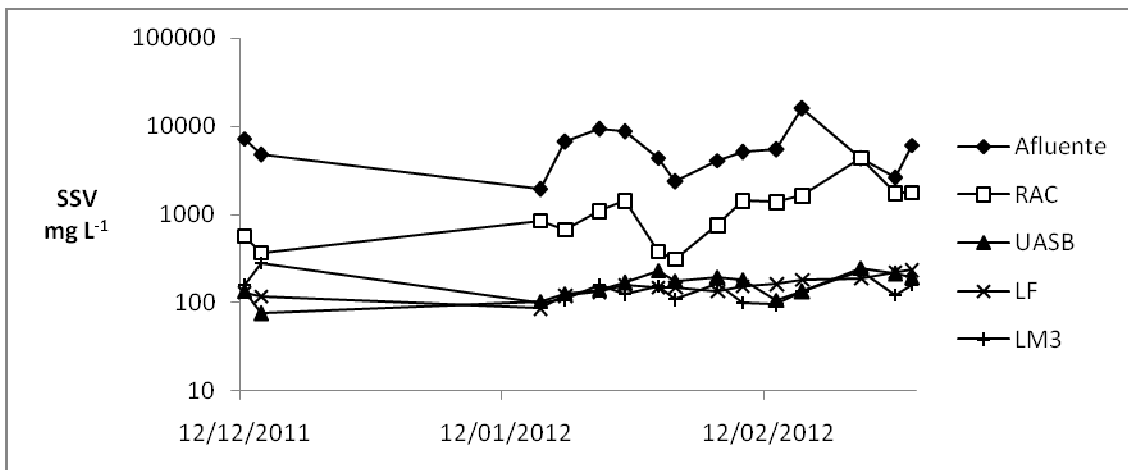


Figura 45 - Série temporal da concentração de sólidos suspensos voláteis do afluente e do efluente do RAC, reator UASB, LF e LM, na fase 3.

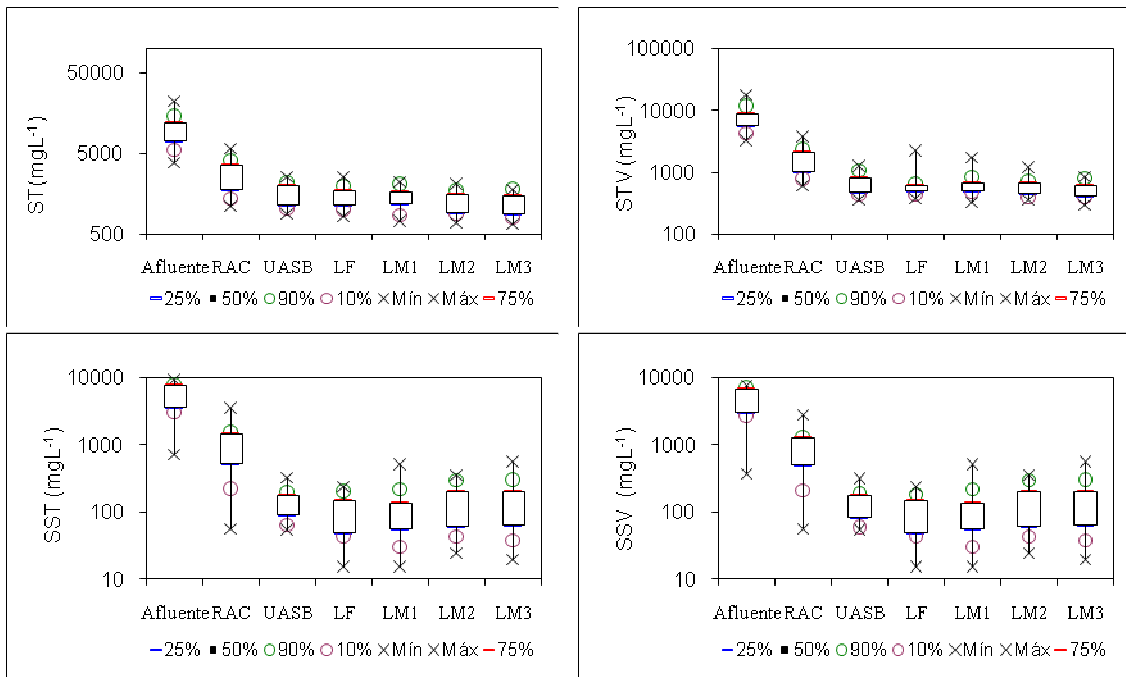


Figura 46 – Gráfico Box-Whiskers para ST, STV, SST e SSV durante a fase experimental 1.

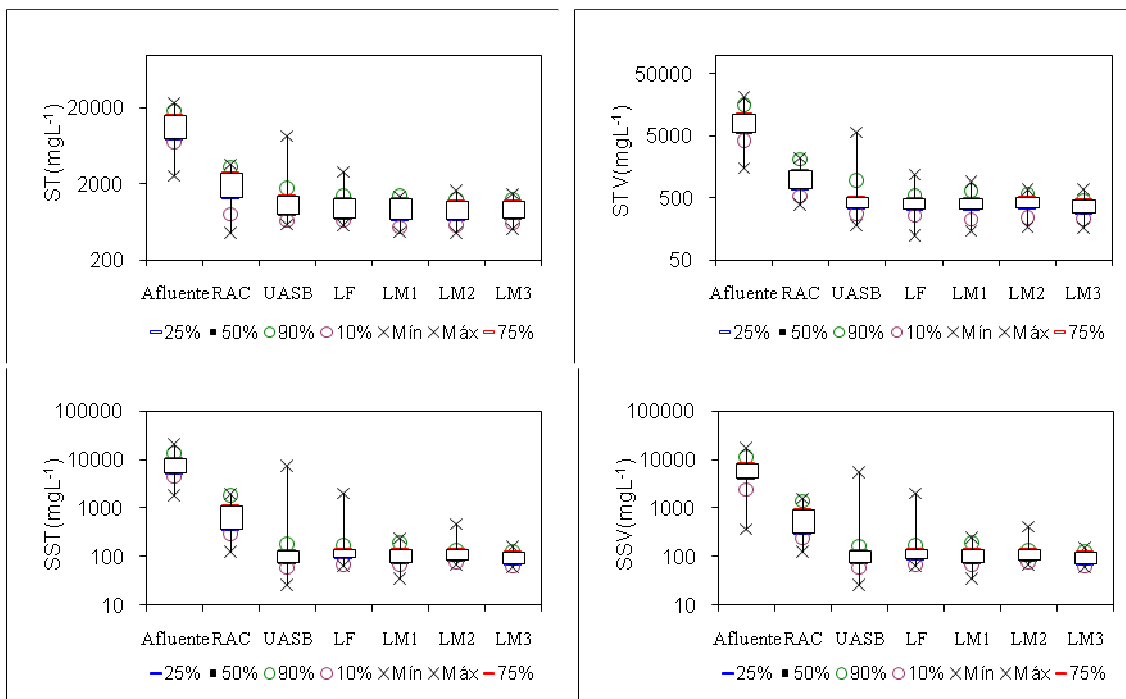


Figura 47 – Gráfico Box-Whiskers para ST, STV, SST e SSV da fase experimental 2.

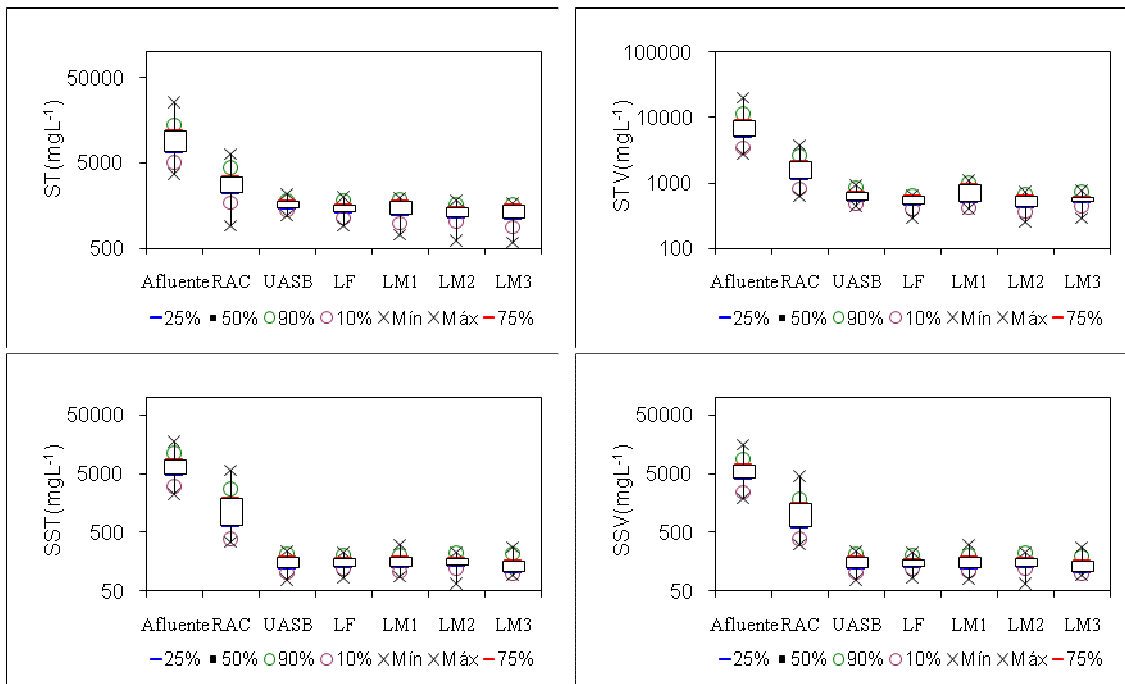


Figura 48 – Gráfico Box-Whiskers para ST, STV, SST e SSV da fase experimental 3.

Na Figura 49 estão as porcentagens de SSV correspondentes dos SST do afluente e efluentes dos reatores do sistema nas 3 fases. No afluente a elevada concentração de SSV mostra a predominância da matéria

orgânica nos dejetos de suinocultura. No RAC e no UASB a proporção de SSV é elevada em função do lodo secundário que escapou com efluente, já nas lagoas é, predominantemente devido às algas.

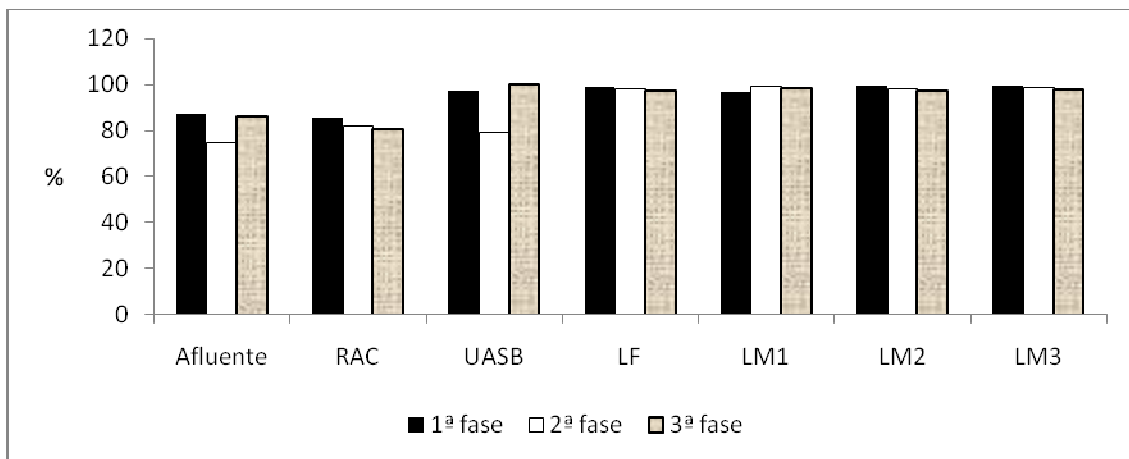


Figura 49 - Porcentagem de SSV correspondente aos valores SST do afluente e efluentes do sistema nas 3 fases.



O sistema demonstrou eficiência (Tabela 33 e Figuras 50 a 52) entre 81 e 99% durante o experimento, devendo-se esse resultado aos reatores em duplo estágio. O RAC foi mais eficiente na 2ª fase com remoção de 90,3 e 89,3% dos SST e SSV, respectivamente. O reator UASB teve melhores resultados nas fases 1 e 3.

Foram realizadas várias correlações entre DBO, DQO e sólidos, porém nenhuma delas foi significativa.

Neto e Oliveira (2009) trabalhando com reatores anaeróbios em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) em escala piloto, tratando efluente de suinocultura, utilizaram TDH do reator anaeróbio de 60, 36 e 24 horas em cada um dos 3 ensaios, e no UASB de 13,6, 8,2 e 5,4 horas, relataram eficiências de 92%, 79%, e

83% para SST e 93%, 81% e 82% para SSV, no primeiro reator e de 61%, 40% e 41% para SST e 61%, 42% e 41% para SSV para o reator UASB, respectivamente.

A LF também contribuiu mais com a remoção dos sólidos na 2ª fase. As lagoas de maturação, na 1ª fase, aumentaram os SST e SSV em função do crescimento do material particulado (algas). Na fase 2 as LM apresentaram pequena remoção, principalmente dos sólidos suspensos. Com profundidade de 0,80 m, as LM não ajudaram na redução dos sólidos.

Schmidt *et al.* (2002), tratando efluente de uma granja, descreveram eficiência de remoção de SST e SSV de 22,7% e 17,6%, respectivamente, em uma lagoa facultativa que recebeu efluente de duas lagoas anaeróbias.

Tabela 33 – Eficiências médias de remoção de ST, STV, SST e SSV durante as 3 fases experimentais.

Parâmetro	Fase	Eficiência em cada unidade (%)							Eficiência global (%)
		RAC	UASB	LF	LM1	LM2	LM3	Série LM	
ST	1	73,1	40,3	8,3	4,2	12,9	1,6	18,0	87,9
STV		80,5	55,6	11,0	6,0	12,5	6,7	13,4	93,3
SST		80,9	86,6	22,5	-19,6	-11,7	-16,1	-55,1	96,6
SSV		81,3	84,8	20,9	-16,9	-14,5	-16,2	-55,7	81,2
ST	2	84,0	25,8	25,0	12,5	-0,31	1,8	13,7	92,3
STV		87,2	35,7	38,1	4,3	3,3	10,7	17,3	95,8
SST		90,3	47,4	53,7	42,4	-6,0	21,0	51,7	98,9
SSV		89,3	49,3	42,2	42,0	-5,2	20,5	51,5	98,5
ST	3	68,8	46,7	9,3	-0,8	11,4	1,4	12,0	86,7
STV		76,2	63,7	15,9	-35,3	28,1	-5,9	4,3	92,5
SST		77,4	89,6	1,9	-2,5	1,2	6,9	5,7	97,8
SSV		78,9	87,0	4,3	-3,2	1,9	6,4	5,2	97,5

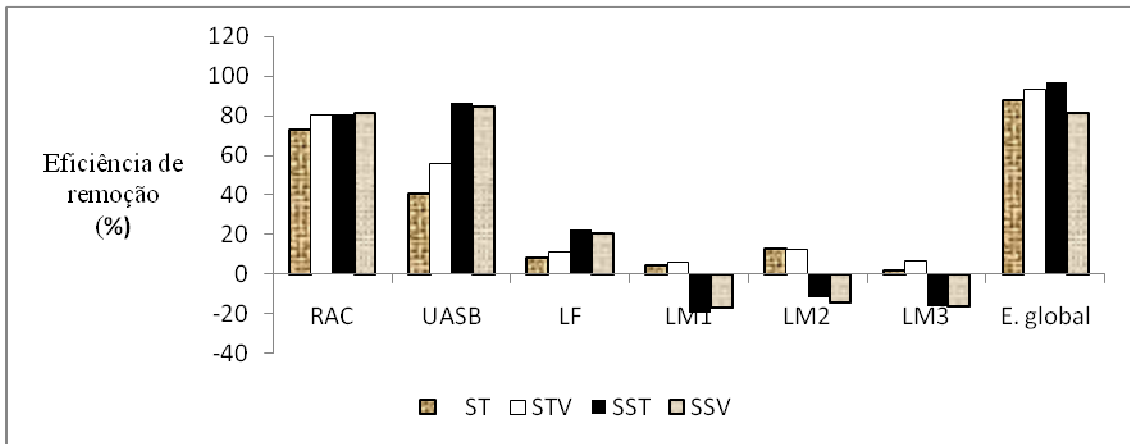


Figura 50 – Eficiência média de remoção de ST, STV, SST e SSV durante a fase 1 do experimento.

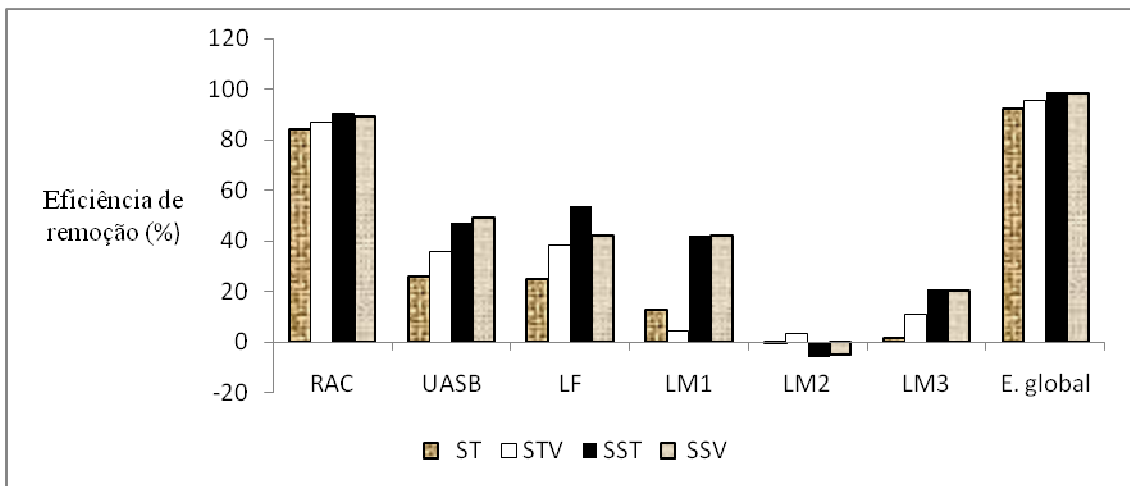


Figura 51 – Eficiência média de remoção de ST, STV, SST e SSV durante a fase 2 do experimento.

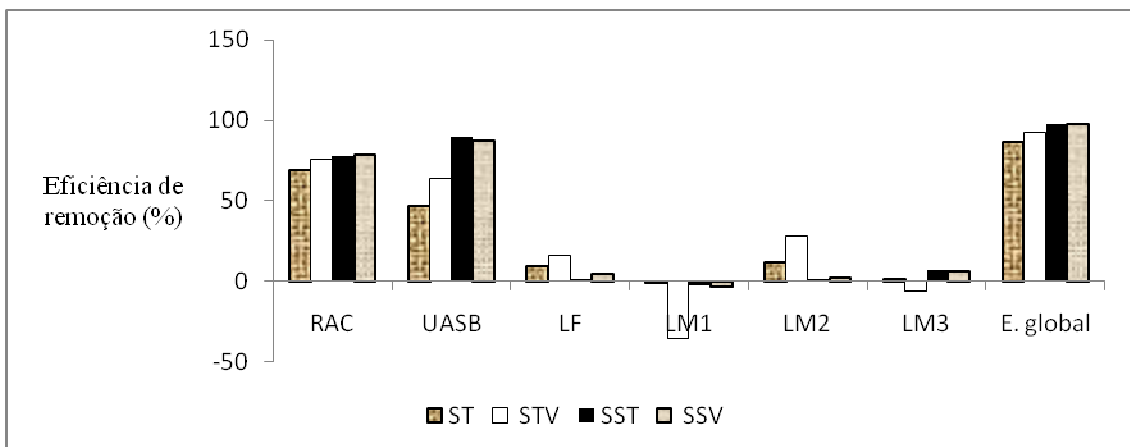


Figura 52 – Eficiência média de remoção de ST, STV, SST e SSV durante a fase 3 do experimento.

## 5.6 - NUTRIENTES

### 5.6.1 - Nitrogênio

Os dejetos de suínos são constituídos de proteínas, carboidratos e lipídeos, que são ricos em nitrogênio, fazendo com que as concentrações de nitrogênio total sejam altas. De acordo com Oliveira (2002), a forma predominante no resíduo líquido de suinocultura é o nitrogênio amoniacal, no

entanto, isso depende do sistema de manejo, onde granjas que realizam limpezas mais frequentes o nitrogênio orgânico estará em maior concentração.

Na Tabela 34 está a estatística descritiva do nitrogênio orgânico (Norg.), nitrogênio amoniacal (Nam.), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e nitrogênio total (Nt) do sistema de tratamento.

Tabela 34 – Estatística descritiva do Norg., Nam., NTK,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$  e Nt do afluente e dos efluentes do RAC, reator UASB, lagoa facultativa e lagoas de maturação, das fases 1, 2 e 3.

Parâmetro	Fase	Estatística Básica	Resultados						
			Afluente	RAC	UASB	Lagoa facultativa	Lagoa maturação 1	Lagoa maturação 2	Lagoa maturação 3
N-am. (mg L <sup>-1</sup> )	1	Dados	20	20	21	22	22	22	22
		Mínima	50	66	80	47	21	04	02
		<b>Média</b>	<b>202</b>	<b>315</b>	<b>309</b>	<b>247</b>	<b>164</b>	<b>149</b>	<b>140</b>
		Máxima	688	665	595	599	373	489	393
		Mediana	193	318	272	220	173	116	105
		1º quartil	131	138	137	131	72	55	27
		3º quartil	218	463	514	388	238	271	259
		DP	131	188	166	154	102	129	129
		CV (%)	65	60	54	62	62	87	92
N-org. (mg L <sup>-1</sup> )	1	Dados	13	11	11	08	12	12	11
		Mínima	142	62	121	76	39	56	33
		<b>Média</b>	<b>1372</b>	<b>331</b>	<b>341</b>	<b>235</b>	<b>152</b>	<b>150</b>	<b>148</b>
		Máxima	1729	607	601	639	323	245	329
		Mediana	1567	327	361	194	137	99	89
		1º quartil	1484	246	242	117	102	66	77
		3º quartil	1601	436	444	302	200	254	226
		DP	463	173	144	180	76	106	96
		CV (%)	34	52	42	77	50	71	65
NTK (mg L <sup>-1</sup> )	1	Dados	14	14	14	13	14	14	14
		Mínima	830	231	200	148	104	70	54
		<b>Média</b>	<b>1594</b>	<b>630</b>	<b>558</b>	<b>344</b>	<b>279</b>	<b>264</b>	<b>241</b>
		Máxima	1841	738	719	686	364	356	358
		Mediana	1729	701	667	353	332	277	241
		1º quartil	1628	664	368	337	187	214	162
		3º quartil	1788	716	711	358	356	352	345
		DP	322	157	194	132	99	99	110
		CV (%)	20	25	35	38	37	37	46
Nitrito (mg L <sup>-1</sup> )	1	Dados	11	11	11	11	10	11	11
		Mínima	0,005	0,005	0,003	0,003	0,002	0,003	0,002
		<b>Média</b>	<b>0,015</b>	<b>0,009</b>	<b>0,005</b>	<b>0,005</b>	<b>0,005</b>	<b>0,006</b>	<b>0,008</b>
		Máxima	0,036	0,033	0,010	0,007	0,008	0,014	0,029
		Mediana	0,011	0,007	0,005	0,004	0,005	0,005	0,007
		1º quartil	0,008	0,006	0,004	0,003	0,005	0,004	0,005
		3º quartil	0,017	0,009	0,006	0,006	0,006	0,007	0,010
		DP	0,011	0,008	0,002	0,002	0,002	0,003	0,007
		CV (%)	73	85	38	36	31	51	87

continua

continuação

Parâmetro	Fase	Estatística Básica	Resultados						
			Afluente	RAC	UASB	Lagoa facultativa	Lagoa maturação 1	Lagoa maturação 2	Lagoa maturação 3
Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	1	Dados	11	11	11	11	10	11	11
		Mínima	04	0	0	0	0	0	0
		<b>Média</b>	<b>10</b>	<b>06</b>	<b>01</b>	<b>02</b>	<b>05</b>	<b>08</b>	<b>06</b>
		Máxima	18	43	04	05	30	30	17
		Mediana	11	02	0	01	01	04	04
		1º quartil	07	01	0	0	0	01	01
		3º quartil	12	05	02	03	05	12	11
		DP	04	12	01	02	09	10	06
		CV (%)	39	204	143	107	195	126	105
Ntotal (mg L <sup>-1</sup> )	1	Dados	09	08	09	06	09	09	08
		Mínima	1626	657	484	347	105	150	90
		<b>Média</b>	<b>1760</b>	<b>715</b>	<b>664</b>	<b>422</b>	<b>309</b>	<b>300</b>	<b>252</b>
		Máxima	1845	747	721	687	357	363	365
		Mediana	1745	719	696	358	349	349	252
		1º quartil	1742	710	644	351	321	321	147
		3º quartil	1799	733	715	415	357	355	355
		DP	68	28	78	134	90	74	119
		CV (%)	04	04	12	32	29	25	47
N-am. (mg L <sup>-1</sup> )	2	Dados	20	20	21	22	22	22	22
		Mínima	50	66	80	47	21	04	02
		<b>Média</b>	<b>202</b>	<b>315</b>	<b>309</b>	<b>247</b>	<b>164</b>	<b>149</b>	<b>140</b>
		Máxima	688	665	595	599	373	489	393
		Mediana	193	318	272	220	173	116	105
		1º quartil	131	138	137	131	72	55	27
		3º quartil	218	463	514	388	238	271	259
		DP	131	188	166	154	102	129	129
		CV (%)	65	60	54	62	62	87	92
N-org. (mg L <sup>-1</sup> )	2	Dados	13	11	11	08	12	12	11
		Mínima	142	62	121	76	39	56	33
		<b>Média</b>	<b>1372</b>	<b>331</b>	<b>341</b>	<b>235</b>	<b>152</b>	<b>150</b>	<b>148</b>
		Máxima	1729	607	601	639	323	245	329
		Mediana	1567	327	361	194	137	99	89
		1º quartil	1484	246	242	117	102	66	77
		3º quartil	1601	436	444	302	200	254	226
		DP	463	173	144	180	76	106	96
		CV (%)	34	52	42	77	50	71	65
NTK (mg L <sup>-1</sup> )	2	Dados	14	14	14	13	14	14	14
		Mínima	830	231	200	148	104	70	54
		<b>Média</b>	<b>1594</b>	<b>630</b>	<b>558</b>	<b>344</b>	<b>279</b>	<b>264</b>	<b>241</b>
		Máxima	1841	738	719	686	364	356	358
		Mediana	1729	701	667	353	332	277	241
		1º quartil	1628	664	368	337	187	214	162
		3º quartil	1788	716	711	358	356	352	345
		DP	322	157	194	132	99	99	110
		CV (%)	20	25	35	38	37	37	46
Nitrito (mg L <sup>-1</sup> )	2	Dados	11	11	11	11	10	11	11
		Mínima	0,005	0,005	0,003	0,003	0,002	0,003	0,002
		<b>Média</b>	<b>0,015</b>	<b>0,009</b>	<b>0,005</b>	<b>0,005</b>	<b>0,005</b>	<b>0,006</b>	<b>0,008</b>
		Máxima	0,036	0,033	0,010	0,007	0,008	0,014	0,029
		Mediana	0,011	0,007	0,005	0,004	0,005	0,005	0,007
		1º quartil	0,008	0,006	0,004	0,003	0,005	0,004	0,005
		3º quartil	0,017	0,009	0,006	0,006	0,006	0,007	0,010
		DP	0,011	0,008	0,002	0,002	0,002	0,003	0,007
		CV (%)	73	85	38	36	31	51	87

continua

continuação

Parâmetro	Fase	Estatística Básica	Resultados						
			Afluente	RAC	UASB	Lagoa facultativa	Lagoa maturação 1	Lagoa maturação 2	Lagoa maturação 3
Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	2	Dados	11	11	11	11	10	11	11
		Mínima	04	0	0	0	0	0	0
		<b>Média</b>	<b>10</b>	<b>06</b>	<b>0,1</b>	<b>02</b>	<b>05</b>	<b>08</b>	<b>06</b>
		Máxima	18	43	04	05	30	30	17
		Mediana	11	02	0	01	01	04	04
		1º quartil	07	01	0	0	0	01	01
		3º quartil	12	05	02	03	05	12	11
		DP	04	12	01	02	09	10	06
		CV (%)	39	204	143	107	195	126	105
Ntotal (mg L <sup>-1</sup> )	2	Dados	09	08	09	06	09	09	08
		Mínima	1626	657	484	347	105	150	90
		<b>Média</b>	<b>1760</b>	<b>715</b>	<b>664</b>	<b>422</b>	<b>309</b>	<b>300</b>	<b>252</b>
		Máxima	1845	747	721	687	357	363	365
		Mediana	1745	719	696	358	349	349	252
		1º quartil	1742	710	644	351	321	321	147
		3º quartil	1799	733	715	415	357	355	355
		DP	68	28	78	134	90	74	119
		CV (%)	04	04	12	32	29	25	47
N-am. (mg L-1)	3	Dados	20	20	21	22	22	22	22
		Mínima	50	66	80	47	21	04	02
		<b>Média</b>	<b>202</b>	<b>315</b>	<b>309</b>	<b>247</b>	<b>164</b>	<b>149</b>	<b>140</b>
		Máxima	688	665	595	599	373	489	393
		Mediana	193	318	272	220	173	116	105
		1º quartil	131	138	137	131	72	55	27
		3º quartil	218	463	514	388	238	271	259
		DP	131	188	166	154	102	129	129
		CV (%)	65	60	54	62	62	87	92
N-org. (mg L-1)	3	Dados	13	11	11	08	12	12	11
		Mínima	142	62	121	76	39	56	33
		<b>Média</b>	<b>1372</b>	<b>331</b>	<b>341</b>	<b>235</b>	<b>152</b>	<b>150</b>	<b>148</b>
		Máxima	1729	607	601	639	323	245	329
		Mediana	1567	327	361	194	137	99	89
		1º quartil	1484	246	242	117	102	66	77
		3º quartil	1601	436	444	302	200	254	226
		DP	463	173	144	180	76	106	96
		CV (%)	34	52	42	77	50	71	65
NTK (mg L-1)	3	Dados	14	14	14	13	14	14	14
		Mínima	830	231	200	148	104	70	54
		<b>Média</b>	<b>1594</b>	<b>630</b>	<b>558</b>	<b>344</b>	<b>279</b>	<b>264</b>	<b>241</b>
		Máxima	1841	738	719	686	364	356	358
		Mediana	1729	701	667	353	332	277	241
		1º quartil	1628	664	368	337	187	214	162
		3º quartil	1788	716	711	358	356	352	345
		DP	322	157	194	132	99	99	110
		CV (%)	20	25	35	38	37	37	46
Nitrito (mg L-1)	3	Dados	11	11	11	11	10	11	11
		Mínima	0,005	0,005	0,003	0,003	0,002	0,003	0,002
		<b>Média</b>	<b>0,015</b>	<b>0,009</b>	<b>0,005</b>	<b>0,005</b>	<b>0,005</b>	<b>0,006</b>	<b>0,008</b>
		Máxima	0,036	0,033	0,010	0,007	0,008	0,014	0,029
		Mediana	0,011	0,007	0,005	0,004	0,005	0,005	0,007
		1º quartil	0,008	0,006	0,004	0,003	0,005	0,004	0,005
		3º quartil	0,017	0,009	0,006	0,006	0,006	0,007	0,010
		DP	0,011	0,008	0,002	0,002	0,002	0,003	0,007
		CV (%)	73	85	38	36	31	51	87

continua

continuação

Parâmetro	Fase	Estatística Básica	Resultados						
			Afluente	RAC	UASB	Lagoa facultativa	Lagoa maturação 1	Lagoa maturação 2	Lagoa maturação 3
Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	3	Dados	11	11	11	11	10	11	11
		Mínima	04	0	0	0	0	0	0
		<b>Média</b>	<b>10</b>	<b>06</b>	<b>01</b>	<b>02</b>	<b>05</b>	<b>08</b>	<b>06</b>
		Máxima	18	43	04	05	30	30	17
		Mediana	11	02	0	01	01	04	04
		1º quartil	07	01	0	0	0	01	01
		3º quartil	12	05	02	03	05	12	11
		DP	04	12	01	02	09	10	06
		CV (%)	39	204	143	107	195	126	105
Ntotal (mg L <sup>-1</sup> )	3	Dados	09	08	09	06	09	09	08
		Mínima	1626	657	484	347	105	150	90
		<b>Média</b>	<b>1760</b>	<b>715</b>	<b>664</b>	<b>422</b>	<b>309</b>	<b>300</b>	<b>252</b>
		Máxima	1845	747	721	687	357	363	365
		Mediana	1745	719	696	358	349	349	252
		1º quartil	1742	710	644	351	321	321	147
		3º quartil	1799	733	715	415	357	355	355
		DP	68	28	78	134	90	74	119
		CV (%)	04	04	12	32	29	25	47

DP – desvio padrão; CV – coeficiente de variação.

Como relatado por Duda e Oliveira (2009) e também observado neste experimento, a concentração de Nam. no efluente dos reatores anaeróbios não aumentou proporcionalmente à redução da concentração de Norg., indicando que a maior parte do Norg. ficou retido no lodo dos reatores. No afluente foram observadas concentrações médias de Norg. variando de 1236 a 1397 mg L<sup>-1</sup> durante o experimento. Esses valores reduziram no RAC devido à sedimentação, além do processo de amonificação. Os mesmos processos devem ter ocorrido no reator UASB, porém em menores níveis. Nas lagoas as concentrações de Norg. praticamente se mantiveram durante a fase 2, já nos outros períodos houve redução, principalmente na 3ª fase (61,1%). A assimilação da amônia pelas algas, passando a Norg. com posterior sedimentação pode ter sido uma importante via de remoção do nitrogênio.

As séries temporais do Nam. nas lagoas estão nas Figuras 53 a 55. As concentrações médias iniciais de amônia variaram de 202 a 268 mg L<sup>-1</sup>, se elevando nos reatores anaeróbios pela amonificação. No afluente de suinocultura, Duda e Oliveira (2009) encontraram concentrações afluentes de nitrogênio amoniacal variando

de 164 a 274 mg L<sup>-1</sup>. Já, Schmidt *et al.* (2002) relataram médias entre 235 e 1124 mg L<sup>-1</sup>.

Nas lagoas as concentrações de Nam. diminuíram também em função da nitrificação, visto que as concentrações de nitrito e nitrato se elevaram nestes reatores. A volatilização também pode ter ocorrido, mesmo com as lagoas não tendo valores elevados de pH, chegando a médias próximas ou acima de 8,0 e atingindo, na 1ª fase, máxima de 9,15. Outro fator que pode ter contribuído com a redução da amônia foi a assimilação pelas algas, principalmente na 1ª fase, onde provavelmente a quantidade de algas era maior, podendo, inclusive, ser observado na Tabela 36, a maior eficiência na redução da amônia nas LM neste período. A redução do NTK também sugere que a amônia foi removida ou sofreu nitrificação, principalmente na fase 1.

A relação Nam./NTK (Tabela 35) no efluente dos reatores anaeróbios variou de 0,49 a 0,74 nas 3 fases, indicando que as condições operacionais e ambientais não limitaram a amonificação do Norg. no efluente. Na fase 3 pode-se observar o grande aumento dessa relação nas lagoas,

que talvez possa ser explicado pela quase constante situação de anaerobiose das lagoas em função da maior profundidade,

fazendo com que as algas que estavam no fundo sofrendo digestão anaeróbia reintroduzissem amônia para o meio.

Tabela 35 – Relação entre Nam. e NTK nas 3 fases do experimento.

Fase	Afluente	RAC	UASB	LF	LM1	LM2	LM3
1	0,17	0,50	0,74	0,72	0,55	0,55	0,64
2	0,16	0,49	0,42	0,70	0,66	0,63	0,68
3	0,17	0,66	0,67	1,17	1,07	1,26	1,42

A concentração de Nam. nas 3 fases ficaram muito acima do permitido para lançamento do efluente em corpos receptores de 20 mg L<sup>-1</sup>, segundo a DN COPAM-CERH 01/2008. No caso da suinocultura, esse é um padrão muito difícil de ser atendido devido à elevada concentração de amônia neste tipo de efluente.

Mesmo com a higienização das baias duas vezes ao dia, a concentração de nitrato foi elevada no afluente, o qual pode ter sido proveniente da ração. O aumento do nitrato nas lagoas com redução do NTK sugere que ocorreu a nitrificação da amônia. A desnitrificação também pode ter ocorrido devido à presença de nitrato nas lagoas e a redução do nitrogênio total, visto que no período da manhã, muitas vezes, as lagoas

estavam em anaerobiose (principalmente na fase 2 e 3) mostrando que tiveram períodos anóxicos.

O nitrogênio total apresentou maiores reduções no RAC em função da sedimentação e, provavelmente, da desnitrificação, já que o afluente apresentou as maiores concentrações de nitrato, as quais reduziram no efluente dos reatores anaeróbios. Nas Figuras 56 a 58 estão os gráficos Box-Whiskers do Nam, NTK e NT.

Vivan *et al.* (2009) utilizaram um sistema composto por um biodigestor, uma lagoa anaeróbia, uma facultativa e duas de maturação (TDH 19 e 15 dias) e obtiveram remoção de Nam. no sistema de 87,6% e de NTK de 89,8%.

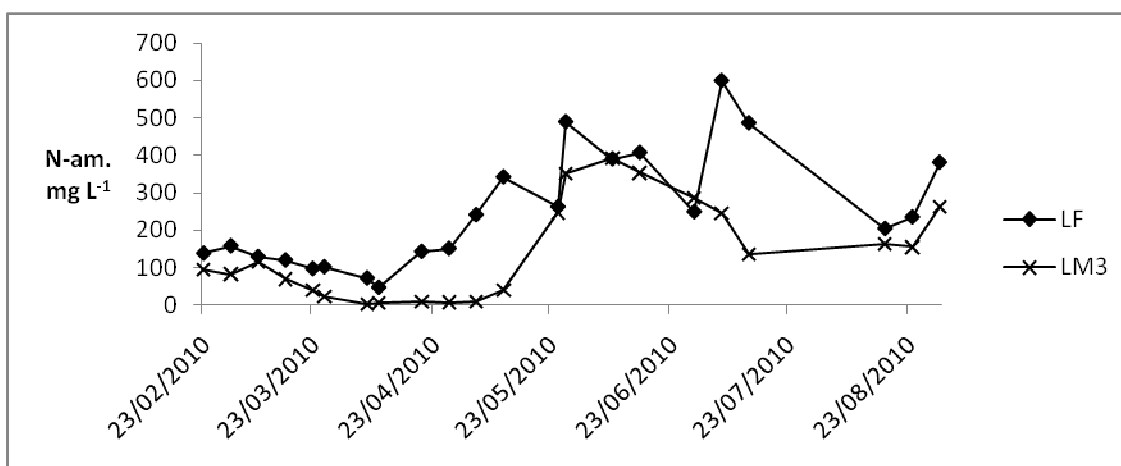


Figura 53 - Série temporal da concentração de nitrogênio amoniacal do efluente da lagoa facultativa e do efluente final das lagoas de maturação na fase 1.

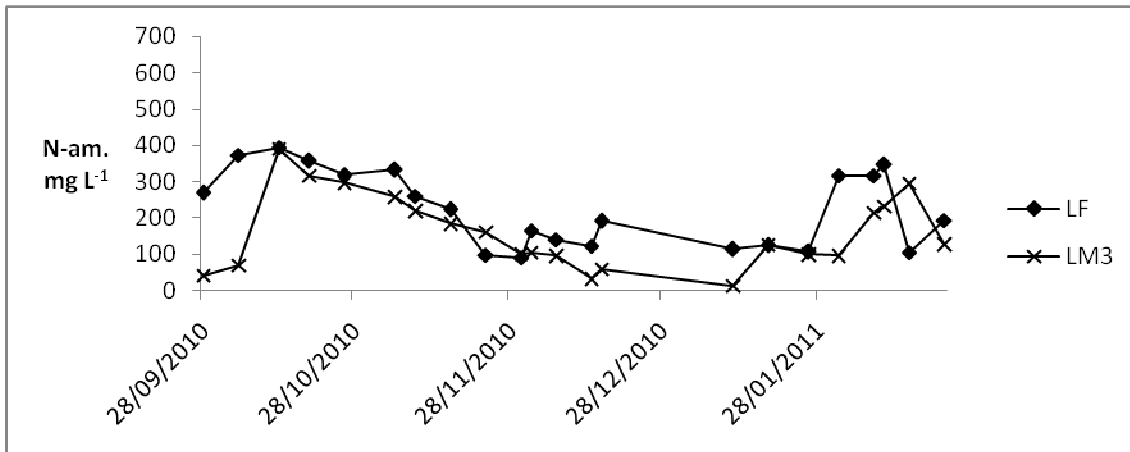


Figura 54 – Série temporal da concentração de nitrogênio amoniacal do efluente da lagoa facultativa e do efluente final das lagoas de maturação na fase 2.

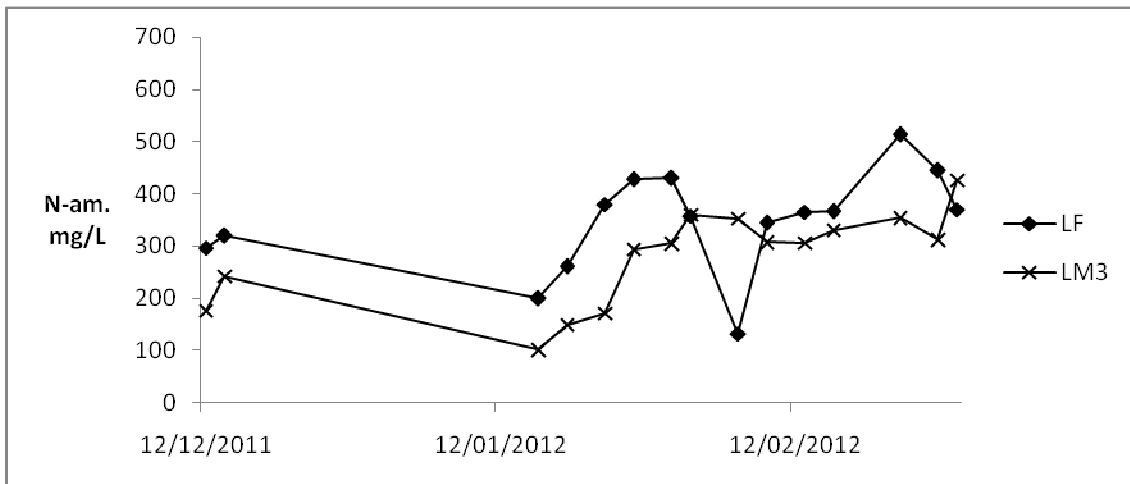


Figura 55 – Série temporal da concentração de nitrogênio amoniacal do efluente da lagoa facultativa e do efluente final das lagoas de maturação na fase 3.



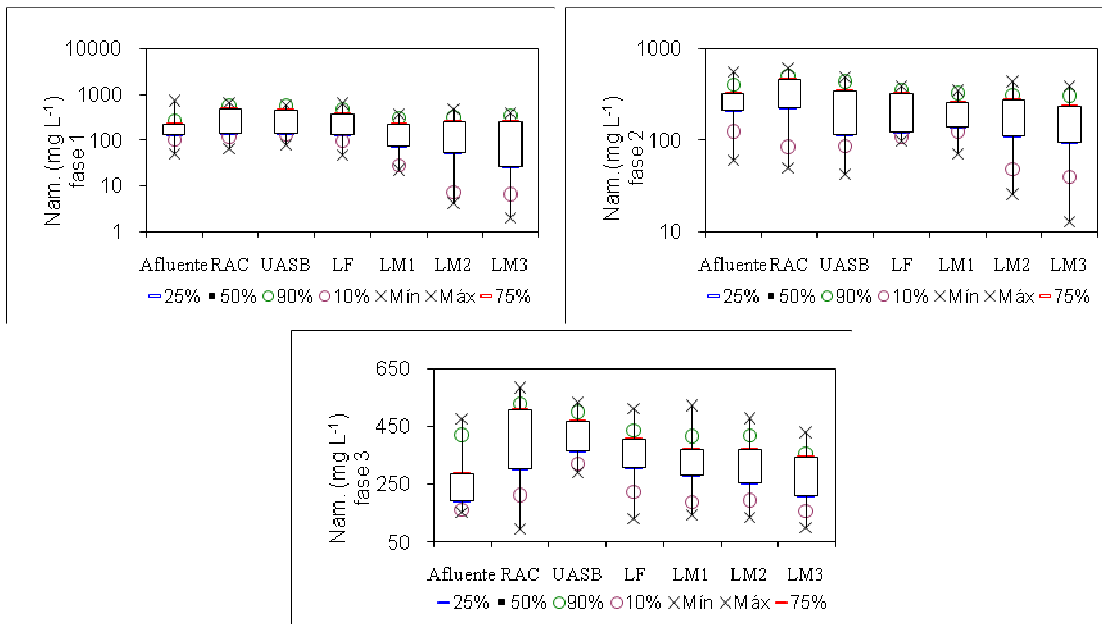


Figura 56 – Gráfico Box-Whiskers para nitrogênio amoniacal durante as 3 fases experimentais.

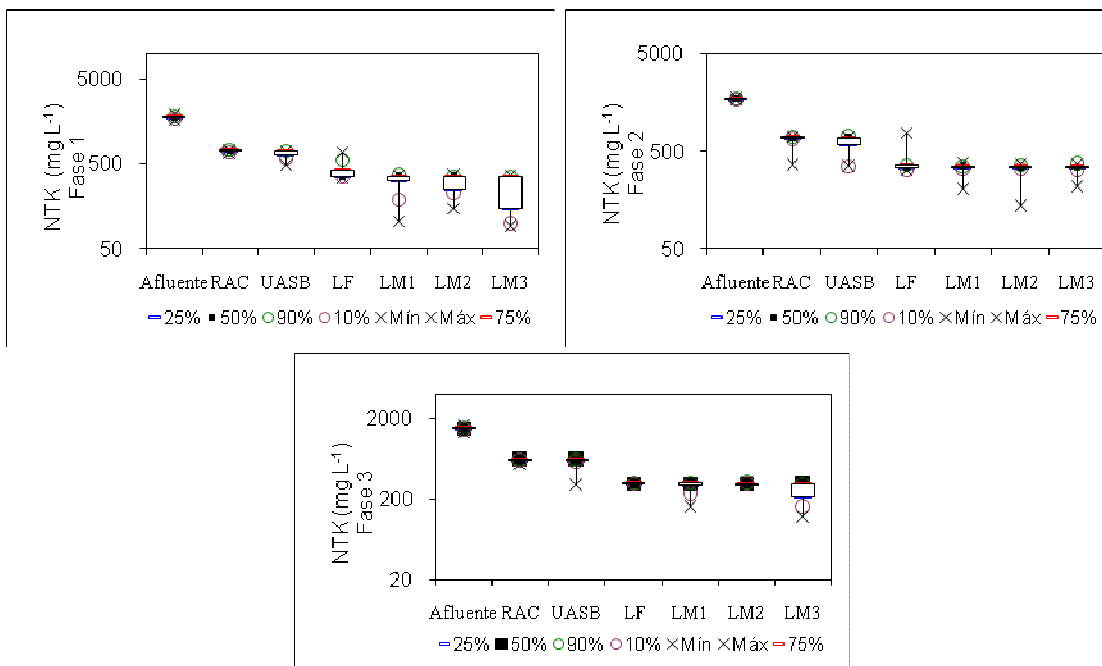


Figura 57 – Gráfico Box-Whiskers para NTK durante as 3 fases experimentais.

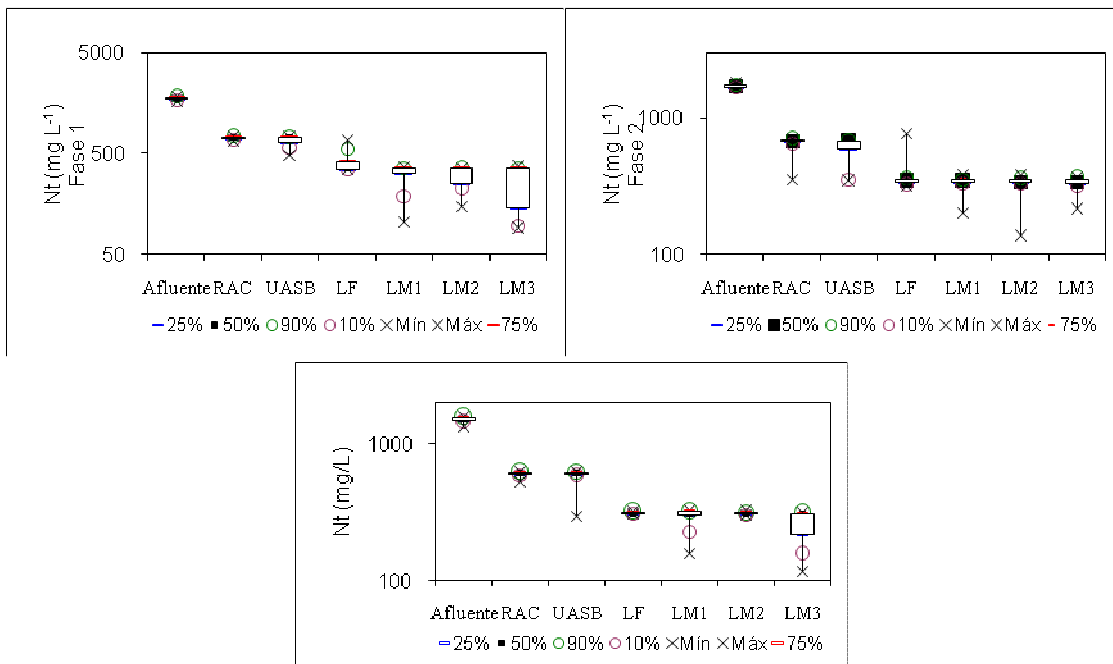


Figura 58 – Gráfico Box-Whiskers para nitrogênio total durante as 3 fases experimentais.

O sistema não foi eficiente (Tabela 36) na remoção da amônia, apresentando melhor resultado na 1ª fase, em função das lagoas de maturação, que mesmo com baixo TDH, tiveram maior eficiência devido à menor profundidade, que favoreceu à assimilação pelas algas e à volatilização.

Segundo Bastos *et al.* (2003a), lagoas facultativas, tratando esgoto urbano, podem ter remoção de amônia entre 30 e 50%, porém, neste experimento a LF teve eficiências entre 4,5 e 20%. Diferente do que foi descrito por von Sperling (2002) e Bastos *et al.* (2003a), onde lagoas de maturação em série especialmente rasas, tratando esgoto urbano, teriam eficiência superior a 90%, o sistema das lagoas de maturação deste trabalho, tratando efluente de suinocultura, apresentou eficiências de 43,3%, 29,4% e 19,6% nas fase 1, 2 e 3, respectivamente.

A remoção de NTK e nitrogênio total pelo sistema foi eficiente, com 84,9%, 82,4% e 82,0 % e 85,7%, 80,4% e 83,1% nas fases 1, 2 e 3, respectivamente, e isso se deve principalmente ao RAC. As lagoas de maturação não contribuíram muito, com melhores resultados na fase 1, mostrando que conforme a profundidade aumentava menor era a eficiência. Nas Figuras 58 a 60 estão as eficiências de remoção de Nam, NTK e Nt.

Duda e Oliveira (2009b) com sistema composto por 2 reatores anaeróbios operados em batelada sequencial, seguidos de 2 lagoas de polimento em série, com profundidade de 0,55 m, observaram eficiência de remoção de amônia nas lagoas de 83 e 65%, trabalhando com TDH de 33,2 e 25 dias, respectivamente.

Tabela 36 – Eficiências médias de remoção do Nam., NTK e Nt nas 3 fases do experimento.

Parâmetro	Fase	Eficiência em cada unidade (%)							Eficiência global (%)
		RAC	UASB	LF	LM1	LM2	LM3	Série LM	
Nam.	1	-55,9	1,9	20,0	33,6	9,1	6,0	43,3	55,6*
	2	-18,7	23,9	4,5	10,8	8,3	13,8	29,4	48,7*
	3	-55,9	-2,8	14,7	8,6	1,3	2,9	19,6	29,6*
NTK	1	60,5	11,4	38,4	18,9	5,4	8,7	29,9	84,9
	2	62,2	6,5	37,1	7,3	10,8	4,2	20,8	82,4
	3	59,7	1,3	51,3	0,3	6,4	2,9	9,5	82,0
Nt	1	59,4	7,1	36,4	26,8	2,9	16,0	40,3	85,7
	2	61,5	9,3	36,3	11,5	1,8	-1,2	12,1	80,4
	3	59,8	2,7	46,4	9,2	-8,4	18,1	19,4	83,1

\* Eficiência calculada a partir do efluente do RAC.

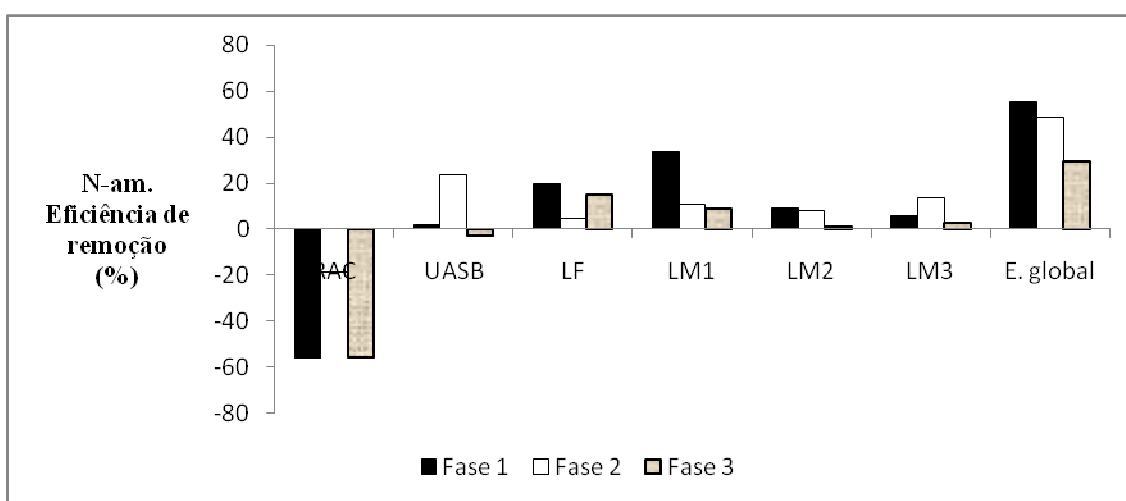


Figura 59 – Eficiência média de remoção do Nam. nas 3 fases do experimento.

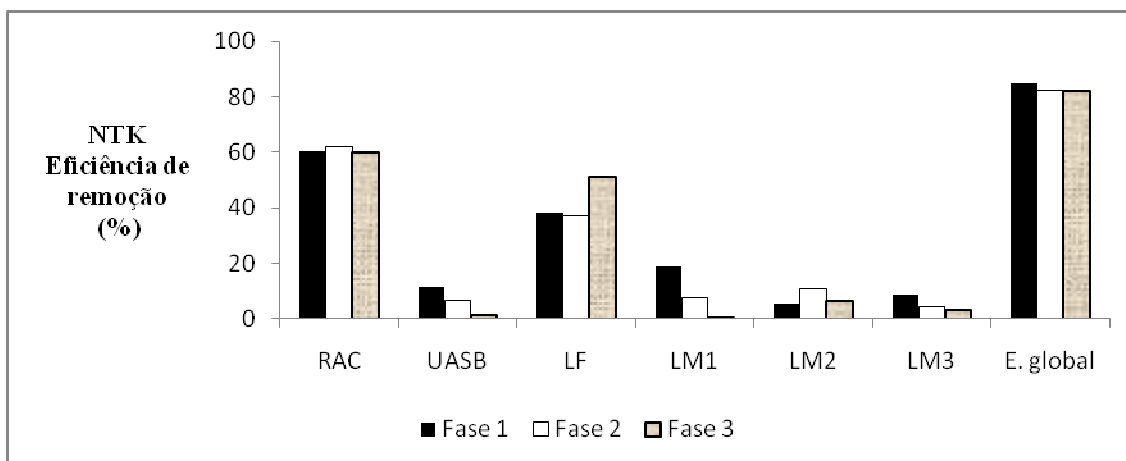


Figura 60 – Eficiência média de remoção do NTK nas 3 fases do experimento.

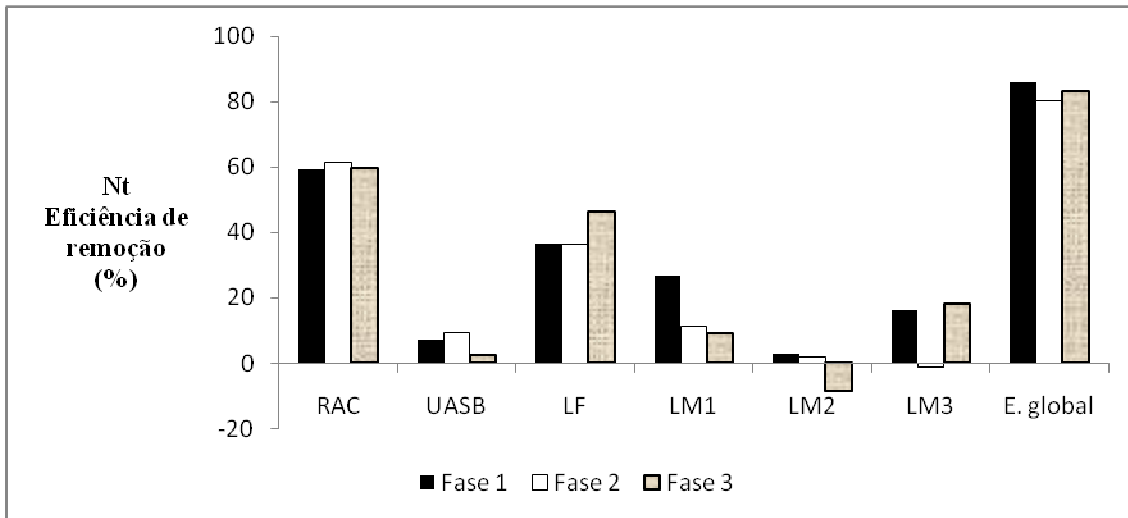


Figura 61 – Eficiência média de remoção do Nt nas 3 fases do experimento.

Na Tabela 37 são apresentados os valores de nitrogênio amoniacal observados no experimento e os calculados por meio da fórmula (Equação 3.18) de Pano e Middlebrooks (1992). Os valores do experimento foram superiores aos calculados através da fórmula. Isto talvez

tenha ocorrido por ser uma fórmula desenvolvida em regiões com clima totalmente diferente do Brasil, além de serem para menores concentrações afluente de amônia que costumam ocorrer no esgoto urbano.

Tabela 37 – Valores de  $N_{am}$  observados e calculados pela fórmula de Pano e Middlebrooks (1992) para  $T \geq 20^\circ C$ .

$N_{am}$ ( $mg L^{-1}$ )	Fase	LF	LM1	LM2	LM3
Observado	1	247	164	149	140
Calculado		173	196	126	113
Observado	2	231	206	189	163
Calculado		145	193	173	160
Observado	3	347	317	313	279
Calculado		235	206	264	263

#### 5.6.2 - Fósforo total (Pt)

Verifica-se a estatística descritiva do fósforo total (Pt) no afluente e efluente dos reatores

na Tabela 38 e a série temporal das lagoas nas Figuras 62 a 64.

Tabela 38 – Estatística descritiva do fósforo total do afluente e dos efluentes do RAC, reator UASB, lagoa facultativa e lagoas de maturação, das fases 1, 2 e 3.

Parâmetro	Fase	Estatística Básica	Resultados						
			Afluente	RAC	UASB	Lagoa facultativa	Lagoa maturação 1	Lagoa maturação 2	Lagoa maturação 3
Pt (mg L <sup>-1</sup> )	1	Dados	21	21	21	21	21	21	21
		Mínima	14	15	18	04	07	06	06
		<b>Média</b>	<b>100</b>	<b>64</b>	<b>48</b>	<b>29</b>	<b>21</b>	<b>18</b>	<b>18</b>
		Máxima	286	129	112	61	35	33	30
		Mediana	93	61	45	26	21	19	17
		1º quartil	74	37	30	17	16	16	14
		3º quartil	120	93	59	37	24	22	22
		DP	60	34	25	14	08	07	06
		CV (%)	60	53	52	48	40	37	35
Pt (mg L <sup>-1</sup> )	2	Dados	22	22	21	22	21	22	22
		Mínima	40	18	19	19	11	14	08
		<b>Média</b>	<b>113</b>	<b>44</b>	<b>39</b>	<b>31</b>	<b>21</b>	<b>20</b>	<b>18</b>
		Máxima	240	69	122	42	34	34	25
		Mediana	105	45	32	31	19	19	18
		1º quartil	83	34	28	25	17	17	15
		3º quartil	131	53	41	36	24	21	22
		DP	53	15	22	07	07	05	05
		CV (%)	47	34	56	22	31	24	27
Pt (mg L <sup>-1</sup> )	3	Dados	15	15	15	15	15	15	15
		Mínima	46	35	29	25	20	15	17
		<b>Média</b>	<b>125</b>	<b>56</b>	<b>43</b>	<b>38</b>	<b>25</b>	<b>23</b>	<b>24</b>
		Máxima	231	88	77	90	32	30	44
		Mediana	120	47	41	34	25	23	23
		1º quartil	84	45	38	32	21	21	19
		3º quartil	156	68	45	38	28	25	24
		DP	58	17	11	16	04	04	08
		CV (%)	47	30	26	41	16	17	33

DP – desvio padrão; CV – coeficiente de variação.

O afluente apresentou concentrações médias variando de 100 a 125 mg L<sup>-1</sup>. Ramires (2005) encontrou valores médios de Pt no afluente variando 162 a 337 mg L<sup>-1</sup>, já Medri (1997) relatou valor de 633 mg L<sup>-1</sup> de Pt para uma DQO de 21647 mg L<sup>-1</sup>.

As concentrações médias do RAC estiveram entre 44 e 64 mg L<sup>-1</sup> nas 3 fases e do reator UASB, entre 39 e 48 mg L<sup>-1</sup>. Na Figura 65 estão os gráficos Box-Whiskers do fósforo no sistema.

Em trabalho realizado com reator compartimentado seguido de reator UASB, tratando águas residuárias de suinocultura, utilizando TDH de 24 e 5,4 horas, respectivamente, Neto e Oliveira (2009) relataram concentrações efluentes do primeiro e segundo reatores de 226,0 e 214,1 mg L<sup>-1</sup>, recebendo fósforo afluente de 328,8 mg L<sup>-1</sup>.

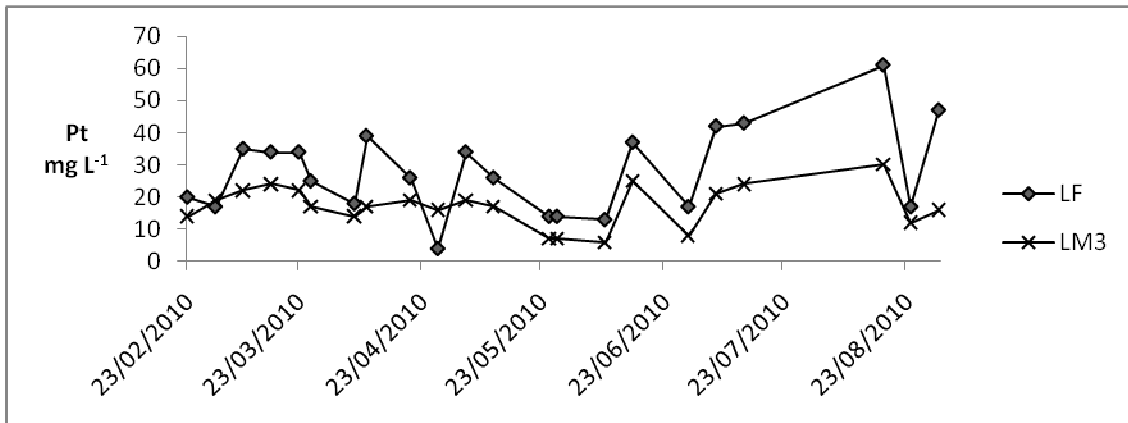


Figura 62 – Série temporal da concentração de fósforo do efluente da lagoas facultativa e do efluente final das lagoas de maturação da fase 1.

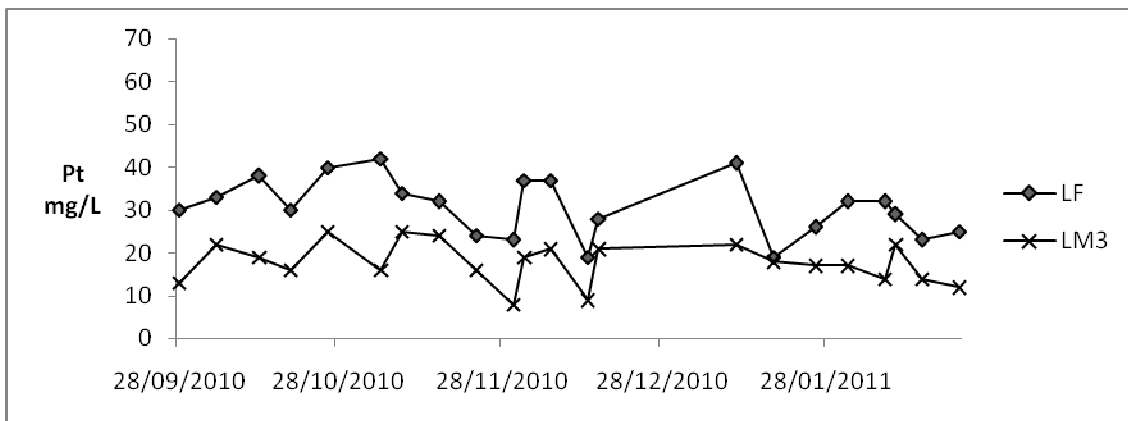


Figura 63 – Série temporal da concentração de fósforo do efluente da lagoa facultativa e do efluente final das lagoas de maturação da fase 2.

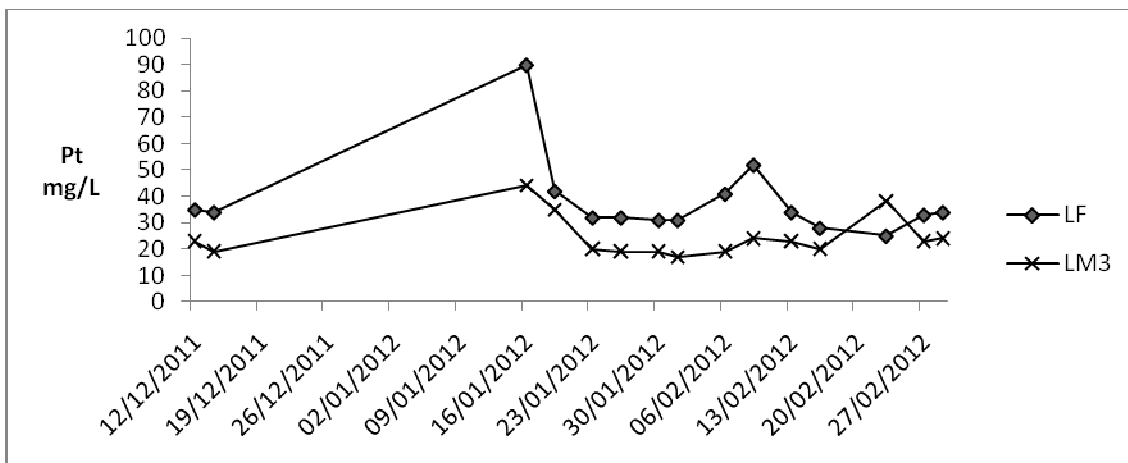


Figura 64 – Série temporal da concentração de fósforo do efluente da lagoa facultativa e do efluente final das lagoas de maturação da fase 3.

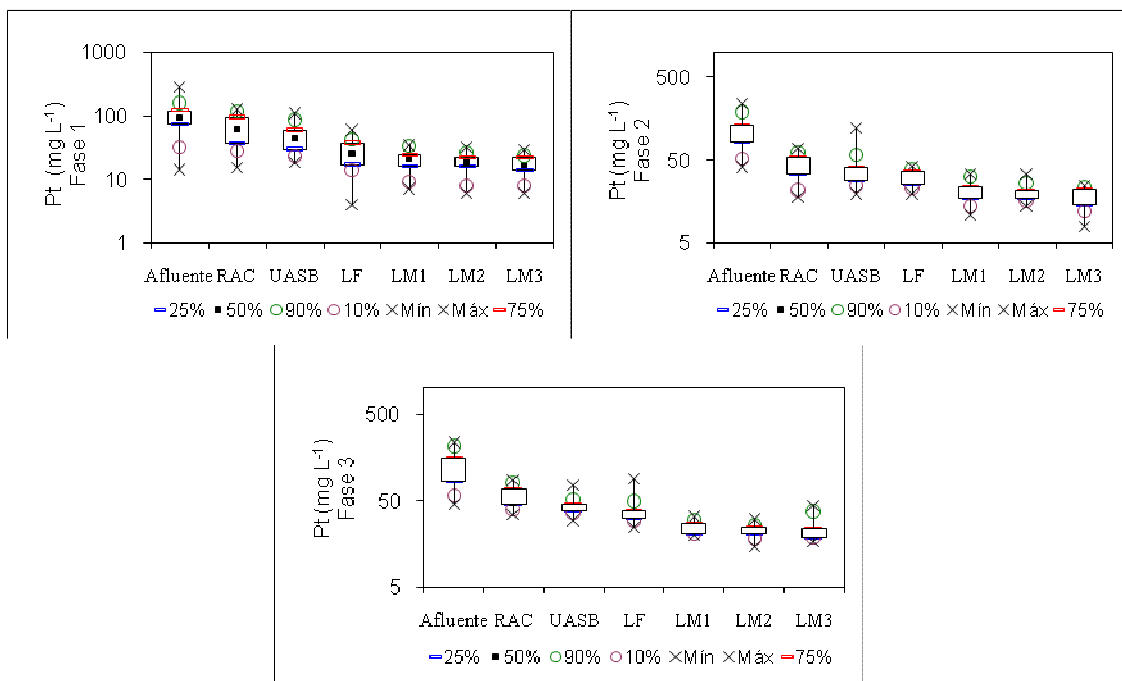


Figura 65 – Gráfico Box-Whiskers do fósforo total das fases experimentais 1, 2 e 3.

As maiores eficiências (Tabela 39 e Figura 66) foram obtidas pelo RAC com 36,0%, 61,1% e 55,2%, nas fases 1, 2 e 3, respectivamente. Essas reduções são atribuídas basicamente ao processo de sedimentação, uma vez que os valores médios de pH ficaram entre 7,0 e 7,07, estando abaixo do valor mínimo (9,0) para que ocorra a precipitação do fosfato (von Sperling *et al.*, 2009), apesar da presença de cálcio proveniente da ração. O reator UASB teve baixa eficiência removendo 25,0%, 11,4% e 23,2% nas etapas 1, 2 e 3, respectivamente.

Em 2009, Neto e Oliveira utilizaram reator anaeróbio compartimentado seguido de reator UASB, conseguindo eficiência de remoção de Pt de 59, 41 e 29% no RAC com TDH de 60, 36 e 24 horas, respectivamente, e no reator UASB as eficiências foram de 7 e 9% com TDH de 13,6 e 5,4 horas. Ramires (2005) obteve remoções de 70 a 75%, em reatores UASB, em dois estágios, com TDH de 43h e concentrações afluente de Pt de 162 a 337 mg L<sup>-1</sup>. Oliveira e Santana (2011), em

pesquisa realizada com dois reatores UASB seguidos de reator operado em batelada sequencial, com TDH de 28, 11, e 56 horas, respectivamente, descreveram concentração afluente de fósforo de 400 mg L<sup>-1</sup>, obtendo eficiência de remoção de 49% no 1º reator UASB e 47% no efluente dos dois reatores, citando que a retenção e/ou precipitação de Pt na manta de lodo é intensificada com maiores tempos de contato.

A maior eficiência da lagoa facultativa foi observada na 1ª fase, com 40%, provavelmente por ter sido quando teve maiores valores de pH, favorecendo a precipitação, além de ter ocorrido a assimilação pelas algas. Nas outras fases as remoções foram de 20,5% e 11,6%, estando de acordo com Bastos *et al.* (2003) que relataram que lagoas facultativas não conseguem eficiência maior que 35%. Medri (1997) relatou remoção de 30% de Pt na lagoa facultativa, com TDH de 24 dias e pH médio de 7,8.

As lagoas de maturação tiveram eficiência de 37,9%, 41,9% e 36,8% com TDH total de 5,7, 9,9 e 14,1 dias, nas fases 1, 2 e 3, respectivamente, sendo que a LM1 foi a maior responsável pela remoção nas 3 fases. Mesmo com a menor profundidade da fase 1, o que favorece a elevação do pH em função da fotossíntese, a 2ª fase é que teve maior eficiência. As baixas eficiências destas lagoas se devem aos baixos TDH e, provavelmente, ao grande decaimento das algas no fundo das lagoas favorecendo a ressolubilização do fósforo, principalmente no período da noite, pelo aumento da camada anaeróbia.

Duda e Oliveira (2009b) avaliando o desempenho de dois reatores anaeróbios operados em batelada sequencial, obtiveram eficiências médias do sistema de 34%, 40%, 38% e 32% operando com 4 fases, relatando pouca contribuição do segundo reator. As lagoas de polimento que tratavam o efluente desses reatores, utilizando TDH de 33,2 e 25 dias, conseguiram eficiências médias de 73,0% e 99,99%, no entanto, quando o TDH foi de 16,6 dias a eficiência reduziu para 44,0%.

Tabela 39 – Eficiências médias de remoção de fósforo total durante as 3 fases do experimento.

Fase	Eficiência em cada unidade (%)							Eficiência global (%)
	RAC	UASB	LF	LM1	LM2	LM3	Série LM	
1	36,0	25,0	40,0	28,0	14,0	0	37,9	82,0
2	61,1	11,4	20,5	32,3	4,8	10,0	41,9	84,1
3	55,2	23,2	11,6	34,2	8,0	-4,3	36,8	80,8

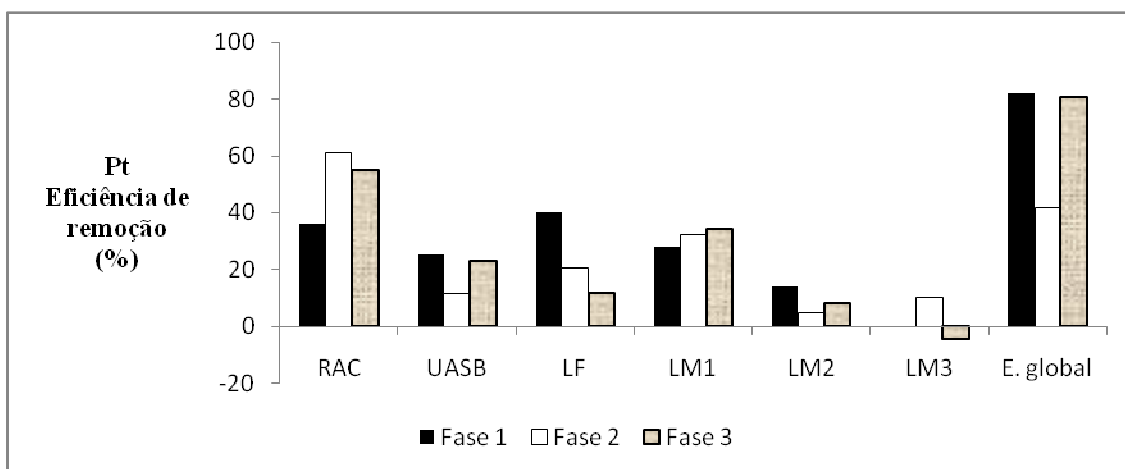


Figura 66 – Eficiência média de remoção do Pt nas 3 fases do experimento.

## 5.7 – ORGANISMOS PATOGÊNICOS

e efluente dos reatores, sendo utilizada média geométrica.

### 5.7.1 - Coliformes totais (CT) e *Escherichia coli*

Na Tabela 40 está a estatística descritiva dos coliformes totais (CT) e *Escherichia coli* durante o período experimental no afluente



Tabela 40 – Estatística descritiva dos coliformes totais e *Escherichia coli* do afluente e dos efluentes do RAC, reator UASB, lagoa facultativa e lagoas de maturação, nas fases 1, 2 e 3.

Parâmetro	Fase	Estatística Básica	Resultados						
			Afluente	RAC	UASB	Lagoa facultativa	Lagoa maturação 1	Lagoa maturação 2	Lagoa maturação 3
Coliformes totais NMP/100mL	1	Dados	15	15	15	21	20	18	19
		Mínima	1,40E+07	4,50E+05	4,00E+04	2,50E+04	4,00E+02	4,00E+02	9,50E+01
		<b>Méd. geo.</b>	<b>3,02E+09</b>	<b>5,13E+07</b>	<b>3,53E+06</b>	<b>6,24E+05</b>	<b>2,22E+05</b>	<b>4,51E+04</b>	<b>2,57E+04</b>
		Máxima	2,40E+10	2,40E+09	1,80E+07	1,70E+07	2,40E+07	2,40E+06	1,20E+06
		Mediana	1,60E+09	6,10E+07	5,20E+06	7,00E+05	2,10E+05	5,65E+04	2,20E+04
		1º quartil	1,05E+07	1,85E+07	1,60E+06	1,50E+05	5,85E+04	1,93E+04	1,03E+04
		3º quartil	1,64E+10	1,50E+08	1,05E+07	1,70E+06	1,95E+06	2,05E+05	1,45E+05
		DP	1,02E+10	8,23E+08	5,68E+06	4,15E+06	5,37E+06	5,58E+05	2,77E+05
		CV (%)	339	1603	161	665	2412	1236	1078
<i>E.coli</i> NMP/100mL	1	Dados	14	14	14	18	17	14	16
		Mínima	7,50E+07	1,50E+05	4,00E+04	9,50E+03	4,00E+02	3,10E+02	1,50E+02
		<b>Méd. geo.</b>	<b>2,09E+09</b>	<b>3,47E+07</b>	<b>2,08E+06</b>	<b>2,17E+05</b>	<b>4,69E+04</b>	<b>7,54E+03</b>	<b>4,89E+03</b>
		Máxima	2,40E+10	2,40E+09	1,70E+07	6,90E+06	4,40E+06	1,60E+05	6,50E+04
		Mediana	1,45E+09	4,35E+07	3,00E+06	1,70E+05	7,40E+04	1,12E+04	4,50E+03
		1º quartil	9,95E+08	1,60E+07	1,10E+06	9,88E+04	1,00E+04	1,83E+03	2,63E+03
		3º quartil	6,88E+09	7,60E+07	4,75E+06	7,05E+05	1,90E+05	2,60E+04	1,60E+04
		DP	8,67E+09	7,44E+08	5,67E+06	1,59E+06	1,05E+06	4,43E+04	2,12E+04
		CV (%)	415	2144	273	731	2236	587	434
Coliformes totais NMP/100mL	2	Dados	12	12	10	21	19	19	20
		Mínima	1,60E+08	2,30E+06	3,00E+05	8,10E+03	9,50E+02	2,00E+03	1,00E+03
		<b>Méd. geo.</b>	<b>5,55E+09</b>	<b>3,74E+07</b>	<b>3,64E+06</b>	<b>1,61E+05</b>	<b>8,96E+04</b>	<b>3,35E+04</b>	<b>2,10E+04</b>
		Máxima	2,40E+10	5,20E+08	3,70E+07	1,50E+06	1,20E+06	2,10E+05	3,80E+05
		Mediana	1,24E+10	5,15E+07	2,60E+06	3,10E+05	1,70E+05	3,60E+04	1,95E+04
		1º quartil	3,15E+09	1,08E+07	1,09E+06	3,10E+04	3,05E+04	1,20E+04	9,08E+03
		3º quartil	2,40E+10	1,07E+08	1,04E+07	5,80E+05	2,75E+05	1,30E+05	7,73E+04
		DP	1,03E+10	1,56E+08	1,14E+07	4,44E+05	2,78E+05	7,30E+04	9,07E+04
		CV (%)	185	417	314	277	311	218	431

continua

continuação

Parâmetro	Fase	Estatística Básica	Resultados						
			Afluente	RAC	UASB	Lagoa facultativa	Lagoa maturação 1	Lagoa maturação 2	Lagoa maturação 3
<i>E.coli</i> NMP/100mL	2	Dados	12	12	10	19	15	17	17
		Mínima	2,30E+07	1,40E+06	3,40E+03	4,60E+03	4,10E+02	9,60E+02	1,00E+03
		<b>Méd. geo.</b>	<b>2,33E+09</b>	<b>1,89E+07</b>	<b>6,85E+05</b>	<b>9,41E+04</b>	<b>3,27E+04</b>	<b>1,23E+04</b>	<b>5,93E+03</b>
		Máxima	2,40E+10	1,60E+08	6,10E+07	9,70E+05	2,00E+05	6,80E+04	1,50E+05
		Mediana	4,45E+09	2,10E+07	9,80E+05	9,41E+04	5,20E+04	1,70E+04	4,10E+03
		1º quartil	8,63E+08	6,65E+06	2,90E+05	2,80E+04	2,00E+04	4,10E+03	2,00E+03
		3º quartil	1,20E+10	4,83E+07	5,88E+06	3,00E+05	1,04E+05	4,00E+04	2,00E+04
		DP	8,77E+09	5,53E+07	1,88E+07	2,67E+05	6,31E+04	2,18E+04	3,63E+04
		CV (%)	377	292	2748	284	193	178	612
Coliformes totais NMP/100mL	3	Dados	14	14	15	15	15	15	14
		Mínima	1,10E+09	3,50E+07	3,10E+05	6,03E+04	4,10E+04	2,50E+04	6,30E+03
		<b>Méd. geo.</b>	<b>1,18E+10</b>	<b>2,14E+08</b>	<b>7,87E+06</b>	<b>1,03E+06</b>	<b>4,32E+05</b>	<b>1,13E+05</b>	<b>7,06E+04</b>
		Máxima	2,40E+10	2,40E+09	1,10E+08	1,00E+07	2,40E+07	5,30E+05	4,60E+05
		Mediana	1,80E+10	1,50E+08	6,80E+06	7,80E+05	3,10E+05	1,20E+05	8,15E+04
		1º quartil	8,28E+09	7,58E+07	4,50E+06	5,10E+05	1,55E+05	6,90E+04	4,68E+04
		3º quartil	2,40E+10	5,20E+08	1,30E+07	2,75E+06	8,95E+05	1,85E+05	1,50E+05
		DP	2,42E+10	6,33E+08	2,97E+07	2,73E+06	6,08E+06	1,31E+05	1,20E+05
		CV (%)	205	295	377	265	1409	116	170
<i>E.coli</i> NMP/100mL	3	Dados	14	14	15	15	15	15	14
		Mínima	7,60E+07	5,20E+06	9,80E+06	4,10E+04	1,00E+04	4,10E+03	2,00E+03
		<b>Méd. geo.</b>	<b>5,33E+09</b>	<b>5,26E+07</b>	<b>2,41E+06</b>	<b>3,27E+05</b>	<b>1,41E+05</b>	<b>3,36E+04</b>	<b>1,47E+04</b>
		Máxima	2,40E+10	2,90E+08	3,00E+07	3,70E+06	2,40E+06	5,30E+05	9,90E+04
		Mediana	1,35E+10	4,60E+07	2,90E+06	3,40E+05	1,10E+05	2,20E+04	1,70E+04
		1º quartil	2,68E+09	3,43E+07	1,65E+06	1,60E+05	6,90E+04	1,70E+04	5,48E+03
		3º quartil	2,08E+10	1,52E+08	3,60E+06	5,95E+05	3,35E+05	8,10E+04	4,10E+04
		DP	9,49E+09	8,96E+07	7,35E+06	9,38E+05	6,53E+05	1,30E+05	2,81E+04
		CV (%)	178	170	306	287	462	388	191

DV – desvio padrão; CV – coeficiente de variação.

A concentração média afluyente de CT nas 3 fases variou de  $3,02 \times 10^9$  NMP/100 mL a  $1,18 \times 10^{10}$  NMP/100 mL. Duda e Oliveira (2009b) encontraram valores médios de CT, no afluyente de suinocultura, variando de  $2,5 \times 10^7$  a  $1,2 \times 10^9$  NMP/100 mL. Neto e Oliveira (2009) encontraram valores médios de  $5,4 \times 10^7$ ,  $7,5 \times 10^6$  e  $2,3 \times 10^7$  NMP/100 mL, nas 3 fases do experimento.

A concentração média afluyente de *E. coli* variou de  $2,09 \times 10^9$  a  $5,33 \times 10^9$  NMP/100 mL.

Medri (1997) e Schmidt *et al.* (2002), no afluyente de dejetos de suínos, encontraram médias de coliformes termotolerantes de  $1,0 \times 10^7$  e  $7,1 \times 10^6$  NMP/100 mL, respectivamente.

Nas Figuras 67 a 72 pode-se verificar a série temporal dos CT e *E. coli* no efluyente da LF e do efluyente final da série de lagoas de maturação, nas 3 fases do experimento.

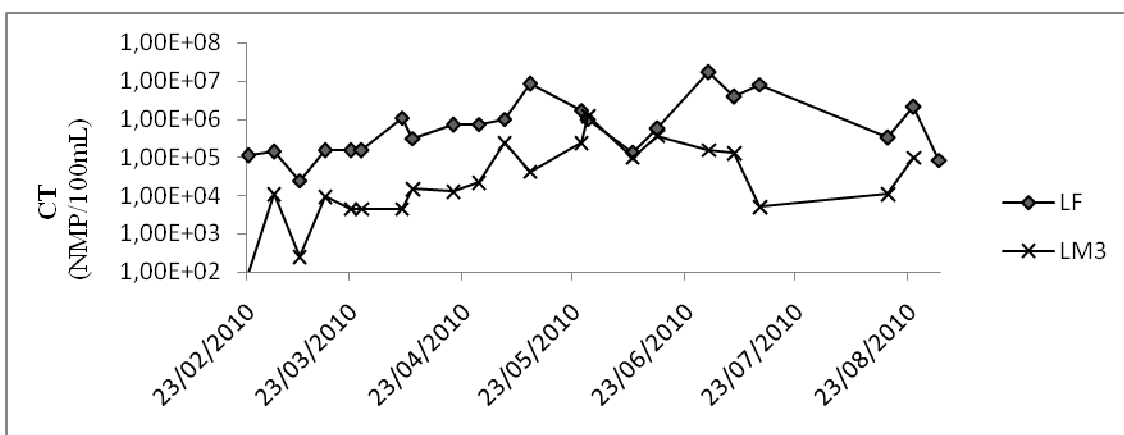


Figura 67 - Série temporal da concentração de coliformes totais do efluyente da lagoa facultativa e das lagoas de maturação na fase 1.

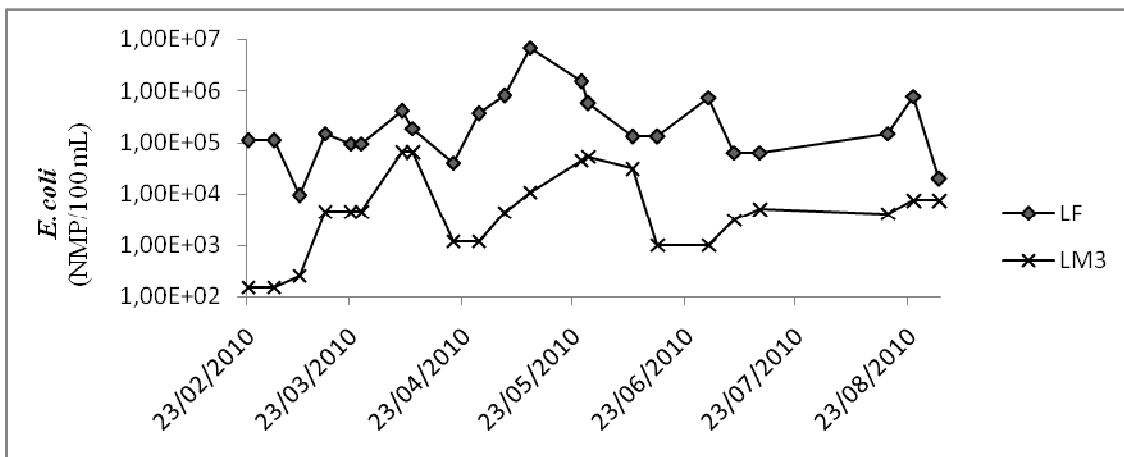


Figura 68 - Série temporal da concentração de *Escherichia coli* do efluyente da lagoa facultativa e das lagoas de maturação na fase 1.

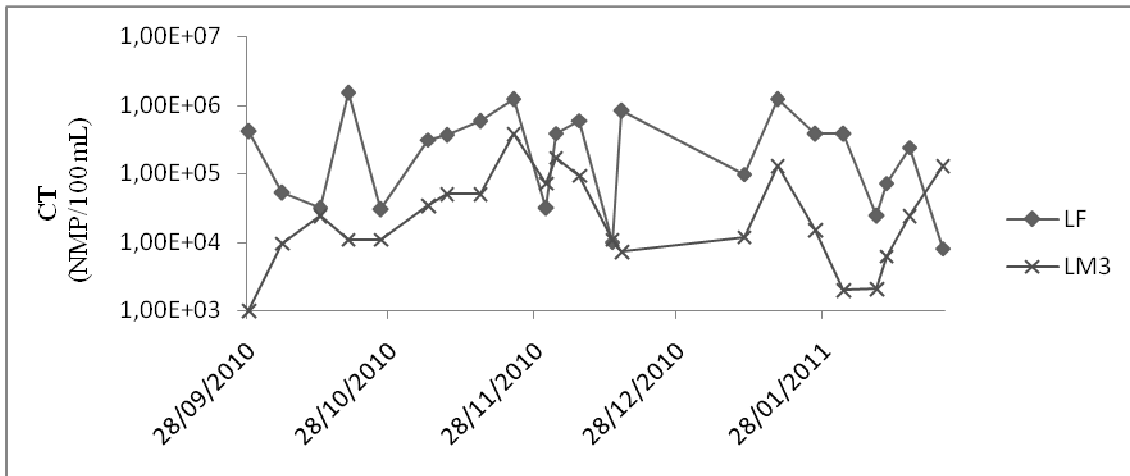


Figura 69 - Série temporal da concentração de coliformes totais do efluente da lagoa facultativa e das lagoas de maturação na fase 2.

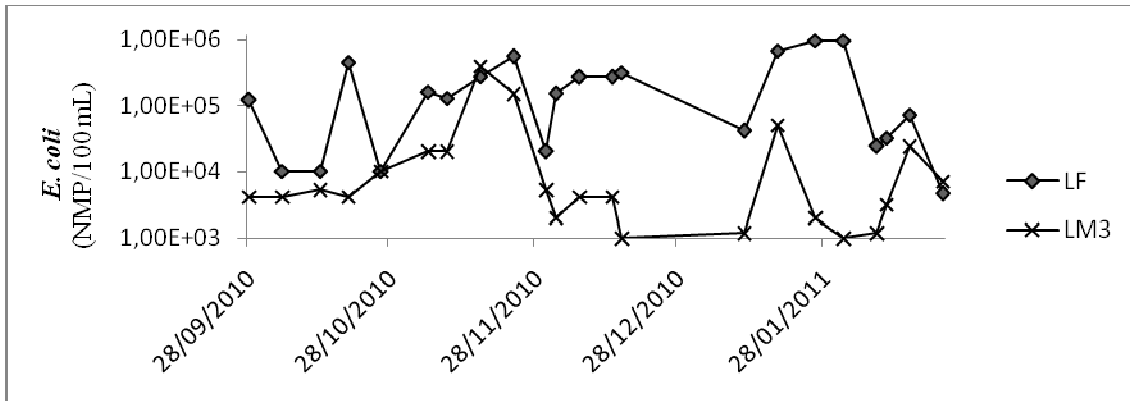


Figura 70 - Série temporal da concentração de *Escherichia coli* do efluente da lagoa facultativa e das lagoas de maturação na fase 2.

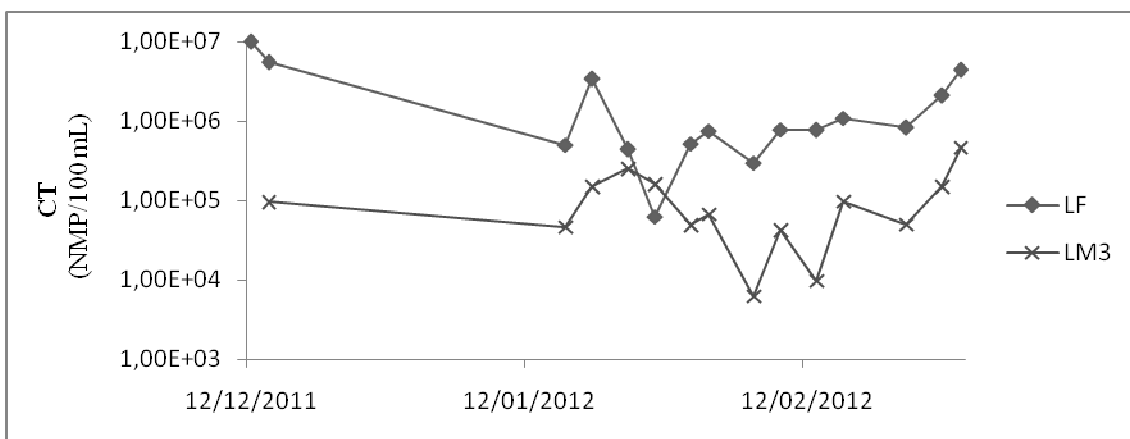


Figura 71 - Série temporal da concentração de coliformes totais do efluente da lagoa facultativa e das lagoas de maturação na fase 3.

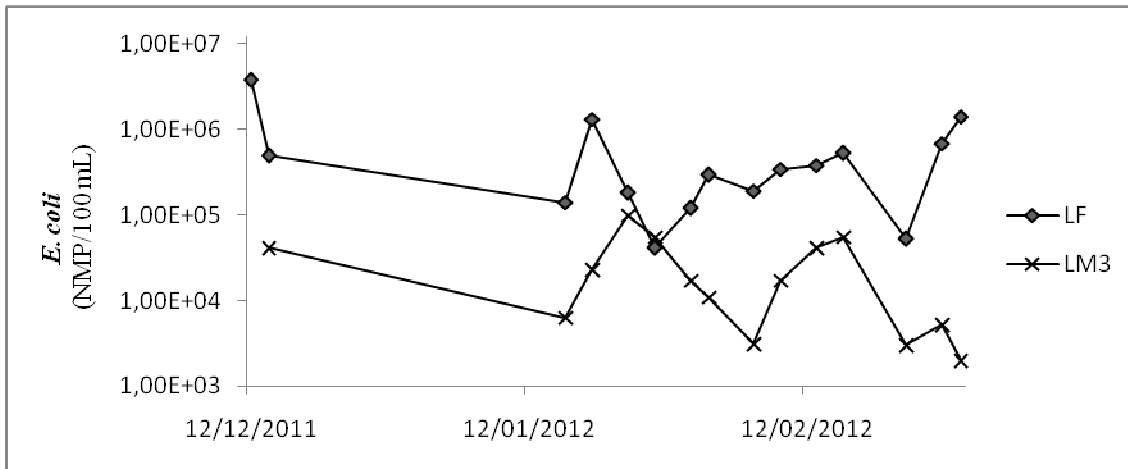


Figura 72 - Série temporal da concentração de *Escherichia coli* do efluente da lagoa facultativa e das lagoas de maturação na fase 3.

A eficiência média (Tabela 41) global do sistema para CT e *E. coli* foi de 99,999% em todas as fases, removendo mais de 5 unidades logarítmicas (Tabela 42). O RAC foi responsável pela maior remoção durante todo experimento devido à sedimentação dos sólidos, reduzindo mais de 2 unidades logarítmicas.

Medri (1997), estudando uma série de lagoas (2 anaeróbias, 1 facultativa e 1 de aguapé), tratando dejetos de suinocultura, encontrou maior eficiência de remoção de coliformes termotolerantes nas lagoas anaeróbias com 99,8% e 99,0%, trabalhando com TDH de 25,6 e 15 dias cada, atribuindo esse resultado à sedimentação dos sólidos na primeira lagoa; e/ou aos coliformes remanescentes nas lagoas de maturação serem os sobreviventes mais resistentes da população.

A lagoa facultativa obteve baixa remoção, com eficiências de 82,32% a 95,68% para CT e 86,26% a 89,62% para *E. coli*, removendo no máximo 1,36 unidades logarítmicas. Bastos *et al.* (2005) descreveu eficiência de remoção de *E. coli* de 97,48%, 69,59%, 87,89% e 49,78%, no sistema formado por 3 lagoas anaeróbias e 1 facultativa em série, tratando efluente de suínos.

As lagoas de maturação não apresentaram bom resultado, principalmente na 1ª fase, que apesar da melhor resposta, não correspondeu ao esperado para uma série de lagoas com profundidade de 0,40 m, onde a radiação solar, o pH e os outros fatores que atuam em lagoas rasas teriam uma ação mais efetiva, isso pode ser explicado pelo baixo TDH, o que não garantiu tempo suficiente para ação desses fatores. Este tempo estaria muito abaixo do valor mínimo de 3 dias citado por Marais (1974), fazendo com que o pH das lagoas não estivesse alto o suficiente para uma elevada remoção de coliformes. As lagoas removeram 97,75%, 93,55% e 95,50% de *E. coli*, nas fases 1, 2 e 3, respectivamente, reduzindo de 1,19 a 1,65 unidade logarítmica. Esses valores estão bem abaixo dos citados por von Sperling (2002), onde lagoas de maturação deveriam atingir eficiências de remoção superiores a 99,9% ou 99,99%. Esses resultados poderiam melhorar se a área superficial das lagoas fosse maior, permitindo aumento do TDH e consequentemente maior tempo para ação das condições adversas sobre os coliformes. Outro fator que poderia ajudar seria a redução do sombreamento causado pelas paredes das lagoas o que dificultou a insolação e em decorrência a fotossíntese, não permitindo que o OD e o pH se elevassem o suficiente para levar a um resultado satisfatório.

Pode-se notar que, mesmo com a baixa eficiência das lagoas, quando foram utilizadas com 0,40 m de profundidade as remoções foram maiores, porém a profundidade de 0,80 m teve melhor

resposta do que 0,60 m, tanto para CT quanto para *E. coli*, podendo ser pela maior temperatura média que ocorreu no último período ou pela diluição do efluente pela chuva.

Tabela 41 - Eficiência de remoção de coliformes totais e *Escherichia coli* no RAC, reator UASB e lagoas de polimento nas 3 fases do experimento.

Parâmetro	Fase	Eficiência em cada unidade (%)							Eficiência global (%)
		RAC	UASB	LF	LM1	LM2	LM3	Série LM	
CT	1	97,47	93,12	82,32	64,42	79,68	43,02	96,33	99,9991
<i>E. coli</i>		98,34	93,98	89,62	78,39	83,92	35,15	97,75	99,9998
CT	2	99,33	90,03	95,68	44,35	62,61	37,31	86,96	99,9996
<i>E. coli</i>		99,23	96,19	86,26	65,25	62,39	50,65	93,55	99,9997
CT	3	98,19	96,32	86,91	58,06	73,84	37,52	93,15	99,9994
<i>E. coli</i>		99,01	95,42	86,43	56,88	76,17	56,25	95,50	99,9997

Tabela 42 - Unidades logarítmicas removidas de coliformes totais e *Escherichia coli* no RAC, reator UASB e lagoas de polimento nas 3 fases do experimento.

Parâmetro	Fase	Unidades logarítmicas removidas							
		RAC	UASB	LF	LM1	LM2	LM3	Série LM	Sistema
CT	1	1,60	1,16	0,75	0,45	0,69	0,24	1,40	5,07
<i>E. coli</i>		1,78	1,22	0,98	0,67	0,79	0,19	1,65	5,63
CT	2	2,17	1,00	1,36	0,26	0,43	0,20	0,88	5,42
<i>E. coli</i>		2,11	1,42	0,86	0,46	0,42	0,31	1,19	5,58
CT	3	1,74	1,43	0,88	0,38	0,58	0,20	1,16	5,22
<i>E. coli</i>		2,00	1,34	0,87	0,37	0,62	0,36	1,35	5,52

#### 5.7.1.1 - Coeficiente de decaimento bacteriano ( $K_b$ )

Os coeficientes de decaimento bacteriano ( $K_b$ ) das lagoas nas 3 fases experimentais, corrigidos para as temperaturas médias dos correspondentes períodos com  $\Theta = 1,07$ , admitindo-se cinética de primeira ordem e regime hidráulico de mistura completa e fluxo disperso, são apresentados na Tabela 43. O número de dispersão foi calculado por meio da Equação 3.8.

Os valores de  $K_b$  das lagoas de maturação não foram elevados, sendo que na primeira fase, pela baixa profundidade o TDH foi curto, não favorecendo as condições ideais de remoção. Nas outras fases, mesmo com TDH mais elevados, as profundidades não contribuíram. Como já era esperado, os valores de  $K_b$  para fluxo disperso foram inferiores aos de mistura completa, mostrando melhor adequação das lagoas ao primeiro regime.

Tabela 43 – Valores de coeficiente de decaimento bacteriano ( $K_b$ ) nas lagoas, para regime de mistura completa e fluxo disperso, dos coliformes totais e *E. coli* durante as 3 fases, em suas respectivas temperaturas médias.

Fase	Temperatura	Regime	Parâmetro	$K_b$ ( $d^{-1}$ )			
				LF	LM1	LM2	LM3
1	19°C	Mistura completa	CT	0,19	0,88	1,95	0,37
			<i>E. coli</i>	0,35	1,79	2,60	0,27
		Fluxo disperso	CT	0,09	0,67	1,20	0,33
			<i>E. coli</i>	0,02	1,12	1,45	0,24
2	22°C	Mistura completa	CT	0,90	0,26	0,59	0,22
			<i>E. coli</i>	0,25	0,62	0,58	0,37
		Fluxo disperso	CT	0,19	0,23	0,46	0,19
			<i>E. coli</i>	0,10	0,46	0,46	0,31
3	25°C	Mistura completa	CT	0,32	0,38	0,71	0,20
			<i>E. coli</i>	0,31	0,36	0,97	0,42
		Fluxo disperso	CT	0,14	0,29	0,58	0,17
			<i>E. coli</i>	0,13	0,28	0,65	0,34

Medri (1997) relatou  $K_b$  de  $1,6 d^{-1}$  no regime de mistura completa, com TDH de 125 dias, no sistema de lagoas tratando efluente de suinocultura. Rodrigues (2008) obteve  $K_b$  de  $0,23 d^{-1}$  e  $0,98 d^{-1}$  para os regimes de fluxo disperso e mistura completa, respectivamente, na lagoa facultativa trabalhando como polimento de reator UASB.

Mascarenhas (2002) reportou  $K_b$  de  $3,793 d^{-1}$  para fluxo disperso em lagoas sem chicanas com altura de 0,40 m e TDH de 2,9 dias, tratando esgoto doméstico. Esse elevado valor de  $K_b$  talvez seja mais difícil de se obter no efluente de suinocultura em função da elevada concentração de matéria orgânica, que faz com que o efluente seja mais turvo do que o doméstico reduzindo as

ações ambientais como a insolação e a fotossíntese.

#### 5.7.2 - Ovos de helmintos

No afluente foram visualizados ovos de *Ascaris suum*, *Oesophagostomum spp.* e (oo)cistos de coccídeos, mas como as recomendações da OMS são, entre outras, para ovos de *Ascaris lumbricoides*, o qual é morfologicamente indistinguível do *A. suum*, este foi usado neste experimento como parâmetro. Além disso, é um parasita, que pode infectar humanos, mesmo que raramente. Na Tabela 44 está apresentada a estatística descritiva com média aritmética dos ovos de *A. suum* do afluente e efluente do sistema anaeróbio, LF e LM3.

Tabela 44 – Estatística descritiva dos ovos de *A. suum* do afluente e dos efluentes dos reatores anaeróbios, lagoa facultativa e efluente final das lagoas de maturação, das fases 1, 2 e 3.

Fase	Estatística Básica	Resultados (nº de ovos L <sup>-1</sup> )			
		Afluente	Reatores anaeróbios	Lagoa facultativa	Lagoas maturação
1	Dados	4	5	4	6
	Mínima	2500	230	2	0
	<b>Média</b>	<b>7825</b>	<b>646</b>	<b>8</b>	<b>0</b>
	Máxima	13920	968	14	0
	Mediana	7440	700	8	0
	1º quartil	6025	564	7	0
	3º quartil	9240	770	10	0
	DP	4687	275	5	0
	CV (%)	60	42	58	0
2	Dados	12	12	12	12
	Mínima	9310	142	1	0
	<b>Média</b>	<b>88848</b>	<b>7141</b>	<b>31</b>	<b>0</b>
	Máxima	439040	59280	144	1
	Mediana	64800	1716	12	0
	1º quartil	16185	444	9	0
	3º quartil	96800	3390	28	0
	DP	116520	16699	43	0
	CV (%)	131	234	139	0
3	Dados	12	12	12	12
	Mínima	50	14	0	0
	<b>Média</b>	<b>2891</b>	<b>87</b>	<b>03</b>	<b>0</b>
	Máxima	20880	438	10	0
	Mediana	800	49	03	0
	1º quartil	360	40	0	0
	3º quartil	2740	139	06	0
	DP	6115	130	04	0
	CV (%)	212	150	120	0

DP – desvio padrão; CV – coeficiente de variação.

As concentrações de ovos no afluente se encontraram elevadas, com valores de 7825, 88848 e 2891 ovos L<sup>-1</sup>, nas fases 1, 2 e 3. O sistema anaeróbio apresentou uma boa eficiência de remoção (tabela 45), sendo que parte deve ter ocorrido no RAC por meio da sedimentação. O reator UASB apresentou velocidades ascensionais de 0,39, 0,42 e 0,42 m h<sup>-1</sup> nas fases 1, 2 e 3, respectivamente, sendo estes valores baixos, o que provavelmente contribuiu na remoção dos ovos, mesmo com a produção de gases. No efluente das lagoas de maturação, não foram encontrados ovos de qualquer espécie em nenhuma das amostras, podendo-se dizer que os ovos de *A. suum* serviram como indicadores na remoção de outros ovos de helmintos e de (oo)cistos protozoários.

A OMS (Health..., 1989) e von Sperling *et al.* (2003) sugerem TDH total para série de lagoas de 8 dias, para que o efluente tenha uma média de menos de 1 ovo L<sup>-1</sup>. Neste trabalho, uma única lagoa com TDH variando entre 23,38 a 28,40 dias não conseguiu remover todos os ovos, sendo necessário a série de lagoas de maturação com TDH total variando entre 5,66 a 14,09 dias para produzir um efluente livre de ovos. Talvez a LF não tenha sedimentado todos os ovos por receber um efluente com alta concentração de matéria orgânica, levando a uma maior produção de gases no lodo do fundo, interferindo no processo de sedimentação.



Tabela 45 - Eficiências de remoção e unidades logarítmicas removidas (UL) de ovos de *A. suum* do sistema de tratamento durante as fases do experimento.

Fase	Remoção	Sist. anaeróbio	LF	LM	Sistema
1	Eficiência (%)	91,74	98,76	100	100
	UL	1,08	1,91		
2	Eficiência (%)	91,96	99,57	100	100
	UL	1,09	2,36		
3	Eficiência (%)	96,99	96,55	100	100
	UL	1,52	1,46		

De acordo com von Sperling (2002), trabalhos realizados em lagoas piloto no Nordeste e Sudeste do Brasil, conseguiram remoções totais de ovos de helmintos operando com taxas de aplicação hidráulica entre 0,12 e 0,20 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. Neste trabalho a TAH das lagoas de maturação variaram

entre 0,21 a 0,32 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, obtendo os mesmos resultados.

A Tabela 46 apresenta as eficiências médias das lagoas observadas na remoção de ovos de helmintos e as estimadas, segundo a equação de Ayres *et al.* (1992).

Tabela 46 - Eficiências observadas e estimadas segundo Ayres *et al.* (1992).

Fase	Eficiência de remoção (%)	LF	LM	Sistema de lagoas
1	Observada	98,76	100	100
	Estimada	99,998	98,91	99,9998
2	Observada	99,57	100	100
	Estimada	99,9997	99,68	99,999992
3	Observada	96,55	100	100
	Estimada	99,9997	99,93	99,999998

A eficiência média estimada da LF foi superior à observada, visto que esta equação foi feita para efluente urbano que apresenta quantidade de ovos bem inferior à encontrada neste trabalho. No efluente final das lagoas de maturação, a eficiência observada foi maior, provavelmente pelo baixo TDH das lagoas de maturação, fundamental para o cálculo da eficiência estimada.

Evangelista *et al.* (2002), pesquisando esgoto urbano tratado por reator UASB seguido de lagoa facultativa, relataram eficiência de remoção de ovos de helmintos

na lagoa de 99,5% e eficiência estimada pela equação de Ayres *et al.* (1992) de 99,995%.

## 5.8 - AVALIAÇÃO DO LODO DAS LAGOAS

Após as coletas e a secagem das lagoas o lodo foi coletado e analisado quanto à concentração, massa (concentração x volume) e porcentagem de sólidos, os quais se encontram na Tabela 47. Durante o período de funcionamento das lagoas as porcentagens de ST do lodo foram de 14,24%, 1,20%, 1,11% e 0,41% na LF, LM1, LM2 e LM3, respectivamente.

Tabela 47 - Concentração, massa e porcentagem do lodo gerado nas lagoas durante o experimento.

Pontos	Parâmetros								
	Conc. (kgST m <sup>-3</sup> )	Conc. (kgSVm <sup>-3</sup> )	Conc. (kgSF m <sup>-3</sup> )	Massa (kg ST)	Massa (kg SV)	Massa (kg SF)	% de ST no lodo	% de SV no lodo	% de SF no lodo
LF1	215,61	153,30	62,31	40,97	29,13	11,84	21,56	15,33	6,23
LF2	132,68	67,65	65,03	25,21	12,85	12,36	13,27	6,77	6,50
LF3	131,56	61,13	70,43	43,74	20,17	23,24	13,16	6,11	7,04
LF4	143,20	78,55	64,65	27,21	14,92	12,28	14,32	7,86	6,47
LF5	139,18	66,08	73,10	26,44	12,56	13,89	13,92	6,61	7,31
LF6	92,35	43,07	49,28	30,48	14,21	16,26	9,24	4,31	4,91
<b>LF</b>	<b>142,43</b>	<b>78,30</b>	<b>64,13</b>	<b>227,89</b>	<b>125,28</b>	<b>102,61</b>	<b>14,24</b>	<b>7,83</b>	<b>6,41</b>
LM1/1	10,61	5,88	4,73	0,10	0,05	0,04	1,06	0,59	0,47
LM1/2	13,44	8,44	5,00	0,12	0,08	0,05	1,34	0,84	0,50
<b>LM1</b>	<b>12,03</b>	<b>7,16</b>	<b>4,87</b>	<b>0,22</b>	<b>0,13</b>	<b>0,09</b>	<b>1,20</b>	<b>0,72</b>	<b>0,49</b>
LM2/1	9,35	5,55	3,80	0,42	0,25	0,17	0,94	0,56	0,38
LM2/2	12,90	7,46	5,44	0,58	0,34	0,24	1,29	0,75	0,54
<b>LM2</b>	<b>11,13</b>	<b>6,51</b>	<b>4,62</b>	<b>1,00</b>	<b>0,59</b>	<b>0,42</b>	<b>1,11</b>	<b>0,65</b>	<b>0,46</b>
LM3/1	3,31	1,64	1,67	0,03	0,02	0,02	0,33	0,16	0,17
LM3/2	4,88	2,54	2,34	0,04	0,02	0,02	0,49	0,25	0,23
<b>LM3</b>	<b>4,10</b>	<b>2,09</b>	<b>2,01</b>	<b>0,07</b>	<b>0,04</b>	<b>0,04</b>	<b>0,41</b>	<b>0,21</b>	<b>0,20</b>

A produção teórica (Tabela 48) do lodo na lagoa facultativa ficou muito abaixo da real (Tabela 49), provavelmente por ser um efluente que ainda apresenta elevada concentração de matéria orgânica, apesar de já ter sido em grande parte degradada. Nas lagoas de maturação ocorreu o inverso,

a produção real ficou abaixo da teórica, talvez pela maior parte da matéria orgânica já ter sido removida até a LF, além disso o crescimento das algas poderia ter sido maior se não houvesse o sombreamento causado pelas paredes das lagoas, o que impediu um período maior de insolação.

Tabela 48 - Produção e volume teóricos de lodo produzido nas lagoas.

Fase	Ponto	Produção teórica (kgST d <sup>-1</sup> )	Volume teórico (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )
1	LF	0,03	7,0x10 <sup>-4</sup>
	LM1	0,01	3,0x10 <sup>-4</sup>
	LM2	0,01	3,0x10 <sup>-4</sup>
	LM3	0,02	4,0x10 <sup>-4</sup>
2	LF	0,03	7,0x10 <sup>-4</sup>
	LM1	0,02	4,0x10 <sup>-4</sup>
	LM2	0,02	4,0x10 <sup>-4</sup>
	LM3	0,02	4,0x10 <sup>-4</sup>
3	LF	0,01	3,0x10 <sup>-4</sup>
	LM1	0,02	5,0x10 <sup>-4</sup>
	LM2	0,02	5,0x10 <sup>-4</sup>
	LM3	0,03	6,0x10 <sup>-4</sup>

Tabela 49 - Produção e volume diário e volume per capita anual de acumulação do lodo nas lagoas.

Pontos	Produção (kgST d <sup>-1</sup> )	Produção per capita (kgST cab <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	Volume (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	Volume per capita (m <sup>3</sup> cab <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )
LF	5,5x10 <sup>-1</sup>	5,0x10 <sup>-3</sup>	3,0x10 <sup>-3</sup>	1,1x10 <sup>-2</sup>
LM1	2,0x10 <sup>-3</sup>	2,0x10 <sup>-5</sup>	2,0x10 <sup>-4</sup>	7,3x10 <sup>-4</sup>
LM2	2,0x10 <sup>-3</sup>	2,0x10 <sup>-5</sup>	2,0x10 <sup>-4</sup>	7,3x10 <sup>-4</sup>
LM3	2,0x10 <sup>-4</sup>	2,0x10 <sup>-6</sup>	4,0x10 <sup>-5</sup>	1,1x10 <sup>-4</sup>

Em função do baixo período de funcionamento das lagoas e do pequeno número de animais atendidos pelo sistema de tratamento (aproximadamente 150 animais), a produção per capita de lodo ficou bem reduzida, com valores variando de 1,1x10<sup>-2</sup> a 7,3x10<sup>-4</sup> m<sup>3</sup> cab<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

Na Figura 73 observa-se na LF uma concentração de sólidos totais maior na entrada e menor na saída, sendo que o lodo no início da lagoa se encontra parcialmente digerido com teor de SV de 71% dos ST, já próximo à saída o lodo se encontra mais

digerido com teor de SV de 47% dos ST. Nas lagoas de maturação a concentração de ST foi maior na saída do que na entrada. O lodo encontra-se parcialmente digerido com concentrações de SV variando de 50 a 63% dos ST.

A relação SV/ST da LF, LM1, LM2 e LM3 foi de 55%, 60%, 58% e 51%, respectivamente, estando próximos ao valor citado por von Sperling (2002), onde lagoas tratando efluente anaeróbico, funcionando entre 6 meses a 1 ano, apresentaram teores de SV/ST próximos de 60%.

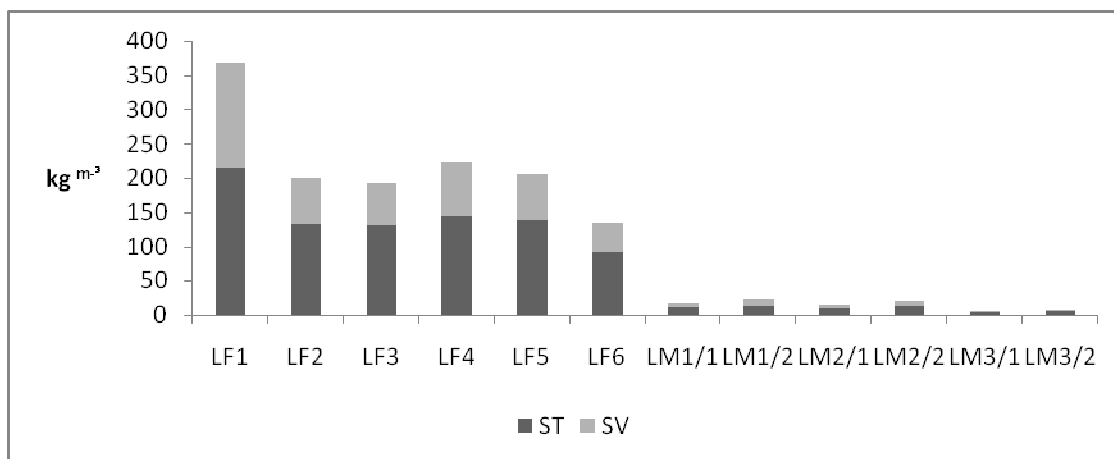


Figura 73 - Concentração de ST e SV no lodo.

#### 5.8.1 – Coliformes totais e *Escherichia coli*

Segundo a Resolução 375/06 do CONAMA, o lodo oriundo de estações de tratamento de esgotos sanitários utilizado para uso agrícola precisam ter, entre outros fatores, concentrações de coliformes termotolerantes menores que 10<sup>3</sup> NMP g<sup>-1</sup>

ST para serem classificados como classe A. Apesar de não se enquadrar como lodo de esgotos sanitários, o lodo da LF e da LM3 (Tabela 50) poderia se enquadrar nesta classificação com relação à *E. coli*. O lodo da LM1 e LM2 se enquadraria na classe B por ter densidade de *E. coli* menor que 10<sup>6</sup> NMP g<sup>-1</sup> ST.

Tabela 50 - Concentração de CT e *E. coli* no lodo das lagoas de tratamento.

Ponto	CT (NMP g <sup>-1</sup> ST)	<i>E. coli</i> (NMP g <sup>-1</sup> ST)
LF	1,1x10 <sup>7</sup>	ND
LM1	1,7x10 <sup>6</sup>	3,1x10 <sup>4</sup>
LM2	8,4x10 <sup>4</sup>	1,0x10 <sup>4</sup>
LM3	8,0x10 <sup>4</sup>	ND

ND – não detectado.

### 5.8.2 – Ovos de helmintos

Com o objetivo de verificar a qualidade higiênica do lodo acumulado no fundo das lagoas durante o período experimental, foi analisada a viabilidade dos ovos de *A. suum* incorporados ao lodo. Na Tabela 51 pode-se verificar o número de ovos encontrados no lodo em cada ponto de coleta das lagoas de tratamento, além do número e porcentagem dos ovos viáveis.

A LM1 apresentou a maior concentração de ovos viáveis, com 1554 ovos viáveis g<sup>-1</sup> MS

(matéria seca), e a LM2 a menor, com 98 ovos viáveis g<sup>-1</sup> MS, porém a LM3 foi a que apresentou a maior porcentagem, com 59,8%. O lodo das lagoas apresentou concentrações de ovos viáveis bem acima das recomendadas pela Resolução nº 375/06 do CONAMA para utilização na agricultura, de menos de 0,25 ovos viáveis g<sup>-1</sup> ST para classe A e menos de 10 ovos viáveis g<sup>-1</sup> ST para lodo classe B, não atendendo à essas diretrizes. Esse resultado já era esperado em função da grande quantidade de ovos no afluente do sistema, além da alta resistência desse parasita no ambiente.

Tabela 51 - Quantidades e médias de ovos de *A. suum* no lodo, ovos viáveis e porcentagem de viabilidade nas lagoas de tratamento.

Pontos	Nº de ovos g <sup>-1</sup> MS	Nº ovos viáveis g <sup>-1</sup> MS	% ovos viáveis g <sup>-1</sup> MS
LF1	8225	433	5,3
LF2	6633	603	9,1
LF3	3800	405	10,7
LF4	7123	1350	19,0
LF5	2299	144	6,3
LF6	2960	217	7,3
<b>Média</b>	<b>5173</b>	<b>525</b>	<b>10,1</b>
LM1/1	3459	2013	58,2
LM1/2	2289	1095	47,8
<b>Média</b>	<b>2875</b>	<b>1554</b>	<b>54,1</b>
LM2/1	927	143	15,4
LM2/2	568	52	9,2
<b>Média</b>	<b>748</b>	<b>98</b>	<b>13,1</b>
LM3/1	202	202	100,0
LM3/2	136	0	0
<b>Média</b>	<b>169</b>	<b>101</b>	<b>59,8</b>

MS – matéria seca

## 6 – CONCLUSÕES

As lagoas apresentaram reduzidos valores de coeficiente de remoção de matéria orgânica, pois a maior parte já havia sido degradada nos reatores anaeróbios, além disso, o crescimento das algas levou ao aumento da concentração de matéria orgânica e sólidos, principalmente quando as lagoas trabalharam com profundidade de 0,40 m.

O coeficiente de decaimento bacteriano também não teve valores significativos mesmo com a baixa profundidade, provavelmente pelo reduzida tempo de detenção hidráulica.

Apesar das lagoas de maturação terem demonstrado melhor eficiência na remoção de amônia quando trabalharam com 0,40 m de profundidade, o resultado não correspondeu ao esperado. A concentração de nitrogênio no efluente de suinocultura é muito elevada o que dificulta que a meta para lançamento seja atingida sem tratamento específico.

As lagoas foram eficientes na remoção de fósforo e ovos de helmintos, porém a profundidade não influenciou no resultado.

Os ovos de *Ascaris suum* serviram como indicadores de remoção de outros ovos de helmintos e de (oo)cistos de protozoários.

As lagoas de maturação não seriam necessárias para remoção de matéria orgânica e sólidos, No entanto se essas trabalhassem com tempo de detenção mais elevado, a profundidade de 0,40 m permitiria uma remoção mais efetiva de nutrientes e coliformes.

O sistema de tratamento apresentou alta eficiência na remoção de matéria orgânica, com valores médios acima de 96%, atendendo ao padrão de eficiência para lançamento de efluentes estabelecido pela DN COPAM-CERH 01/2008. O padrão de sólidos suspensos totais para lagoas de estabilização só foi atendido nas fases 2 e

3. O padrão de amônia não foi atendido em nenhuma profundidade.

Apesar da eficiente remoção de coliformes totais e *Escherichia coli* pelo sistema, o efluente não atendeu às recomendações da OMS para irrigação irrestrita, somente para restrita.

Com relação aos ovos de helmintos, o aproveitamento das lagoas foi de 100%, atendendo às recomendações para irrigação irrestrita.

A análise de coliformes no lodo das lagoas atendeu ao padrão de reúso na agricultura, segundo a Resolução nº 375/06 do CONAMA, para *Escherichia coli*, nas lagoas LF e LM3 para classe A e nas lagoas LM1 e LM2 para classe B. Em função da grande quantidade de ovos no efluente e da sua resistência, o lodo apresentou elevada concentração de ovos viáveis, não atendendo ao padrão para ovos de helmintos desta mesma Resolução.

## 7 - RECOMENDAÇÕES

- Trabalhar com maior tempo de detenção hidráulica nas lagoas de maturação.
- Utilizar um traçador para determinar o tempo de detenção hidráulica real e o tipo de mistura.
- Utilizar filtro grosseiro na saída do efluente final ou na parte final da última lagoa para remoção de algas (material particulado).
- Utilizar um sistema de tratamento do lodo para higienização objetivando o reúso.
- Pesquisar rações que permitam um aproveitamento melhor dos nutrientes pelos suínos.

## 8 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVES, R.V. *Avaliação do desempenho de lagoas de estabilização para o tratamento de dejetos de suínos: aspectos microbiológicos*. 2004. 128 f. Tese (Doutorado em Medicina Veterinária). Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais.
- ARAUJO, I.S.; COSTA, R.H.R.; FILHO, P.F. Utilização de lagoa facultativa aerada e lagoa de maturação em série para tratamento de dejetos de suínos. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL, 7, 2010, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre: ABES, 2010.
- ARAUJO, I.S.; OLIVEIRA, J.L.R.; ALVES, R.G.C.M. *et al.* Avaliação de sistema de tratamento de dejetos suínos instalado no Estado de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.16, n.17, p.745-753, 2012.
- ARCEIVALA, S. J. *Wastewater treatment and disposal*. New York: Marcel Dekker, 1981. 892 p.
- AYRES, R.M.; ALABASTER, G.P.; MARA, D.D. *et al.* A design equation for human intestinal nematode egg removal in waste stabilization ponds. *Water Research*, v.26, n.6, p. 863-865, 1992.
- AYRES, R.M.; MARA, D.D. *Analysis of wastewater for use in agriculture: a laboratory manual of parasitological and bacteriological techniques*. Geneva: World Health Organization, 1996. 35p.
- BARKER, J.C. *Lagoon design and management for livestock waste treatment and storage*. Water Quality & Waste Management. North Carolina Cooperative Extension Service, 1996. Disponível <[www.bae.ncsu.edu/bae/programs/extension/publicat/wqwm/ebae103\\_83.html](http://www.bae.ncsu.edu/bae/programs/extension/publicat/wqwm/ebae103_83.html)>. Acesso em 20 out. 2011.
- BASTOS, R.K.X.; BEVILACQUA, P.D. Normas e critérios de qualidade para reúso da água. In: SANTOS, M.L.F.; BASTOS, R.K.X.; AISSE, M.M. (Coord.). *Tratamento e utilização de esgotos sanitários*. Rio de Janeiro: ABES, 2006, 17-62 p.
- BASTOS, R.K.X.; BEVILACQUA, P.D.; NETO, C.O.A. *et al.* Utilização de esgotos tratados em irrigação – aspectos sanitários. In: BASTOS, R.K.X. (Coord.). *Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura*. Viçosa: PROSAB, 2003a. 23-59 p.
- BASTOS, R.K.X.; BEVILACQUA, P.D.; SOUZA C.L. *et al.* Tratamento de dejetos de suínos em lagoas de estabilização. Potencial e limitações. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. *Anais...* 2005.
- BASTOS, R.K.X.; MARA, D.D. Avaliação dos critérios e padrões de qualidade microbiológica de esgotos sanitários tendo em vista sua utilização na agricultura. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17, 1993, Natal. *Anais...*, 1993, v.2.
- BASTOS, R.K.X.; NETO, C.O.A.; FILHO, B.C., *et al.* Introdução. In: BASTOS, R.K.X. (Coordenador). *Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura*. Viçosa: PROSAB, 2003b. p. 1-22.
- BELLI FILHO, P. *Stockage et odeurs des dejections animales, cas du lisier de porc*. 1995. Tese (doutorado)- L'Université de Rennes I., França.
- BRASIL, Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. *Normas climatológicas 1961 – 1990*. Brasília: MARA, 1992. 84 p.
- CAMARGO VALERO, M.A.; MARA, D.D. Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds. *Water Science and Technology*, v.55, n. 11, p.87-92, 2007.

CAMARGO VALERO, M.A.; MARA, D.D.; NEWTON, R.J. Nitrogen removal in maturation WSP ponds via biological uptake and sedimentation of dead biomass. In: IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 8, 2009, Belo Horizonte, MG. *Proceedings...* Belo Horizonte, 2009.

CAMARGO VALERO, M.A.; READ, L.F.; MARA, D.D. *et al.* Nitrification-denitrification in waste stabilization ponds: a mechanism for permanent nitrogen removal in maturation ponds. *Water Science and Technology*, v.61, n.5, p.1137-1146, 2010.

CAMPOS, C.M.M.; CARMO, F.R.; BOTELHO, C.G. *et al.* Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. *Ciências Agrotécnicas*, v.30, n.1, p.140-147, 2006.

CARMO, F.R.; CAMPOS, M.M.; BOTELHO, C.G. *et al.* Uso de lagoa aerada facultativa como polimento do reator anaeróbio de manta de lodo UASB no tratamento de dejetos de suínos em escala laboratorial. *Ciências Agrotécnicas*, v.28, n.3, p.600-607, 2004.

CAVALCANTI, P.F.F.; VAN HAANDEL, A.C.; KATO, M.T. *et al.* Pós-tratamento de efluentes anaeróbios em lagoas de polimento. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: PROSAB, 2001, vol.2, p.105-170. (Coletânea de Trabalhos Técnicos).

CAZARRÉ, M.M. *Otimização de lagoas anaeróbias para o tratamento de dejetos de suínos*. 2001. 98 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, SC.

CHERNICHARO, C.A.L. *Reatores anaeróbios*. 2. ed. Belo Horizonte: DESA, UFMG, 2007. 380 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, 5).

CONVERTI, A. Z. M.; POLONIECKI, R. H.; DEL BORGHI, M. *et al.* Influence of nutrient concentration in new operating criteria for biological removal of phosphorus from wastewaters. *Water Research*, v. 27, n. 5, p.791-198, 1993.

COSTA, R.H.R.; MEDRI, W.; SILVA, F.C.M. *et al.* Determinação da constante de degradação (K) de lagoas de estabilização para dejetos de suínos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1997, Foz do Iguaçu. *Anais...* Foz do Iguaçu: ABES, 1997. p. 814-823.

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

CURTIS, T.P.; MARA, D.D.; SILVA, S.A. The effect of sunlight on faecal coliforms in ponds: implications for research and design. *Water Science and Technology*, v.26, n.7-8, p.1729-1738, 1992b.

DAVIES-COLLEY, D.R.J. Pond disinfection. In: POND treatment technology. London: International Water Association – IWA Publishing, 2005, p.100-136.

DAVIES-COLLEY, D.R.J.; DONNINSON, A.M.; SPEED, D.J. *et al.* Inactivation of faecal indicator micro-organisms in waste stabilization ponds: interactions of environmental factors with sunlight. *Water Research*, v. 33, n. 5, p. 1220-1230, 1999.

DI BERNARDO, L. *Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento*. Rio de Janeiro: ABES, 140p, 1995.

DUDA, R.M.; OLIVEIRA, R.A. Reatores anaeróbios operados em batelada seqüencial seguidos de lagoas de polimento para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. Parte I: produção de metano e remoção de DQO e de sólidos suspensos. *Engenharia Agrícola*, v.29, n.1, p.122-134, 2009a.

DUDA, R.M.; OLIVEIRA, R.A. Reatores anaeróbios operados em batelada seqüencial seguidos de lagoas de polimento para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. Parte II: remoção de nutrientes e coliformes. *Engenharia Agrícola*, v.29, n.1, p.135-145, 2009b.

DUDA, R.M.; OLIVEIRA, R.A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v.16, n.1, p. 91-100, 2011.

DUNN, A. J. *The Development of a predictive model for the removal of helminth eggs during rapid sand filtration*. 1991. Thesis (PhD) - University of Southampton, Department of Civil Engineering, 1991.

DESIGN manual. Municipal wastewater stabilization ponds. United States Environmental Protection Agency. 1983. p. 327.

EVANGELISTA, N.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L. Modelagem matemática da remoção bacteriana e de ovos de helmintos em um sistema reator UASB/lagoa facultativa, em escala real. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL - AIDIS, 28, 2002, México, Cancún. *Proceedings...*2002.

FERNANDES, G.F.R.; OLIVEIRA, R.A. Desempenho de processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Engenharia Agrícola*, v. 26, n.1, p. 243-256, 2006.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; Van HAANDEL *et al.* Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, JR. *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: ABES, 1999, p. 29-52.

FORESTI, E., OLIVEIRA, R.A. Anaerobic treatment of piggery wastewater in UASB reactors. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON AGRICULTURAL AND FOOD PROCESSING WASTES, 7., 1995, Chicago-USA. *Proceedings...* Chicago, 1995. p. 309-318.

GATNER, I.R.; GAMA, M.L.S. Avaliação multicriterial dos impactos ambientais da suinocultura no Distrito Federal: um estudo de caso. *Organizações Rurais Agroindustriais*, v.7, n.2, p.148-161, 2005.

GOSMANN, H. A. *Estudos comparativos com bioesterqueiras e esterqueiras para armazenamento e valorização dos dejetos suínos*. 1997. 127 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

GUIDELINES for the safe use of wastewater. Excreta and greywater. Switzerland: WHO, 2006.

Wastewater use in agriculture, v. 2.

HEALTH guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Geneva: WHO, 1989. Technical Report Series 778.

HESPANHOL, I. Água e saneamento básico: uma visão realista. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. São Paulo: Academia Brasileira de Ciências, Inst. de Estudos Avançados: USP, 1999. Cap. 8, p. 249-303.

HESPANHOL, I. Viabilidade de um AVAD não superior a  $10^{-4}$  por pessoa por ano, para reuso agrícola de água, em países em desenvolvimento. *Revista Ambiente e Água*, v. 4, n.2, p.124-134, 2009.



INTEGRATED guide to sanitary parasitology. Amman, Jordan: WHO, 2004.

ISBIZUKA, M. M. A. Biotecnologia no tratamento de dejetos de suínos. *Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento*, p.16-17, 1998.

KATO, M.T.; FLORENCIO, L. Pós-tratamento de efluente anaeróbico em lagoa de polimento. In: CHERNICHARO, C.A.L. (coord.). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Coletânea de Trabalhos Técnicos. Belo Horizonte: PROSAB, 2001. v.2, p. 59-68.

KATO, M.T.; NETO; C.O.A.; CHERNICHARO, C.A.L. *et al.* Configuração de reatores anaeróbios. In: CAMPOS, J.R.(coord.). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: PROSAB, 1999. p.53-99.

KONZEN, E.A. *Avaliação quantitativa e qualitativa dos dejetos de suínos em crescimento e terminação, manejados em forma líquida*. 1980. 56f. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária) - Escola de Veterinária, Universidade Federal de Minas Gerais, MG.

LAI, P.C.C.; LAM, P.K.S. Major pathways for nitrogen removal in waste water stabilization ponds. *Water, Air, and Soil Pollution*, n.94, p.125-136, 1997.

LAVOURA, A. *Suinocultura: novo bebedouro acaba com desperdícios*. Ed. Sociedade Nacional de Agricultura, 1992, p. 16-17.

LAVRADOR, J. *Contribuição para o entendimento do reúso planejado de água e algumas considerações sobre suas possibilidades no Brasil*. 1987. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, SP.

LELES, D.; GARDNER, S.; REINHARD, K. *et al.* Are *Ascaris lumbricoides* and *Ascaris suum* a single species? *Parasites and Vectors*, v.42, n.5, p.2-7, 2012.

LETTINGA, G.; VAN VALSEN, A.F.M.; HOBMA. *et al.* Use of the upflow sludge blanket (USB) concept for biological wastewater treatment, especially anaerobic treatment. *Biotechnology and Bioengineering*, n.22, p.699-734, 1980.

LOREILLE, O.; BOUCHET, F. Evolution of ascariasis in humans and pigs: a multi-disciplinary approach. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, v.98, suppl.1, 2003.

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

MARA, D.D.; ALABASTER, G.P.; PEARSON, H.W.; *et al.* *Waste stabilisation ponds. A design manual for Eastern Africa*. Leeds: Lagoon Technology International, 1992. 121 p.

MARAIS, G.V.R. Faecal bacterial kinetics in stabilisation ponds. *Journal of the Environmental Engineering Division*, v.100, n.1, p.119-139, 1974.

MASCARENHAS, L.C.A.M. *Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasas, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB*. 2002. 121f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG.

MASCARENHAS, L.C.A.M.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L. Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasas, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v.9, n.1, p.45-54, 2004.

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

- MAYNARD, H.E.; OUKI, S.K.; WILLIAMS, S.C. Tertiary lagoons: a review of removal mechanisms and performance. *Water Research*, v.33, n.1, p.1-13, 1999.
- MEDRI, W. *Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos de suínos*. 1997. 206 f. Tese (Doutorado em Engenharia da Produção) - Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis.
- METCALF, L.; EDDY, H. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 3. Ed. Nova Iorque, NY: McGraw-Hill, 1991.1334p.
- METCALF, L; EDDY, H. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4. Ed. Nova Iorque, NY: McGraw-Hill companies Inc., 2003.1819p.
- MEYER, K. B.; MILLER, K. D.; KANESHIRO, E .S. Recovery of *Ascaris* eggs from sludge. *The Journal of Parasitology*, v. 64, n 2, p. 380-383, 1978.
- MIDDLEBROOKS, E.J.; REED, S.C.; PANO, A. *et al.* Nitrogen removal in wastewater stabilization lagoons. In: National Drinking Water and Wastewater Treatment, 6, 1999, Kansas City.
- MILLS, S.W.; ALABASTER, G.P.; MARA, D.D. *et al.* Efficiency of faecal bacterial removal in waste stabilization ponds in Kenya. *Water Science and Technology*, v.26, n.7-8, p.1739-1748, 1992.
- NETO, C.O.A.; CAMPOS, J.R. Introdução. In: CAMPOS, J.R.(Coord.). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: PROSAB, 1999. p.01-28.
- NETO, M.S.A.; OLIVEIRA, R.A. Remoção de matéria orgânica de nutrientes e coliformes no processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Engenharia Agrícola*, v. 29, n. 1, p.148-161, 2009.
- OLIVEIRA, E.C.A.; ARAÚJO, G.M.; ARAÚJO, A.L.C. *et al.* Caracterização e verificação das variações das taxas de degradação de matéria orgânica em diferentes temperaturas de incubação na ETE Ponta Negra/RN. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES, 23., 2005, Campo Grande. *Anais...* Campo Grande: ABES. 2005.
- OLIVEIRA, L.F.F. *Eficiências de remoção de carga orgânica por lagoas de estabilização*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES, 20., 1999. Rio de Janeiro, *Anais...* Rio de Janeiro: ABES. 1999.
- OLIVEIRA, P. A. V. (Coord.). *Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos*. Concórdia: EMBRAPA - CNPSA. 1993. 188p. (Documentos 27)
- OLIVEIRA, P.A.V. *Produção e manejo de dejetos de suínos*. 2002. Disponível <[www.cnpsa.embrapa.br/pnma/pdf\\_doc/8-PauloArmando\\_Produção.pdf](http://www.cnpsa.embrapa.br/pnma/pdf_doc/8-PauloArmando_Produção.pdf)>. Acesso em 04 mai. 2011.
- OLIVEIRA, R.A.; FORESTI, E. Tratamento anaeróbio de águas residuárias de suinocultura em reatores de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB). In: TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO, TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES, 3, 1994. Montevideo. *Anais...* Montevideo: Universidade de La Republica, 1994. p. 397-401.
- OLIVEIRA, R.A.; FORESTI, E.; LUCAS JR., J. Alternativa para tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios não convencionais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - ABES, 18., 1995, Salvador. *Anais...* Salvador: ABES. 1995. p.15.

- OLIVEIRA, R.A.; SANTANA, A.M. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS). *Engenharia Agrícola, Jaboticabal*, v.31, n.1, p.178-192, 2011.
- PANO, A.; MIDDLEBROOKS, E.J.. Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. *Journal of Water Poll. Control Federation*, v.54, n.4, p.344-351, 1982.
- PERDOMO, C.C. *Sugestões para manejo, tratamento e utilização de dejetos suínos*. 1999. Disponível <[www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc\\_publicacoes/itsu012.pdf](http://www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_publicacoes/itsu012.pdf)>. Acesso em: 15 jan. 2011.
- PERDOMO, C.C.; LIMA, G.J.M.M.; NONES, K. *Produção de suínos e meio ambiente*. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA, 9., 2001, Gramado. *Anais...* Concórdia: EMBRAPA Suínos e Aves, 2001. p.8-24.
- PEREIRA, E.L.; CAMPOS, C.M.M.; MOTERANI, F. *et al.* Eficiência de um sistema de reatores anaeróbios no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura. *Acta Scientiarum Technology*, v.33, n.3, p.287-293, 2011.
- RAMIRES, R.D. *Produção de metano e remoção de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos patogênicos em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (USAB) em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura*. 2005. 136 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, SP.
- REED, S.C. Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds. *Journal Pollution Control Federation*, v.57, n.1, p.39-45, 1985.
- RELATÓRIO anual 2010. ABIPECS, 2011. Disponível <[www.abipecs.org.br/uploads/relatorios/relatorios-associados/ABIPECS\\_relatorio\\_2010\\_pt.pdf](http://www.abipecs.org.br/uploads/relatorios/relatorios-associados/ABIPECS_relatorio_2010_pt.pdf)>. Acesso em 03 fev. 2011.
- RELATÓRIO anual 2011. ABIPECS, 2012. Disponível <[www.abipecs.org.br/uploads/relatorios/relatorios-associados/ABIPECS\\_relatorio\\_2011\\_pt.pdf](http://www.abipecs.org.br/uploads/relatorios/relatorios-associados/ABIPECS_relatorio_2011_pt.pdf)>. Acesso em 05 mai. 2012.
- RODRIGUES, L. S. *Concepção e avaliação de sistema de tratamento com reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) e lagoa de polimento para águas residuárias de suinocultura*. 2008. 151 f. Tese (Doutorado em Ciência Animal) – Escola de Veterinária, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG.
- RODRIGUES, L.S.; SILVA, I.J.; SANTOS, R.L.H. *et al.* Avaliação de desempenho de lagoa de polimento para pós-tratamento de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, v.61, n.6, p. 1428-1433, 2009.
- RODRIGUES, L.S.; SILVA, I.J.; ZOCRATO, M.O. *et al.* Avaliação de desempenho de reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n.1, p.94-100, 2010.
- RODRIGUES, R.S. *As dimensões legais e institucionais do reúso de água no Brasil: proposta de regulamentação do reúso no Brasil*. 2005. 192 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- SANT'ANNA JR., G.L. *Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações*. Rio de Janeiro: Ed. Interciência Ltda, 2010. 398 p.

- SANTANA, A.M.; OLIVEIRA, R.A. Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura. *Engenharia Agrícola*, v.25, n. 3, p. 817-830, 2005.
- SCHMIDT, V.; GOTTARD, C.P.T.; SANTOS, M.A.A. *et al.* Perfil físico-químico e microbiológico de uma estação de tratamento de dejetos de suínos. *ARS Veterinária*, v.18, n.3, p. 287-293, 2002.
- SEVRIN-REYSSAC, J.; LA NOÛE, J.; PROULX, D. *Le recyclage du lisier de porc par lagunage*. Lavoisier, Paris: Technique & Documentation, 1995. 18p.
- SHUVAL, H.I.; ADIN, A.; FATTAL, B. *et al.* *Wastewater irrigation in developing countries: health effects and technical solutions*. Washington, DC: The World Bank, 1986. (World Bank Technical Paper, 51).
- SILVA, S.A.; OLIVEIRA, R.; SOARES, J. *et al.* Nitrogen removal in pond systems with different configurations and geometries. *Water Science and Technology*, v.31, n.12, p. 321-330, 1995.
- SILVA, P. R. *Lagoas de estabilização para tratamento de resíduos de suínos*. 1973. 76 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo – USP, São Carlos, SP.
- SILVA, F.J.A.; ARAÚJO, L.F.P.; FREITAS, V.C.A. Verificação de alguns modelos em lagoas facultativas primárias. *Revista Tecnológica Fortaleza*, n.19, p. 11-18, 1998.
- SOARES, A.M.E.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO C.A.L. *et al.* Avaliação da remoção de patógenos em duas lagoas de polimento com diferentes relações geométricas tratando o efluente de um reator UASB compartimentado. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Coletânea de Trabalhos Técnicos. Belo Horizonte: PROSAB, 2001. v.2, p. 87-96.
- STANDARD methods for the examination of water and wastewater, 21. ed. Washington, D. C.: APHA/AWWA/WEF, 2005. 1600 p.
- STATA 12: data analysis and statistical softwear. Texas: StataCorp, 2012.
- VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. *Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente*. Campina Grande, Paraíba: Universidade Federal da Paraíba, 1994, 208 p.
- VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J. *et al.* Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, n.3, p.320-325, 2010.
- von SPERLING, M. Remoção de coliformes em lagoas de estabilização: comparação de diversos modelos e proposição de abordagens simplificadas. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, AIDIS, 25., 1996, México, DF. *Anais...México: AIDS*, 1996, v.1, p.48-55.
- von SPERLING, M. Performance evaluation and mathematical modeling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilization ponds. *Water Research*, v. 33, n.6, p.1435-1444, 1999.
- von SPERLING, M. *Lagoas de estabilização*. 2. ed. Belo Horizonte: DESA - UFMG, 2002. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 3).
- von SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3 ed. Belo Horizonte: DESA - UFMG, 2005. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 1).
- von SPERLING, M.; BASTOS, R.K.X.; KATO, M.T. Removal of *E. coli* and helminth eggs in UASB: polishing pond systems in Brazil. *Water Science and Technology*, v. 51, n.12, p. 91-97, 2005.

von SPERLING, M.; FILHO, B.C.; MONTEGGIA, L.O. *et al.* Remoção de nutrientes em sistemas naturais. In: MOTA, F.S.B.; VON SPERLING, M. (Coord.). *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*. Fortaleza: PROSAB, 2009. v.2, 293-338.

von SPERLING, M.; JORDÃO, E.P.; KATO, M.T. *et al.* Lagoas de estabilização. In: GONÇALVES, R.F. (Coord.). *Desinfecção de efluentes sanitários*. Vitória: PROSAB, 2003. 279-336 p.

WASTEWATER stabilization ponds: principles of planning and practice. Alexandria: WHO, 1987. Technical Publication., n. 10, 1987.

WEISS, L. H. N.; NONIG, R. B.; CARDOSO, M. Occurrence of Salmonella sp. in finishing pigs in Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisa Veterinária Brasileira*, v.22, n.3, p.104-108, 2002.

YANES, F. *Lagunas de estabilización: teoría, diseño y mantenimiento*. Lima: Ed. CEPIS, 1993. 379 p.

ZERBINI, A.M.; CHERNICHARO, C.A.L. Metodologias para quantificação, identificação e análise de viabilidade de ovos de helmintos em esgotos brutos e tratados. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: aspectos metodológicos*. Belo Horizonte: PROSAB, 2001. p.71-107.