

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

**LODO EM LAGOAS DE POLIMENTO:
ACÚMULO E IMPLICAÇÕES NO COMPORTAMENTO
HIDRODINÂMICO E NO DESEMPENHO DO SISTEMA**

Thiago Emanuel Possmoser Figueiredo Nascimento

Belo Horizonte

2014

**LODO EM LAGOAS DE POLIMENTO:
ACÚMULO E IMPLICAÇÕES NO COMPORTAMENTO
HIDRODINÂMICO E NO DESEMPENHO DO SISTEMA**

Thiago Emanuel Possmoser Figueiredo Nascimento

Thiago Emanuel Possmoser Figueiredo Nascimento

**LODO EM LAGOAS DE POLIMENTO:
ACÚMULO E IMPLICAÇÕES NO COMPORTAMENTO
HIDRODINÂMICO E NO DESEMPENHO DO SISTEMA**

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

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de Águas Residuárias

Orientador: Marcos von Sperling

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG

2014

L243r

Nascimento, Thiago Emanuel Possmoser Figueiredo.

Lodo em lagoas de polimento [manuscrito]: acúmulo e implicações no comportamento hidrodinâmico e no desempenho do sistema / Thiago Emanuel Possmoser Figueiredo Nascimento. – 2014.
xi, 116 f., enc.: il.

Orientador: Marcos Von Sperling.

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

Anexos: f.115-116.

Bibliografia: f. 108-114.

1. Engenharia Sanitária – Teses. 2. Saneamento – Teses.
3. Lodo – Teses. 4. Hidrodinâmica – Teses. I. Von Sperling, Marcos.
II. Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.
III. Título.

CDU: 628(043)

Página com as assinaturas dos membros da banca examinadora, fornecida pelo Colegiado do Programa

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à trindade: Deus, Jesus e o Espírito Santo, por se fazerem presentes na minha vida, de forma pessoal e dirigirem minha caminhada para a etapa atual, sendo provedores de forças para perseverar a cada passo. Por se manifestarem na forma de Miguel (quem é como Deus?), Emanuel (Deus conosco) e Ebenezer (até aqui nos ajudou o Senhor);

Agradeço aos meus pais (Elias e Dulce) por sempre me incentivarem no caminho do estudo. Pela intercessão a Deus e pela instrução no temor de Deus;

Agradeço ao professor Marcos von Sperling, pela orientação cuidadosa e atenciosa, a qual só contribuiu para o crescimento da minha admiração profissional e pessoal. Aos membros da banca examinadora, Professores Roque Piveli, Carlos Chernicharo e Cesar Mota Filho, pelo aceite ao convite e pela leitura crítica deste presente trabalho;

Agradeço à minha noiva Danielle, por ter sido compreensiva, amorosa e companheira nas horas difíceis e vibrante nas horas alegres, sendo em tudo carinhosa, um verdadeiro presente de Deus. Ao meu sogro (Daniel) e sogra (Aline), por me agregarem como parte da sua família;

Agradeço à família que me adotou durante essa fase, Idalina Alves Dias, Antônia Alves Dias e Eni Alves Dias Mendes Rodrigues, e outros familiares;

Às minhas irmãs (Débora e Yolanda), aos meus sobrinhos (Kevin e Enzo) e a meu cunhado (Wesley), pelo carinho;

Aos amigos do mestrado e doutorado do SMARH, que foram parceiros. Em especial, Misael Oliveira, Aline Morena, Guilherme Andrade, Bruna Coelho, Helder Cumbi, Marcela Prado e Julia Gomes;

À equipe de trabalho (mestrandos e doutorandos) parceira para os trabalhos de campo e laboratório: Livia Lana, Gabriel Vasconcellos, Elias Manjate, Mateus Matos, Cynthia Franco e Luisa Calderón. Em especial pela contribuição da Valéria Justino, Daniel Dias e Ricardo Passos. A todos esses atribuo o prazer de ter realizado essa pesquisa, aprendendo muito com esse grupo;

Aos funcionários da UFMG, Cintia Leal, Norma Abreu, Iara e Ingrid, entre outros. Em especial à Suzane Inácio e ao senhor Raimundo Magela, pelo trabalho dedicado possibilitando que essa pesquisa ocorresse;

Agradeço ao esforço e dedicação dos alunos de Iniciação Científica, Gabriela Maciel, Sthephanny Walery, Flávia Magalhães, Samuel Braga, Stella Andrade, Giordana Flôr, Sara Espechit, Fernando Ferreira e Leandro Martins, sem os quais esse trabalho não seria possível;

Aos meus amigos e irmãos da Igreja Adventista do Sétimo Dia do bairro de Santa Efigênia e Saudade, que foram uma família para mim;

À CAPES, pela bolsa de mestrado, que permitiu a minha formação. À FAPEMIG, CNPq e COPASA pelo fomento e parcerias;

“Ao recapitular a nossa história passada, havendo percorrido todos os passos de nosso progresso até ao nosso estado atual, posso dizer: Louvado seja Deus! Quando vejo o que Deus tem executado, encho-me de admiração e de confiança na liderança de Cristo. Nada temos que recear quanto ao futuro, a menos que esqueçamos a maneira em que o Senhor nos tem guiado, e os ensinamentos que nos ministrou no passado.”

Ellen G. White

RESUMO

Lagoas de polimento são uma tecnologia com grande potencial de aplicação em países em desenvolvimento por se tratarem de unidades que combinam o tratamento aeróbio a um tratamento anaeróbio eficiente (reator UASB). Essa combinação possibilita a redução de área comparado a sistemas de lagoas facultativas e controle de emissão de odores quando comparado a sistemas que empregam lagoas anaeróbias, mantendo a eficiência e certa simplicidade. Por outro lado, é inerente a esses sistemas o acúmulo de lodo. Esse acúmulo de lodo reduz o volume das lagoas e geralmente tem forma irregular, ocasionando alterações na hidrodinâmicas e possíveis implicações no desempenho do sistema. Assim, foi objetivo desse trabalho avaliar o acúmulo e a influência do lodo no comportamento hidrodinâmico e no desempenho de um sistema de lagoas de polimento, após 11 anos de operação. O volume do lodo foi avaliado através de batimetria utilizando hastes milimétricas, para três lagoas de polimento em série (L1, L2 e L3) além de um balanço de massa simplificado entre a diferença dos sólidos suspensos afluente e efluente, como a massa de sólidos observadas no sedimento (fase 1). A segunda fase consistiu na avaliação da hidrodinâmica e desempenho de duas lagoas em paralelo, uma com 40% do seu volume preenchido por lodo, denominada Lc/lodo e a outra lagoa sem lodo, denominada Ls/lodo. O efeito do lodo na hidrodinâmica foi avaliada através de teste com traçador cloreto de sódio em campo e virtual (utilizando software *Computational Fluid Dynamic* – CFD). O desempenho do sistema foi avaliado ao longo de 7 meses para os principais parâmetros de desempenho (DBO, DQO, SST, *E. coli*). Na fase 1 foi observado que após 11 anos de operação, 92% da massa acumulada encontrava-se na L1 e essa ocupava 40% do volume total da lagoa. Os outros 8% da massa encontrava-se retida na L2 e essa preenchia 8% do volume total dessa unidade. Através do balanço de massa simplificado foi possível observar uma grande produção de sólidos suspensos no sistema (biomassa algal). Na fase 2, os testes utilizando traçador identificaram um maior número de dispersão na Lc/lodo ($d=0,72$) do que na Ls/lodo ($d=0,31$) indicando que a presença do lodo colabora para o aumento do número de dispersão. O TDH real foi superior ao TDH teórico, por meio das simulações e resultados com traçador em campo foi possível fazer suposições de que o TDH real foi maior em virtude do tipo de estrutura de saída, estratificação térmica e densidade do traçador que dificultou a recuperação do traçador. O acúmulo de lodo observado no sistema foi inferior a sistemas de lagoas facultativas. Apesar de se verificar influências do lodo na hidrodinâmica não foi possível encontrar evidências estatísticas de que o lodo influenciou no desempenho na remoção dos poluentes avaliados.

ABSTRACT

Polishing ponds are a technology with great potential for application in developing countries because they are units that combine aerobic treatment to an efficient anaerobic treatment (UASB). This combination enables the reduction in area compared to the facultative ponds and control of airborne odors when compared to systems that employ anaerobic lagoons, while maintaining efficiency and certain simplicity of systems. On the other hand sludge accumulation is inherent in this systems. This accumulation of sludge reduces the volume in the ponds, generally in irregular forms, causing changes in hydrodynamics and possible implications on system performance. Thus, the aim of this study was to evaluate the accumulation of sludge an its influence on the hydrodynamics and treatment performance of system composed of polishing ponds, after 11 years of operation. Sludge volume was evaluated by using a bathymetry rod for three polishing ponds in series (P1, P2 and P3) beyond a simplified mass balance for the difference of suspended solids between influent and effluent was also used to compare with the mass of solids observed in sediment of pond (1st phase). The second phase was to assess the hydrodynamics and performance of two ponds in parallel, one with 40% of its volume filled with sludge, called Pwith-sludge and other pond without sludge, called Pwithout-sludge. The implication of sludge in hydrodynamics was evaluated through tracer tests with sodium chloride in the field and software simulations (using *Computational Fluid Dynamic* software - CFD), performed in a pond with sludge (Pwith-sludge) and without sludge (Pwithout-sludge). The system performance was evaluated over 7 months for key performance parameters (BOD, COD, TSS, E. coli). In phase 1 it was observed that after 11 years of operation, 92% of the accumulated mass was in P1 and that occupied 40% of the total volume of the pond. The other 8% of the mass, found himself accumulated in P2 and this filled 8% of the total volume of this unit. Through the simplified mass balance it was possible to estimate a large production of suspended solids in the system (algal biomass). In the 2nd phase, the practice of tracer tests identified a greater dispersion number for Pwith-sludge ($d=0.72$) than for Pwithout-sludge ($d=0.31$), indicating that the presence of sludge contributes to the increase of the dispersion number of the system and that both systems were similar to a completely-mixed reactor. The actual TDH was greater than the theoretical TDH. Through simulations and results with tracer test in the field was possible to make assumptions that this was due to the type of output structure, thermal stratification and density tracer that made it difficult to recover the tracer used. The accumulation of sludge in the system observed was inferior to that found in anaerobic and facultative pond systems. Although the study shows that sludge affects hydrodynamics in the ponds, statistical evidence was not found that shows that the sludge influences the performance in pollutant removal in the system.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	IX
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	XI
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	3
2.1 OBJETIVO GERAL	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
3 REVISÃO DA LITERATURA.....	4
3.1 ASPECTOS REGULATÓRIOS DE LANÇAMENTOS DE EFLUENTES NO BRASIL E NO ESTADO DE MINAS GERAIS 4	
3.2 CONTEXTUALIZAÇÃO E APLICABILIDADE DAS LAGOAS DE POLIMENTO.....	5
3.3 ACÚMULO DE LODO EM LAGOAS DE POLIMENTO.....	10
3.4 HIDRODINÂMICA DE REATORES	14
3.4.1 <i>Comportamento Hidrodinâmico de reatores reais</i>	14
3.4.2 <i>Avaliação da hidrodinâmica – traçadores reais</i>	17
3.4.3 <i>Avaliação da hidrodinâmica com base em modelagem computacional</i>	24
3.5 DESEMPENHO DE LAGOAS DE POLIMENTO RASAS.....	26
4 MATERIAL E MÉTODOS	35
4.1 ÁREA DE ESTUDO	35
4.2 APARATO EXPERIMENTAL	36
4.2.1 <i>Primeira fase experimental</i>	39
4.2.2 <i>Segunda fase experimental</i>	41
4.3 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICOS.....	43
4.4 LEVANTAMENTO BATIMÉTRICO E CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE FUNDO	44
4.5 ESTUDO DA HIDRODINÂMICA	47
4.5.1 <i>Teste com cloreto de sódio em campo</i>	47
4.5.2 <i>Simulação computacional utilizando software CFD</i>	52
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	60
5.1 ACÚMULO E DISTRIBUIÇÃO DE LODO EM TERMO DE SÓLIDOS E MASSA NO SISTEMA (FASE 1).	60
5.1.1 <i>Carga orgânica aplicada</i>	60
5.1.2 <i>Concentração dos sólidos e acúmulo de lodo nas lagoas</i>	62
5.1.3 <i>Balanco de massa simplificado dos sólidos presentes no sistema</i>	69
5.2 INTERFERÊNCIA DO LODO NO DESEMPENHO DO SISTEMA (FASE 2).	72
5.3 INTERFERÊNCIA DO LODO NA HIDRODINÂMICA DO SISTEMA (FASE 2).	79
5.3.1 <i>Concentração de cloreto de sódio estimada a partir da condutividade presente no efluente (background)</i>	79
5.3.2 <i>Experimento com traçador cloreto de sódio em campo e virtual</i>	84
5.3.3 <i>Simulação computacional utilizando CFD</i>	96
6 CONCLUSÕES.....	103
ACÚMULO E DISTRIBUIÇÃO DE LODO EM TERMOS DE SÓLIDOS E MASSA EM DUAS LAGOAS DE POLIMENTO EM SÉRIE:	103
INTERFERÊNCIA DO LODO NO DESEMPENHO (LAGOA COM LODO E SEM LODO EM PARALELO):	104
INTERFERÊNCIA DO LODO NA HIDRODINÂMICA (LAGOA COM E SEM LODO EM PARALELO)	105
7 RECOMENDAÇÕES.....	107
REFERÊNCIAS	108

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1: Compensação da condutividade para uma temperatura de referência.....	22
FIGURA 3.2: Compensação linear e não linear da condutividade para temperatura de referência	24
FIGURA 4.1: Área de estudos inserida na ETE Arrudas gerida pela COPASA (imagem de satélite)	36
FIGURA 4.2: Aparato experimental para as fases operacionais 1 e 2 e pontos de coleta.	39
FIGURA 4.3: Coletor utilizado para amostragem da coluna líquida da lagoa.....	42
FIGURA 4.4: Sistema de distribuição do efluente do reator UASB para as duas lagoas em paralelo. (a) caixa de distribuição do reator UASB e (b) tubulação de saída para Lc/Lodo e Ls/Lodo.....	43
FIGURA 4.5: Batimetria das lagoas de polimento, acesso a pé e demarcação por piqueteamento.....	45
FIGURA 4.6: Equipamento para a medição da altura do lodo e esquema representativo das hastes milimetradas e do disco perfurado.....	46
FIGURA 4.7: Sensores instaladas no meio (a) e na saída (b) da lagoa 1 e <i>data logger</i> de armazenamento Hach hq40d (c)	48
FIGURA 4.8: Curva de calibração da condutividade para a concentração de NaCl para os diferentes sensores.....	49
FIGURA 4.9: Aparato experimental para aplicação do sal: (a) reservatórios de água; (b) reservatório principal e de diluição do sal; (c) válvula de controle da vazão e (d) caixa de entrada da lagoa.	52
FIGURA 4.10: Geometria 3D da lagoa e detalhe sobre a direção do fluxo na estrada e saída em forma de vertedor.....	54
FIGURA 4.11: Detalhe sobre o dispositivo de entrada da lagoa (volume extraído do domínio da simulação	55
FIGURA 4.12: Geometria da Lc/lodo após extração do lodo geométrico.	56
FIGURA 4.13: Detalhe do refinamento da malha	57
FIGURA 5.1: Gráficos box-plot da vazão e TDH teórico do sistema de lagoas de polimento para fase 1	61
FIGURA 5.2: Gráficos box-plot carga superficial de DBO e de sólidos para fase 1.....	62
FIGURA 5.3: Concentração e distribuição dos sólidos totais no lodo das lagoas de polimento L1 e L2.	63
FIGURA 5.4: Altura do lodo (m) ao longo das lagoas L1, L2 e L3, após 10 anos de operação (primeira batimetria).....	64
FIGURA 5.5: Altura do lodo (m) ao longo das lagoas L1 e L2, após 11 anos de operação (segunda batimetria)	64
FIGURA 5.6: Massa de sólidos no lodo em três diferentes zonas da lagoa 1 e 2, após 11 anos de operação.....	69
FIGURA 5.7: Massa de sólidos suspensos totais (SST), suspensos fixos (SSF) e suspensos voláteis (SSV) afluente a cada unidade ao longo de 11 anos de operação	70
FIGURA 5.8: Comparação entre os sólidos acumulados no lodo (hachuras) e um balanço de massa simples entre a entrada e saída dos sólidos suspensos do sistema na lagoa 1 ao longo de 11 anos de operação.....	71
FIGURA 5.9: Comparação entre os sólidos acumulados no lodo (hachura) e um balanço de massa simples entre a entrada e saída dos sólidos suspensos do sistema na lagoa 2 ao longo de 11 anos de operação.....	71

FIGURA 5.10: Vazão afluyente para ambos os sistemas e variação e TDH para cada lagoa (com lodo e sem lodo).	72
FIGURA 5.11: Gráfico box-plot para comparação entre altura da profundidade total na Lc/lodo e Ls/lodo.....	73
FIGURA 5.12: Gráfico de box-plot da variação da concentração mediana de pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e potencial de oxidorredução.	75
FIGURA 5.13: Gráfico de box- plot para concentração e eficiência de DBO, DQO e SST para as lagoas com e sem lodo.	77
FIGURA 5.14: Gráfico de box-plot para concentração e eficiência de Coliformes Totais e <i>E. coli</i> para as lagoas com e sem lodo.....	78
FIGURA 5.15: Concentração de cloreto de sódio estimada a partir da condutividade natural presente no efluente do reator UASB.	80
FIGURA 5.16: Concentração de cloreto de sódio estimada a partir da condutividade natural presente no efluente da Lc/lodo.....	81
FIGURA 5.17: Variação horária da concentração de cloreto de sódio e da temperatura na superfície do vertedor de saída (eixo secundário) na lagoa com lodo durante as medidas de <i>background</i>	82
FIGURA 5.18: Valores de concentração de cloreto de sódio (estimado a partir da condutividade natural) para o meio da lagoa com lodo.....	82
FIGURA 5.19: Valores de condutividade natural da lagoa convertidos para concentração de cloreto de sódio (NaCl) na saída da Ls/lodo.....	83
FIGURA 5.20: Variação da condutividade ao longo do dia para a lagoa sem lodo durante as medidas de <i>background</i>	83
FIGURA 5.21: Variação da temperatura mais superficial e de fundo no centro da lagoa sem lodo durante as medidas de <i>background</i> . A referência da profundidade é com relação ao fundo: 5 cm (fundo) e 60 cm (superfície) acima do fundo.....	84
FIGURA 5.22: Box-plot da profundidade e TDH da Lc/Lodo e Ls/Lodo durante o teste com traçador em campo.....	86
FIGURA 5.23: Gráfico da vazão efluente do reator UASB na qual era dividida em partes iguais para Lc/lodo e Ls/Lodo	86
FIGURA 5.24: Distribuição dos tempos de residência normalizados e ajuste a função gama para Lc/lodo (experimento 2) utilizando cloreto de sódio.....	87
FIGURA 5.25: Distribuição dos tempos de residência normalizados e ajuste à função gama para meio da Ls/lodo (experimento 2) utilizando cloreto de sódio	88
FIGURA 5.26: Distribuição dos tempos de residência normalizados e ajuste a função gama para traçador virtual na Ls/lodo.....	89
FIGURA 5.27: Distribuição dos tempos de residência normalizados para o teste de campo e virtual e ajuste a função gama estimado	90
FIGURA 5.28: Variação horária da temperatura mais superficial e de fundo no centro da lagoa sem lodo durante o experimento com cloreto de sódio. A referência da profundidade é com relação ao fundo: 5 cm (fundo) e 60 cm (superfície) acima do fundo.....	95
FIGURA 5.29: Variação da temperatura mais superficial e de fundo no centro da lagoa sem lodo durante o experimento com cloreto de sódio. A referência da profundidade é com relação ao fundo: 5 cm (fundo) e 60 cm (superfície) acima do fundo	96
FIGURA 5.30: Vetores de velocidade igualmente espaçados no plano z= 0,50m da Lc/lodo, em interface com o lodo (vista em planta), entrada a esquerda e saída a direita.....	97
FIGURA 5.31: Vetores de velocidade igualmente espaçados no plano z= 0,41 m da Ls/lodo (meia profundidade) (vista em planta), entrada a esquerda e saída a direita.....	97
FIGURA 5.32: Linhas de fluxo em plano z=0,50 (interface com lodo) para Lc/lodo, entrada a esquerda e saída a direita	98

FIGURA 5.33: Corte longitudinal com as linhas de fluxo da Lc/lodo para $y/2$ (meia largura): (a) toda seção longitudinal e (b) ênfase na região de saída do fluido, entrada a esquerda e saída a direita.	99
FIGURA 5.34: Corte transversal com as linhas de fluxo na saída da Lc/lodo.....	100
FIGURA 5.35: Corte transversal com as linhas de fluxo na saída da Ls/lodo.....	100
FIGURA 5.36: Dispersão do traçador logo após o lançamento na Ls/lodo, entrada à esquerda e saída à direita	102

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1: Condições e padrões para o lançamento de efluentes de sistemas de tratamento sanitários conforme Resolução CONAMA nº430/2011	4
TABELA 3.2: Padrões de lançamento de efluente conforme DN COPAM/CERH-MG nº01/2008	5
TABELA 3.3: Comparação entre diferentes opções de sistemas para pós-tratamento de reator UASB.	8
TABELA 3.4: Vantagens e desvantagens das lagoas como sistema de pós-tratamento	9
TABELA 3.5: Concentração média de sólidos e taxa de acúmulo de lodo em lagoas.	13
TABELA 3.6: Graus de dispersão em unidade de tratamento de esgotos (METCALF e EDDY, 2003).....	16
TABELA 3.7: Coeficiente de variação da temperatura com relação à temperatura de referência de 25°C para diferentes concentrações de cloreto de sódio	23
TABELA 3.8: Concentrações mediana e (eficiência mediana de remoção) para a estação seca e chuvosa de acordo com o teste não paramétrico Mann Whitney – Teste U (p <0.05).	30
TABELA 3.9: Resumo das principais pesquisas ocorridas nas lagoas de polimento do CePTS UFMG/COPASA.....	33
TABELA 3.10: Comparação entre estudos recentes com UASB-lagoas de estabilização.....	34
TABELA 4.1: Resumo das modificações ocorridas nas unidades das lagoas de polimento ao longo dos anos de pesquisa no CePTS	37
TABELA 4.2: Características físicas e operacionais das lagoas de polimento 1, 2 e 3 na fase 1.	40
TABELA 4.3: Parâmetros da análise de desempenho e frequência de amostragem na fase 2 (maio a dezembro de 2013)	41
TABELA 4.4: Metodologia aplicada para os parâmetros físico-químicos avaliados.	44
TABELA 4.5: Resumo das condições de aplicação do cloreto de sódio	51
TABELA 4.6: Etapas metodológicas para a modelagem no CFD	53
TABELA 4.7: Números de nós e elementos tetraédricos na malha volumétrica das lagoas ...	56
TABELA 4.8: Resumo das principais condições de contorno para simulação para a modelagem em CFD da Lc/lodo e Ls/Lodo	57
TABELA 5.1: Estatística descritiva dos dados de vazão e TDH das lagoas 1, 2 e 3 na (fase1)	60
TABELA 5.2: Estatística descritiva dos dados de carga superficial (CS) em termos de DBO e SST.	61
TABELA 5.3: Dados do acúmulo do lodo nas lagoas de polimento para primeira e segunda batimetria.....	65
TABELA 5.4: Comparação entre as taxas de acúmulo de lodo e concentração média de sólidos deste estudo (*) com outros trabalhos da literatura.	66
TABELA 5.5: Concentração mediana dos parâmetros analisados e a comparação da lagoa com lodo e sem lodo através de estatística não paramétrica de Wilcoxon.....	73
TABELA 5.6: Eficiência mediana dos parâmetros analisados e a comparação da lagoa com lodo e sem lodo através de estatística não-paramétrica de Wilcoxon	76
TABELA 5.7: Estatística descritiva das condições experimentais durante o teste com traçador cloreto de sódio.....	85
TABELA 5.8: Comparação entre os experimentos utilizando cloreto de sódio e traçador virtual para Lc/lodo e Ls/lodo	91
Tabela 5.9: Comparação entre o número de dispersão estimado a partir de alguns modelos da literatura e desse estudo	92

TABELA A.1: Estatística da concentração do cloreto de sódio e condutividade do efluente do reator UASB, da efluente das Lc/lodo e Ls/lodo e valores de temperatura antes da aplicação do cloreto de sódio..... 116

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

A	Área (m ²)
CePTS	Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento
CFD	<i>Computational Fluid Dynamic</i>
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CT	Coliformes Totais
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DTR	Distribuição dos tempos de residência
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
K	Coefficiente de remoção de DBO
K _b	Coefficiente de decaimento bacteriano
L/B	Relação comprimento/largura
N	Nitrogênio
NTK	Nitrogênio Kjeldahl Total
P	Fósforo
Q	Vazão (m ³ .d ⁻¹)
TDH real	Tempo de Detenção Hidráulica real
TDH teórico	Tempo de Detenção Hidráulica teórico
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
V	Velocidade (m.s ⁻¹)

1 INTRODUÇÃO

Sistemas naturais de tratamento de esgotos, como os baseados nas variantes de lagoas de estabilização, são considerados uma ótima opção para países de clima tropical como o Brasil devido à sua simplicidade e baixo custo operacional. Além do clima favorável, em várias localidades há área disponível suficiente para a implantação desses sistemas. Porém, é importante salientar que menores requisitos de área são importantes como uma forma de viabilizar ainda mais sua utilização.

Nos últimos anos tem sido empregada no Brasil a combinação de reatores anaeróbios tipo UASB com lagoas de estabilização. De acordo com von Sperling (2002), Chernicharo (2007), Oliveira e von Sperling (2011), apesar da boa remoção da matéria orgânica obtida nos reatores UASB, seus efluentes usualmente não atendem aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental, trazendo a necessidade de sistemas complementares para remoção da matéria orgânica remanescente, nutrientes e organismos patogênicos.

A combinação de reatores UASB e lagoas de polimento melhora o desempenho global e reduz o requisito de área se comparado com sistemas puramente naturais, como lagoas facultativas primárias e lagoas facultativas seguidas de lagoas de maturação. Dependendo dos custos associados a movimento de terra e aquisição de terreno, tal sistema pode conduzir a uma redução no custo de implantação, comparado com lagoas facultativas seguidas por lagoas de maturação, e trazer um aumento da eficiência de remoção global. Ademais, diminui a possibilidade de emissão de odores se comparado a sistemas combinados com lagoas anaeróbias.

Por reduzirem substancialmente potenciais problemas com a emissão de odores e os requisitos de área serem menores (1 a 3 m² por habitante), os sistemas de reatores UASB seguidos por lagoas de polimento podem ser implantados próximos a áreas urbanas, reduzindo então custos com a implantação de interceptores de esgotos (CHERNICHARO, 2007; VON SPERLING, 2002).

As lagoas de polimento, por operarem após reatores UASB, recebem deste sistema uma parcela de matéria orgânica que não sofreu digestão completa e assim, além de terem finalidade semelhante de lagoas de maturação (remoção de patógenos e nutrientes), têm também a finalidade de remoção complementar de matéria orgânica. A matéria orgânica

remanescente será parte oxidada na coluna de água e parte irá depositar no fundo da lagoa juntamente com uma parcela das algas produzidas, formando bancos de sedimentos.

O sistema UASB seguido de lagoas de polimento é uma tecnologia com muitas vantagens para seu emprego, principalmente nos países em desenvolvimento. No entanto, ainda existem lacunas na compreensão de mecanismos inerentes às lagoas, como o acúmulo de lodo nesses sistemas a longo prazo e os efeitos que esta camada de lodo produz no comportamento hidrodinâmico e também no desempenho do sistema. Compreender o efeito do lodo sobre a hidrodinâmica e desempenho é imprescindível para a definição de critérios mais claros quanto ao prazo de remoção do lodo das lagoas de polimento.

Neste contexto, a presente pesquisa buscou investigar o acúmulo de lodo em um sistema de três lagoas de polimento operadas em série para o tratamento de esgotos de uma população de 250 habitantes - após um período de 11 anos de operação - bem como a implicação do acúmulo deste no comportamento hidrodinâmico e desempenho do sistema. O sistema recebe esgotos sanitários e está implantado no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS), localizado junto à Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Arrudas, no município de Belo Horizonte – MG.

2 OBJETIVOS

2.1 *Objetivo geral*

Avaliar o acúmulo de lodo sua influência no comportamento hidrodinâmico e no desempenho de um sistema de lagoas de polimento.

2.2 *Objetivos específicos*

- Determinar a taxa de acúmulo do lodo nas lagoas (volume e massa por unidade de tempo);
- Determinar a distribuição do lodo (concentração de sólidos, volume e massa) e a eventual associação com as cargas de sólidos afluentes e efluentes de cada lagoa;
- Avaliar o efeito da camada de lodo na hidrodinâmica da lagoa (formação de zonas mortas, caminhos preferenciais, tempo de detenção hidráulica real);
- Avaliar o efeito da camada de lodo no desempenho do sistema.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Aspectos regulatórios de lançamentos de efluentes no Brasil e no estado de Minas Gerais

No Brasil o lançamento de efluentes está sujeito a normativas federais, estaduais e municipais, respeitando-se essa hierarquia. As normativas estaduais e municipais podem ser mais restritivas que a nacional, devendo ser cumprida sempre a mais restritiva.

A Resolução CONAMA n° 357 de 2005 (CONAMA, 2005) define os padrões e condições a serem atendidos para o lançamento de efluentes em corpos d'água, classifica-os e dá diretrizes para serem cumpridas. Em maio de 2011 a Resolução CONAMA n°430 (CONAMA, 2011), complementou e alterou a resolução anterior.

As principais alterações são relativas a novas definições e diretrizes para gestão de efluentes, definição de condições e parâmetros específicos para efluentes de sistema de tratamento de esgotos sanitários, entre outras. As condições e padrões para o lançamento de efluente de sistema de esgoto sanitários podem ser visualizados na TABELA 3.1.

TABELA 3.1: Condições e padrões para o lançamento de efluentes de sistemas de tratamento sanitários conforme Resolução CONAMA n°430/2011

Parâmetro	Valor limite	Observações
pH	5,0-9,0	
Temperatura (°C)	<40	A variação da temperatura do corpo receptor não deve exceder 3°C no limite da camada de mistura
Materiais sedimentáveis (mL/L)	1	Para o lançamento em lagoas e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão ser virtualmente ausentes
Óleos e graxas (mg/L)	100	
DBO (mg/L)	120	
Materiais flutuantes	Ausentes	

Para DBO, no caso de efluentes de lagoas, a amostra deverá ser filtrada

Fonte: CONAMA (2011)

No estado de Minas Gerais, a classificação dos corpos d'água e as diretrizes para o enquadramento são regulamentados pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG n°01 de 5 de maio de 2008 (COPAM, 2008), norma derivada da resolução CONAMA

357 e mais restritiva, conforme o interesse do estado. Parâmetros como DBO e DQO foram inseridos, conforme TABELA 3.2.

TABELA 3.2: Padrões de lançamento de efluente conforme DN COPAM/CERH-MG nº01/2008

Parâmetro	Valor Limite	Observações
pH	6,0 -9,0	
Temperatura (°C)	<40	A variação da temperatura no corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura
Materiais sedimentáveis (mL/L)	1	Para lançamento em lagoas e lagoas cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão ser virtualmente ausentes
Óleos e graxas (mg/L)	20 ^(a) e 50 ^(b)	(a) Óleos minerais e (b) Óleos vegetais e gorduras animais.
DBO (mg/L)	60	Ou tratamento com eficiência de DBO em no mínimo 60% e média anual igual ou superior a 70% para sistemas de esgotamento sanitário e de percolados de aterros sanitários municipais. Para demais sistemas valores são de 75% e 85%, respectivamente.
DQO (mg/L)	180	Ou tratamento com eficiência de redução de DQO em no mínimo 55% e média anual igual ou superior a 65% para sistemas de esgotos sanitários e de percolados de aterros sanitários municipais. Para os demais sistemas os valores são de 70% e 75%, respectivamente.
Sólidos em suspensão (mg/L)	100	Admitido até 150 mg/L nos casos de lagoas de estabilização

Fonte: COPAM (2008)

3.2 Contextualização e aplicabilidade das lagoas de polimento

Khan *et al.* (2011) afirmam que o tratamento anaeróbico de esgotos domésticos não é um conceito novo, pelo contrário, o seu emprego é antigo e remonta a sistemas como tanques sépticos e fossas. Esses sistemas tratam parcialmente o esgoto, e seu efluente ainda contém altas concentrações de compostos orgânicos, sólidos em suspensão e nutrientes. Por outro lado, existem inúmeros sistemas para o tratamento aeróbico, como o processo de lodos ativados, os filtros biológicos e lagoas aeradas. Na maioria desses sistemas há uma alta eficiência e baixas exigências de áreas, contudo, há desvantagens, como destaca Lettinga (2008):

- Alto consumo de energia;
- Alta produção de lodo não digerido e adensado;

- Alta produção de lodo não estabilizado (60-70% da DQO afluente é convertida em biomassa);
- Alto investimento e custo operacional / manutenção;
- Infraestrutura complexa .

Embora a maioria dos inconvenientes acima mencionados não se apliquem às lagoas de estabilização, por outro lado, altos requisitos de área para implantação desse sistema tornam-no inviável em locais de alto adensamento populacional. Portanto, esses inconvenientes reforçam a aplicabilidade da tecnologia anaeróbia para regiões rurais e também em países em desenvolvimento (KHAN *et al.*, 2011).

Com o advento dos sistemas anaeróbios como reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (*upflow anaerobic sludge blanket* – UASB), filtros anaeróbios, e reatores de leito expandido - que possibilitaram o maior contato entre a biomassa de micro-organismos com o esgoto, e assim, um maior tratamento em menores tempos de detenção hidráulica - o tratamento de esgotos utilizando tecnologia anaeróbia voltou a ter lugar de destaque. Além do mais, essa tecnologia apresenta como vantagens o baixo custo, a recuperação de energia na forma de biogás e ainda a baixa produção de lodo já estabilizado (CHERNICHARO, 2007; KHAN *et al.*, 2011).

A partir da crise energética desencadeada na década de 1970 e o advento do conceito de tratamentos relativamente menos dispendiosos, o reator UASB foi reconhecido como uma das tecnologias mais viáveis para o tratamento de esgotos em países tropicais e subtropicais como Índia, Brasil e Colômbia, nos quais recursos financeiros são geralmente escassos (KHAN *et al.*, 2011).

Chernicharo (2007) aponta para uma trajetória mais tardia de aceitação da tecnologia anaeróbia no Brasil. Configura-se assim um estágio de descrédito no início dos anos 1980 e uma fase atual de grande aceitação.

Apesar dos grandes avanços obtidos, e de se reconhecer a boa eficiência dos sistemas anaeróbios na remoção de matéria orgânica em termos de DBO e sólidos suspensos, nem sempre a qualidade dos efluentes anaeróbios atende à legislação ambiental, e remoções complementares de matéria orgânica, nutrientes e patógenos são necessárias (KATO,

FLORENCIO, 2001; von SPERLING, 2002; CHERNICHARO, 2007; KHAN *et al.*, 2011; OLIVEIRA, von SPERLING, 2011). Não obstante, nem por isso se subtraem os méritos dos processos anaeróbios, uma vez que são sistemas eficientes, podendo ser aplicados como pré-tratamento seguidos de unidades para o pós-tratamento a fim de atender às exigências de qualidade do efluente preconizadas pela legislação.

A aplicação desses sistemas como pré-tratamento possibilita a redução de custos na construção das unidades de pós-tratamento, uma vez que reduz-se drasticamente a necessidade de remoção da matéria orgânica do afluente, já que nesses sistemas ocorre a redução média de 60 a 70% da DQO afluente (von SPERLING; CHERNICHARO, 2005; LETTINGA, 2008).

Várias alternativas para o pós-tratamento de efluentes anaeróbios foram estudadas no âmbito do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) promovido pelo Governo Federal, o qual reuniu diversos pesquisadores de universidades brasileiras. Entre os sistemas estudados estavam os de disposição no solo: Infiltração rápida, Irrigação, escoamento superficial, Filtros de areia, Valas de filtração, Alagados construídos (*Wetlands*) e outros, como Filtro biológico, Leito fluidizado e Lagoas de polimento (CHERNICHARO, 2001a; CHERNICHARO, 2001b).

Chong *et al.* (2012) fizeram uma revisão de literatura com o estado da arte dos trabalhos que empregaram reatores anaeróbios e pós-tratamento das últimas décadas e avaliaram diversas opções de pós-tratamento em termos de requisito de área, produção de lodo, custo de implantação e operação. Essa comparação pode ser observada na TABELA 3.3.

TABELA 3.3: Comparação entre diferentes opções de sistemas para pós-tratamento de reator UASB.

Sistema Acoplado	Temp.	Operação em escala plena			
		Req. de Área ^a	Produção de Lodo ^b	Custo de Construção ^c	Custo de Manutenção e Oper. ^d
AF + AH/UAB	B	B	B	B	B
UASB + CSTR	B				
HUSB/UASB + UASB	B	B	M	M	M
UASB + LA	B	B	M	M	A
UASB + SBR	B	M	A	M	A
UASB + BF	M	B	M	B	M
UASB + DHS	B				
UASB + Lagoas	A	A	B	B	M
UASB + Biodisco	B	M	A	A	A
UASB + Wetlands	M	A		M	M
UASB + FAD	B	B	M	B	M

AF: Filtro Fixo; AH: Híbrido Anaeróbio; CSTR: Reator perfeitamente agitado; LA: Lodos Ativados; SBR: Reator de Bateladas Sequenciais; BF: Biofiltro; DHS: *Downflow hanging sponge*; FAD: Flotação por ar dissolvido. A: Alta; B: Baixa; M: Média.; a) Referência: von Sperling e Chernicharo (2005): $0 < B < 0,2 < M < 0,4 < A$ m².hab⁻¹; b) Referência: Von Sperling e Chernicharo (2005) e Khan *et al.* (2011): $0 < B < 30 < M < 60 < A$ L.hab⁻¹.ano⁻¹; c) Custo baseado na experiência brasileira do ano de 2002 adaptado Von Sperling e Chernicharo (2005): $0 < B < 30 < M < 60 < A$ US\$.hab⁻¹; d) Custo baseado na experiência brasileira do ano de 2002 adaptado Von Sperling e Chernicharo (2005): $0 < B < 1,75 < M < 3,5 < A$ US\$.hab⁻¹;

Fonte: Adaptado de Chong *et al.* (2013)

Entre as diversas tecnologias existentes, as lagoas de polimento destacam-se para o pós-tratamento de reatores anaeróbios devido à sua simplicidade operacional e remoção de nutrientes. Chong *et al.* 2013 apresentaram as principais vantagens e desvantagens do emprego de lagoas como pós tratamento visualizadas na TABELA 3.4.

TABELA 3.4: Vantagens e desvantagens das lagoas como sistema de pós-tratamento

Vantagem	Desvantagem	Referências
1. Simples, baixa manutenção, adequado para as comunidades rurais;	1. Grande requisito de área;	Cavalcanti <i>et al.</i> . (2002); von Sperling <i>et al.</i> (2002); von Sperling <i>et al.</i> (2003); von Sperling e Mascarenhas (2005); von Sperling e Andrada (2006); Sato <i>et al.</i> (2006) ; El-Shafai <i>et al.</i> (2007); Oliveira and von Sperling (2009) ; Walia <i>et al.</i> (2011)
2. Sem requisito energético;	2. Necessidade de remoção de lodo (alguns autores demonstraram que quando associado a um tratamento anaeróbio eficiente a remoção do lodo ocorre a intervalos de vários anos);	
3. Boa remoção de DQO e DBO independentemente do clima e de flutuações de temperatura;	3. Está sujeito a altas taxas de evaporação, portanto perda d'água e aumento da salinidade;	
4. Alta produção de algas;	4. Alta concentração de SS;	
5. Baixa taxa de acúmulo de lodo, especialmente em regiões tropicais (se o tratamento anaeróbio é eficiente, ex. quando um reator UASB é aplicado).	5. Recuperação de nutrientes e remoção de coliformes termotolerantes são afetados pela temperatura.	

Fonte: Adaptado de Chong *et al.* (2012).

Em termos de dimensionamento, Cavalcanti *et al.* (2001) argumentam que, devido à remoção de DBO que ocorre nos reatores anaeróbios, o efluente anaeróbio pode ser lançado diretamente em lagoas de polimento em série ou com chicanas, sem problemas de sobrecarga orgânica na primeira lagoa da série ou no compartimento inicial da lagoa chicaneada (VON SPERLING, 2002).

Se por um lado o sistema de lagoas de polimento é necessário para o polimento do efluente dos reatores UASB, estes são necessários para redução de requisitos de área dos sistemas de lagoas de estabilização. Por conseguinte, a combinação de reatores UASB e lagoas de polimento melhora o desempenho global e reduz o requisito de área, se comparado com sistemas puramente naturais como lagoas facultativas primárias e lagoas facultativas seguidas de lagoas de maturação.

Outra característica importante das lagoas de polimento em relação aos tradicionais sistemas de lagoas de estabilização se refere ao seu objetivo. Devido à remoção significativa de DBO e SST no reator anaeróbio, as concentrações remanescentes no efluente e, conseqüentemente, as cargas orgânicas correspondentes, a matéria orgânica não é um parâmetro determinante para dimensionamento do pós-tratamento. Assim, espera-se um tempo de detenção hidráulica muito mais reduzido se comparado às tradicionais lagoas de estabilização. O principal fator passa a ser, portanto, a remoção de patógenos, e não mais, ou nem tanto, a estabilização da matéria orgânica (KATO; FLORÊNCIO, 2001).

Outro aspecto importante das lagoas de polimento está associado à possibilidade de reuso agrícola de seus efluentes. Para Verbyla, Oakley e Mihelcic (2013), a maior parte do crescimento da população nos países em desenvolvimento irá ocorrer em pequenas cidades intimamente ligadas às zonas agrícolas, com acesso restrito à água e saneamento. Assim, a prioridade de gestão de águas residuárias nestas regiões será diferente daquelas em grandes cidades e nos países desenvolvidos. Para esses autores, cidades pequenas não devem gastar recursos para o tratamento de águas residuais a níveis adequados para descarga em águas superficiais. Em vez disso, eles devem se concentrar na remoção de patógenos para recuperar água e nutrientes.

Nesse sentido as lagoas de polimento são um sistema interessante para aplicação em países em desenvolvimento, devido à possibilidade de higienização dos efluentes do reator UASB como também possibilitar a recuperação de água e nutrientes, para o reuso agrícola, bem como, muita das vezes ter efluentes compatíveis para o lançamento em corpos d'água em localidades em que o reuso agrícola não seja prioridade.

Como o acúmulo de lodo é inerente à tecnologia das lagoas de polimento, se faz necessário compreender melhor as interferências desse no comportamento hidrodinâmico e desempenho das lagoas de polimento.

3.3 Acúmulo de lodo em lagoas de polimento

Apesar de a concentração de matéria orgânica que adentra o sistema de lagoas polimento ser inferior à de sistemas que recebem esgoto bruto ou efluentes de lagoas anaeróbias, ainda assim, ao longo dos anos, ocorrerá a formação de um banco de lodo. Esta formação está

ligada aos sólidos afluentes e, principalmente, ao crescimento de biomassa bacteriana e algal, que podem sofrer floculação e subsequente sedimentação.

A sedimentação de algas, por outro lado, é menos comum na entrada da lagoa porque as condições de turbidez e carga orgânica desfavorecem o seu desenvolvimento. À medida que se afasta da entrada da lagoa ou se dirige para as outras lagoas da série, a sedimentação de sólidos provenientes do reator anaeróbio diminui, predominando a sedimentação de algas (CATUNDA et al., 2000).

Reatores UASB com tratamento eficiente reduzem a concentração de material particulado lançado na lagoa de polimento e, dessa maneira, o acúmulo de lodo ocorre lentamente, com prazo para remoção da ordem de 20 anos (von SPERLING et al., 2003). No entanto, não é somente o prazo para o preenchimento do volume que deve ser levado em consideração para o gerenciamento do lodo, há também implicações inerentes à sua distribuição espacial.

A distribuição do lodo poderá ter impacto significativo no comportamento hidráulico da lagoa e, como consequência, na eficiência do tratamento. Ademais, a forma como o lodo está distribuído pode afetar a frequência e a forma de sua remoção. Uma melhor compreensão da distribuição do lodo em uma lagoa pode levar a melhorias no projeto e, dessa forma, prover uma distribuição ótima e com menores impactos sobre o comportamento hidráulico (GONÇALVES, 1999; NELSON et al., 2004).

O acúmulo de lodo pode afetar o desempenho devido à alteração da hidráulica em função da redução do volume efetivo e também da formação de um fundo irregular (PEÑA; MARA; SANCHEZ, 2000). Por conseguinte, para melhor gestão do lodo, são necessárias não apenas informações relativas a seu acúmulo, como também deve ser considerada a influência que este tem sobre o desempenho do sistema.

Aponte (2013), estudando a hidrodinâmica de três lagoas piloto, uma sem chicanas, outra com chicanas e a terceira com chicanas e malhas para reter biomassa, observou diferenças significativas entre o número de dispersão dessas unidades no primeiro ensaio (início de operação – lodo ausente) e no outro ensaio após 20 meses do início de operação (lodo acumulado desse período de operação). O comportamento hidrodinâmico foi distinto entre a condição de lodo ausente e após o acúmulo de lodo.

O acúmulo de lodo é influenciado por fatores tais como: características do esgoto, período de tempo em operação, eficiência do pré-tratamento, posicionamento dos dispositivos de entrada e saída, características geométricas da lagoa, taxas de carregamento orgânico e hidráulico, dentre outros (GONÇALVES, 1999). E, quando se tem lagoas em série, a altura e as características da camada de lodo variam ao longo das lagoas, dependendo de sua geometria e do posicionamento das estruturas de entrada e saída (von SPERLING, 2002).

Na TABELA 3.5 são apresentadas a concentração média de sólidos e a taxa de acúmulo de lodo para vários trabalhos na literatura. É possível observar que as taxa de acúmulo de lodo em lagoas de polimento foram inferiores às das lagoas facultativas e anaeróbias.

TABELA 3.5: Concentração média de sólidos e taxa de acúmulo de lodo em lagoas.

Localização	Tipo de Lagoa	Tempo de operação (anos)	Média da concent. sólidos (g.L ⁻¹)	Taxa de acúmulo (m ³ .hab ⁻¹ .ano ⁻¹)	Referência
México	Anaeróbia	5	171	0,022	Nelson <i>et al.</i> (2004)
México	Facultativa	6	-	0,036	Nelson <i>et al.</i> (2004)
México	Facultativa	10	112	-	Nelson <i>et al.</i> (2004)
México	Facultativa	15	166	0,021	Nelson <i>et al.</i> (2004)
Colômbia	Anaeróbia	2.6	-	0,055	Nelson <i>et al.</i> (2004)
		5	-	0,040	
França	-	10	187	-	Nelson <i>et al.</i> (2004)
França	Facultativa	3-10	54-136	0,12	Nelson <i>et al.</i> (2004)
EUA	Facultativa	0,5-7	-	-	Nelson <i>et al.</i> (2004)
EUA	Facultativa	7	59	-	Nelson <i>et al.</i> (2004)
		13	77		
Mediterrâneo	Anaeróbia	15	167	0,011	Bouza-Deaño <i>et al.</i> (2013)
Mediterrâneo	Facultativa	20	133	0,027	Bouza-Deaño <i>et al.</i> (2013)
Mediterrâneo	Maturação. 1	20	213	0,015	Bouza-Deaño <i>et al.</i> (2013)
Mediterrâneo	Maturação. 2	20	173	0,009	Bouza-Deaño <i>et al.</i> (2013)
Sudeste do Brasil	Anaeróbia	-	172	0,023	Nelson <i>et al.</i> (2004)
			-	0,026	
Nordeste do Brasil	Facultativa	2,5	39	-	Nelson <i>et al.</i> (2004)
Brasil	Facultativa	21	-	0,007	Passos <i>et al.</i> (2013)
Brasil	Várias	-	-	0,03-0,08	Gonçalves (1999)
Sudeste do Brasil	Facultativa			0,023	Gonçalves (1997)
Brasil	Polimento	7	-	0,018	D'Castro Filho <i>et al.</i> (2005)
Brasil	Polimento	2	-	0,040	Brito <i>et al.</i> (1999)
Sudeste do Brasil	Facultativa	20		0,036	Da-Rin e Nascimento (1988)
	primária				apud Gonçalves (1999)
	Anaeróbia			0,12	Gloyna (1973) apud Gonçalves (1999)
Alasca/ Canadá	Anaeróbia			0,01	
	Facultativa			0,09-0,15	Clark <i>et al</i> apud Gonçalves (1999)
	Anaeróbia			0,11-0,15	Silva e Mara (1979) apud Gonçalves (1999)

3.4 Hidrodinâmica de reatores

3.4.1 Comportamento hidrodinâmico de reatores reais

Apesar de diversos estudos terem sido desenvolvidos ao longo do século XX sobre lagoas de estabilização, ainda existem questões a serem elucidadas. A influência dos fatores ambientais, como a radiação solar, o vento, os processos biológicos e a hidrodinâmica, ainda não foram totalmente analisados ou não conseguiram ser validados com dados experimentais (WICHERN; GEHRING; LÜBKEN, 2011).

Nesse contexto, entendendo a importância da hidráulica das lagoas de estabilização para compreensão dos fenômenos que ocorrem dentro do sistema, incluindo a remoção de poluentes do esgoto, Shilton e Harrison (2003) desenvolveram um guia para projeto hidráulico de lagoas de estabilização. Conforme esses autores, para o entendimento da hidráulica das lagoas é necessário considerar as entradas e a influência dessas no padrão de fluxo. Entre os interferentes estão:

- Vazão - maiores vazões aumentam o impulso de entrada;
- Tamanho da entrada - entradas menores aumentam a velocidade de entrada e assim também o impulso de entrada;
- Posição da entrada e sua orientação - definem a forma como o impulso de entrada é introduzido na lagoa e como resultado a influência no padrão de fluxo;
- Posição de saída - define a distância entre a entrada e, portanto, o tempo, para o fluxo principal alcançar a saída;
- Geometria e defletores - forte influência sobre os padrões de fluxo e definem o grau de "canalização";
- Efeitos da temperatura / densidade - podem influenciar a canalização e circulação do fluxo principal;
- Cisalhamento do vento - velocidades de vento mais elevadas e maiores áreas de superfície da lagoa aumentam o impulso introduzido e, como resultado, influenciam o padrão de fluxo principal;
- Aeradores mecânicos - se presentes constituem uma contribuição significativa de impulso e, como resultado, podem ter uma forte influência sobre o padrão de fluxo principal.

Se em um reator o líquido percorre todo o sistema preenchendo cada espaço de volume do reator, o tempo de detenção hidráulica (TDH) do fluido poderia ser descrito pela Equação 3.1, no entanto, devido às características dinâmicas do sistema, o TDH obtido pela Equação 3.1 é dito TDH teórico, sobretudo porque a vazão não é constante.

$$\text{TDH teórico} = V/Q \quad (3.1)$$

Onde:

O TDH teórico é o tempo de detenção hidráulica teórico do sistema (d), V é o volume da lagoa (m³) e Q é a vazão média do sistema (m³.d⁻¹).

Os reatores biológicos e reatores químicos são categorizados conforme o tipo de fluxo pelo qual o reator é alimentado e pelo padrão de mistura à qual o reator está submetido. O padrão de mistura depende de fatores como a geometria, tamanho e escala da unidade, assim como a quantidade de energia introduzida por unidade de volume. Quanto ao padrão de fluxo, esse pode ser intermitente com entrada e saída do líquido de modo descontínua, ou contínuo, com entrada e saída de líquido de forma ininterrupta. Reatores são usualmente projetos levando em consideração condições de idealidade. Entre os modelos ideais estão os de fluxo em pistão e mistura completa, modelos ideais e extremos. Em situações reais é comum encontrar situações não ideais e menos extremistas, assim, modelos reais como de fluxo disperso e mistura completa com tanques em série representam melhor as condições reais (METCALF & EDDY, 2003; von SPERLING & CHERNICHARO, 2005).

Os modelos reais desviam-se dos modelos ideais principalmente devido a (von SPERLING, 1996; LEVENSPIEL, 2000; METCALF & EDDY, 2003):

- Escoamento preferencial: grandes percentuais do volume do fluido escoam em tempo menor que outros;
- Curto-circuito: elementos do fluido escoam sem percorrer todo o seu interior, fazendo com que o tempo de residência real seja inferior ao teórico. Pode ocorrer, por exemplo, em virtude da estratificação pela diferença de densidade, formando regiões que não se misturam completamente;
- Zonas mortas: correspondem a regiões isoladas ou inacessíveis, como cantos de tanques, abaixo de vertedores e no lado interno de curvas. O efeito é similar ao dos curtos-circuitos

(redução no tempo de residência), mas a causa está relacionada às características físicas do sistema;

- Reciclo: parcelas do fluido são recirculadas para a entrada ou para o seu interior;
- Retromistura: parcelas do fluido apresentam movimento na direção contrária ao fluxo principal.

A depender dos fatores acima enumerados, o fluxo dentro do sistema ocorrerá em diferentes graus de dispersão, conforme Metcalf e Eddy (2003) propõem na TABELA 3.6.

TABELA 3.6: Graus de dispersão em unidade de tratamento de esgotos (METCALF e EDDY, 2003)

Grau de dispersão	Número de dispersão (d)
Nenhuma dispersão	$d=0$ (fluxo em pistão ideal)
Dispersão baixa	$d \leq 0,05$
Dispersão moderada	$0,05 < d < 0,25$
Dispersão elevada	$d \geq 0,25$
	$d \rightarrow \infty$ (mistura completa)

Os modelos de escoamento real ou não ideal são compostos por três fatores globais: a distribuição dos tempos de retenção (DTR) do líquido e das partículas que escoam no reator, o estado de agregação do líquido e das partículas em escoamento (tendência de se aglomerarem e de moverem juntas) e a antecipação e o retardo da mistura (líquido e partículas) (LEVENSPIEL, 2000). Uma vez que os elementos de fluido percorrem diferentes caminhos no interior de um reator, haverá diferentes tempos de residência para cada elemento de fluido, resultando na construção de uma curva de DTR ou $E(t)$, do inglês *exit*, cuja dimensão é tempo^{-1} .

As técnicas experimentais para determinar a DTR podem ter diferentes formas de alimentação: do tipo pulso, em degrau, periódica e aleatória (LEVENSPIEL, 2000). Dentre essas técnicas destaca-se a de alimentação do tipo pulso. Essa técnica consiste na injeção de um traçador de concentração conhecida no início do reator e identificá-lo na saída do reator ao longo do tempo.

3.4.2 Avaliação da hidrodinâmica – traçadores reais

Estudos utilizando traçadores são amplamente aplicados para determinação de transporte, mistura, e propriedades de difusão de substâncias em sistemas aquáticos. Tais estudos envolvem basicamente o controle espacial e temporal de um traçador aplicado ao sistema. Há uma variedade de substâncias traçadoras, algumas próprias do ecossistema aquático e outras injetadas, que é a situação mais comum em estudos.

A prática de injetar uma partícula como traçador é antiga, e o primeiro registro da utilização de traçadores foi em 20 d.C., quando Herodes Antipas utilizou cascas moídas para identificação das fontes do Rio Jordão (MAGGIO, 2000).

Traçadores são conceituados como qualquer substância, ou partícula/entidade (química ou biológica), que pode ser utilizada para seguir, quer pontualmente ou de forma contínua, o comportamento de um determinado sistema ou de uma componente, tal como volume de água (BJRNSTAD; MAGGIO, 2000 apud SILVA et al., 2009).

O que limita o emprego de qualquer substância, partícula ou entidade em um determinado estudo hidrodinâmica de um reator biológico é que essa deve cumprir com algumas características, entre elas (LEVENSPIEL, 2000; METCALF & EDDY, 2003; SILVA et al., 2009):

- Ter um comportamento fluidodinâmico similar ao da substância que se pretende estudar;
- Apresentar boa solubilidade em água limpa e em águas residuárias, não reagir com os poluentes ou com os constituintes do sistema, incluindo deixar resíduos;
- Apresentar estabilidade com o tempo e não apresentar biodegradabilidade em curto prazo;
- Possuir uma característica adicional que permita diferenciá-lo no sistema de estudo (identificação inequívoca), não devendo esta existir (se possível) no meio (baixo *background*);
- Não ser adsorvido pela biomassa do reator, apresentando baixa difusividade molecular;
- Apresentar facilidade de injeção no reator;
- Não ser adsorvido em bolhas de gás, tais como CO₂, O₂, CH₄ ou N₂;
- Possuir uma composição química que não seja tóxica aos seres vivos;

- Possibilitar a que o método de detecção e de medição do traçador seja fácil e de alta eficiência (resposta linear, boa sensibilidade).

Cabe destacar que a injeção, a detecção e análise dos traçadores devem ser realizadas sem introdução de perturbações ao sistema de estudo (MACEDO, 2004). Para validação do experimento é necessário recuperar no mínimo 85% da massa inicial do traçador injetado (COSSIO, 1993).

Diversos materiais e substâncias podem ser utilizados como traçadores, entre outros, destacam-se os sais, materiais flutuantes, radioisótopos, bacteriófagos e traçadores fluorescentes, sendo esse último o mais comum, e tendo por característica a capacidade de refletir a luz de uma fonte externa de radiação. Há também na natureza organismos que emitem fluorescência natural, como algas e substâncias húmicas (VALERO, MARA, 2009).

Os testes utilizando corantes traçadores fluorescentes são técnicas analíticas viáveis, pois podem detectar variação de concentrações baixas usando um equipamento simples como espectrofluorímetro (ALVARADO, 2013; ALVARADO et al., 2011; SILVA et al., 2009; VALERO, MARA, 2009).

As principais razões para utilização de corantes fluorescentes em estações de tratamento de águas residuárias são: serem solúveis em água; altamente detectáveis, mesmo em baixas concentrações; emitirem fluorescência em níveis de detecção diferentes de outros materiais presentes na água; serem inofensivos em baixas concentrações; possuírem baixo custo e serem razoavelmente estáveis em um ambiente de água normal (VALERO, MARA, 2009).

Alvarado et al. (2013) destacam que os experimentos utilizando corantes traçadores são dispendiosos em termos de tempo e recursos, mas, mesmo assim, ainda são muito valiosos para entender a hidrodinâmica do sistema.

Entre os traçadores externos e fluorescentes os mais usados são: fluoresceína, isotiocianato de fluoresceína, Rodamina-B, Rodamina-WT, eosina, Evans Blue e urânio (SILVA et al., 2009). Smart (1984) apud Silva et al., (2009) estudou a toxicidade de 12 corantes e destacou que a Rodamina-B é um composto altamente carcinogênico, e que sua utilização deve ser restrita em ambientes aquáticos, pois atinge larvas de moluscos e algas. Destes, somente Rodamina WT e fluoresceína não são substâncias carcinogênicas.

Valero e Mara (2009) destacam que a utilização da Rodamina é a mais comum e está disponível em algumas variações incluindo Rodamina-B ($C_{28}H_{31}ClN_2O_3$) e Rodamina WT ($C_{29}H_{29}N_2O_5.Cl_2Na$), caracterizada pela presença de um núcleo xanteno ($C_{13}H_{10}O$). Rodamina B é consideravelmente mais barata do que a Rodamina WT, mas além de ser carcinogênica possui o inconveniente de ter uma maior tendência a adsorver nos sedimentos ou em outras partículas aquáticas que não se comportam da mesma maneira hidráulica do composto do estudo.

Mesmo diante da toxicidade e adsorção da Rodamina B, Kellner, Moreira e Pires (2009) utilizaram esse composto em um estudo para verificação da interferência da estratificação térmica em uma lagoa facultativa e uma de maturação. Tais autores observaram uma convergência entre os testes com Rodamina B e o modelo matemático empregado para estimativa do volume útil das lagoas.

Ao estudar lagoas facultativas, Torres *et al.* (1999) utilizaram o sulforodamina B e destacaram que estas podem ser utilizadas em ambientes aquáticos que tem presença de matéria orgânica e destacou outros autores que utilizaram esse corante em seus estudos.

Alvarado *et al.* (2011) destacaram que a Rodamina WT é um corante traçador apropriado para estudos de hidrodinâmica desde que se considere o efeito de fluorescência que altas concentrações de biomassa ocasionam. Para reduzir o efeito dos sólidos suspensos, basicamente algas, Kellner, Moreira e Pires (2009) centrifugaram as amostras antes da leitura de fluorescência. Valero e Mara (2009) avaliaram por algum tempo antes da aplicação do corante os valores de background da lagoa e Alvarado (2013) seguiu a mesma metodologia.

Vários são os estudos que utilizam a técnica estímulo-resposta, o que corrobora para a consistência da técnica para previsão do sistema hidráulico de lagoas (ALVARADO, 2013; ALVARADO *et al.*, 2011; KELLNER, MOREIRA, PIRES, 2009; TORRES *et al.*, 1999; VALERO, MARA, 2009).

O cálculo da quantidade de traçador necessária para o experimento de pulso se dá em função da concentração mínima detectável no equipamento que fará a leitura, do valor de *background* do sistema e a certas condições hidráulicas do reator. Para traçadores fluorescentes a massa inicial será em função da concentração mínima detectável no equipamento fluorimétrico e das condições hidráulicas do reator. Considerando a baixa reprodutibilidade dos experimentos em

sistema em escala real, uma boa prática é realizar experimentos testes para se estabelecer com maior precisão os menores níveis detectáveis. No entanto, uma aproximação é possível assumindo que ocorre mistura completa no reator, e assim, estima-se como concentração mínima o limite detectável pelo fluorímetro mais um fator de segurança que depende do regime hidráulico do reator. Dessa forma, é assegurado que a concentração mínima do traçador efluente poderá ser medida com precisão (SHILTON, HARISSON, 2003).

Outros são também os traçadores utilizados em estudos hidrodinâmicos ambientais, entre eles em sua revisão Silva et al. (2009) cita a utilização de traçadores radioativos. Contudo, entre as desvantagens está a dificuldade de manipulação do material e a possível contaminação do meio ambiente, conduzindo à utilização preferencial de materiais não radioativos como traçadores em estudos biológicos.

Há também o emprego de traçadores químicos não reativos. Os sais fazem parte desse grupo de traçadores e esses são mais comuns no estudo de filtros, reatores anaeróbios e também *wetlands* (COTA, 2011; VIERA, 2013).

Cavalcanti *et al.* (2001b), estudando uma lagoa de polimento, utilizaram o cloreto de potássio como traçador e avaliaram a concentração de potássio no efluente final. Já Cota (2011), utilizando o cloreto de sódio (NaCl) fez testes em *wetlands* de fluxo vertical e através da condutividade do efluente construiu curvas de concentração do sal e determinou a hidrodinâmica do sistema. Por sua vez Vieira (2013) utilizou o NaCl e o cloreto de Lítio (LiCl) para avaliação da hidráulica de um filtro biológico percolador aberto para diferentes taxas hidráulicas. Vieira (2013) observou que o NaCl apresentou melhores percentuais de recuperação e menores efeitos de cauda do que o LiCl.

O NaCl apresenta vantagens adicionais, como facilidade de aquisição em qualquer localidade, baixo custo (COTA, 2011), e ainda é de fácil manipulação, diluição, e medição que pode ser realizada de maneira simples, através de um condutivímetro e com relativa precisão.

Sendo assim, optou-se pela utilização desse traçador para este estudo a fim de estender o uso desse a outros sistemas, principalmente de pequenas cidades e regiões em desenvolvimento. Essa técnica consiste na injeção de um traçador de concentração conhecida no início do reator e sua identificação na saída do reator ao longo do tempo.

3.4.2.1 Condutividade elétrica

Pelo fato de os testes com traçadores nesta dissertação terem sido feitos com adição de cloreto de sódio e medição da condutividade elétrica, o presente item discorre em maiores detalhes sobre aspectos relacionados à condutividade. Condutividade elétrica é uma medida da habilidade de uma solução aquosa de conduzir uma corrente elétrica devido à presença de íons. Essa propriedade varia com a concentração total de substâncias ionizadas dissolvidas na água, com a temperatura, com a mobilidade dos íons, com a valência dos íons e com as concentrações real e relativa de cada íon (PINTO, 2007).

A condutividade elétrica em uma água é representada em sua maioria por sólidos dissolvidos em água, dos quais se destacam dois tipos: compostos iônicos e compostos catiônicos. Os compostos iônicos são sólidos que se dissolvem em água, tendo como exemplos cloretos, sulfatos, nitratos e fosfatos. Os compostos catiônicos também interferem na condutividade elétrica da água e possuem cátions de sódio, magnésio, cálcio, ferro, alumínio e amônio. Já compostos como óleo, graxas, álcool e fenóis não possuem capacidade de conduzir eletricidade, e quando presentes, reduzem a condutividade (VILLAS e BANDERALI, 2013).

Pinto (2007) descreve que a condutividade elétrica pode ser expressa por diferentes unidades e, principalmente, por seus múltiplos. No Sistema Internacional de Unidades (S.I.) é reportada como Siemens por metro (S/m). Entretanto, em medições realizadas em amostras de água, utiliza-se preferencialmente microSiemens ($\mu\text{S}/\text{cm}$) ou miliSiemens por centímetro (mS/cm). Para reportar dados de condutividade elétrica em unidades S.I., segue-se a relação $1\text{mS}/\text{cm} = 10\ \mu\text{S}/\text{cm}$. Os Estados Unidos da América adotam-se a unidade mho/cm, mantendo a relação $\text{mho}/\text{cm} = \text{S}/\text{cm}$.

A condutividade elétrica é uma propriedade que depende expressivamente da temperatura. Devido a isso, os dados de condutividade elétrica devem ser acompanhados da temperatura na qual foi medida.

Um aumento da temperatura de uma solução irá provocar uma diminuição da sua viscosidade e um aumento na mobilidade de íons em solução. Um aumento da temperatura também pode provocar um aumento do número de íons na solução, devido à dissociação de moléculas. Como a condutividade da solução é dependente destes fatores, um aumento da temperatura da solução irá levar a um aumento na sua condutividade (BARRON e ASHTON, 2014). Devido

a esses fatores é adotada na literatura a leitura de condutividade a 25°C, conforme pode ser visualizado na FIGURA 3.1.

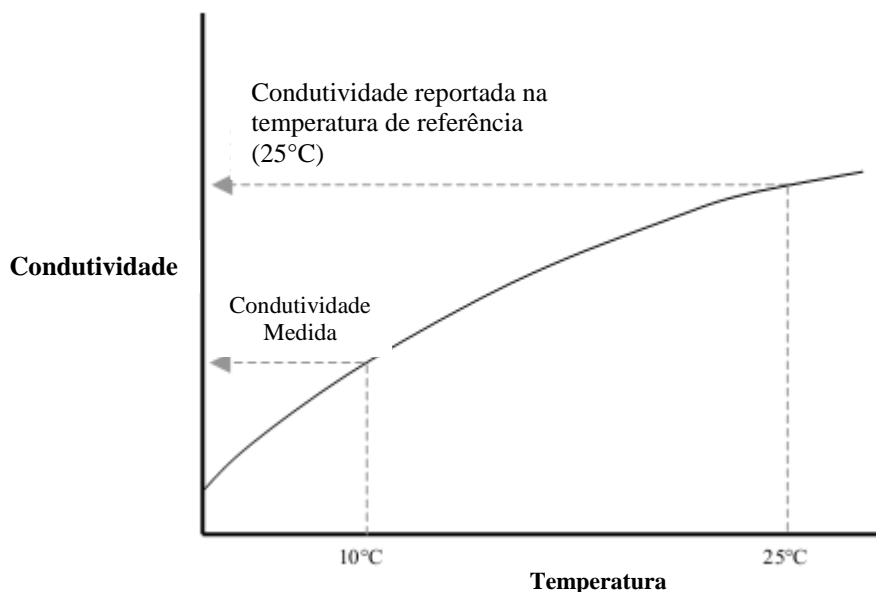


FIGURA 3.1: Compensação da condutividade para uma temperatura de referência

Fonte: Adaptado de Barron e Ashton (2014)

A compensação da temperatura pode ser feita de forma linear ou não linear. Essa compensação é feita através do coeficiente de variação da temperatura. Esse coeficiente é a taxa de aumento da condutividade em relação a temperatura, e é expressa em porcentagem de aumento da condutividade para variação de cada grau de temperatura (°C), e esse coeficiente varia conforme a solução. Na TABELA 3.7 é possível verificar os coeficientes de variação da temperatura para o cloreto de sódio. Observa-se que, de maneira geral, a elevação de 1°C na temperatura causa um aumento em torno de 2% no valor da condutividade.

TABELA 3.7: Coeficiente de variação da temperatura com relação à temperatura de referência de 25°C para diferentes concentrações de cloreto de sódio

Temp. (°C)	Padrão (1413 μ S.cm ⁻¹)	500 mg.L ⁻¹	1000 mg.L ⁻¹	10.000 mg.L ⁻¹
5	1,89	1,92	1,94	1,87
10	1,93	1,98	1,99	1,93
15	1,97	2,03	2,03	1,99
16	1,98	2,04	2,04	2,00
17	1,99	2,06	2,05	2,01
18	1,99	2,07	2,06	2,02
19	2,00	2,08	2,07	2,04
20	2,01	2,09	2,08	2,05
21	2,02	2,10	2,09	2,06
22	2,03	2,11	2,10	2,07
23	2,03	2,13	2,11	2,08
24	2,04	2,14	2,12	2,10
30	2,09	2,21	2,17	2,17
35	2,13	2,26	2,22	2,23
40	2,17	2,32	2,26	2,29
45	2,21	2,38	2,31	2,35
50	2,24	2,44	2,36	2,40

Fonte: Adaptado BIBBY SCIENTIFIC (2014)

Para a compensação linear, assume-se que a temperatura do coeficiente de variação tem o mesmo valor para todas as temperaturas de medição. Esta suposição não é verdadeira, mas para muitas medições não resulta em uma contribuição substancial de incertezas para o resultado reportado (BARRON e ASHTON, 2014).

A compensação não linear leva em consideração uma equação polinomial e apresenta um resultado mais preciso, como pode ser visualizado na FIGURA 3.2.

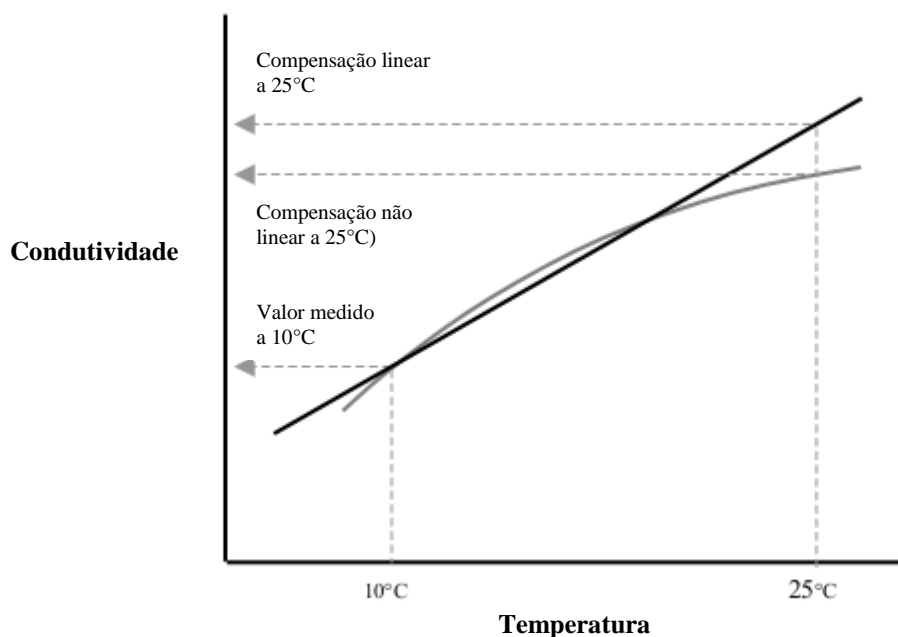


FIGURA 3.2: Compensação linear e não linear da condutividade para temperatura de referência

Fonte: Adaptado de Barron e Ashton (2014)

Hayashi (2004) estudou cinco tipos de água com salinidade e composição distintas e observou que a equação linear simples é facilmente programável para sistemas automatizados e medidores portáteis de condutividade elétrica, sendo mais vantajosa do que as equações baseadas na viscosidade, que são mais complexas e difíceis de programar.

Os equipamentos disponíveis atualmente são capazes de fornecer a condutividade elétrica já convertida para uma das temperaturas de referência. Entretanto dados em que não se referem a essas temperaturas podem ser convertidos, utilizando a Equação 3.2:

$$\text{Condutividade elétrica a } 25\text{ }^{\circ}\text{C} = \frac{CE_{medida}}{1+0,019*(T-25)} \quad 3.2$$

CE_{medida}: condutividade elétrica média e T= temperatura (°C)

3.4.3 Avaliação da hidrodinâmica com base em modelagem computacional

Segundo Wichern, Gehring e Lübken (2011), a modelagem matemática poderá fornecer informações importantes para o entendimento básico de conversão bioquímica microbiana, resolver problemas operacionais e projetar plantas ideais para a redução de energia e custos para o investimento, contribuindo assim para a gestão de sistemas altamente complexos. Diante do exposto, seu uso se torna importante para países em desenvolvimento, uma vez que

esses modelos contribuem para uma abordagem mais integral, envolvendo técnica bem como objetivos econômicos e sociais.

Dentro da modelagem, um método que está em difusão devido à sua capacidade de resolução de problemas de hidrodinâmica é o Computational Fluid Dynamics (CFD). A dinâmica dos fluidos computacional (CFD) é uma poderosa ferramenta utilizada para aperfeiçoar projetos ou avaliar opções de otimização antes e após a execução de projetos. Essa ferramenta de modelagem pode ser utilizada para simular escoamentos permanentes ou transitórios de um ou mais fluidos, em até três dimensões espaciais.

Na ferramenta CFD as equações da conservação da quantidade de movimento, conservação da massa e da energia são discretizadas e resolvidas iterativamente para diversos volumes de controle. Como resultado, uma aproximação do valor de cada variável em pontos específicos dentro do domínio é obtida. Os recursos tecnológicos, como programas de fluidodinâmica computacional, têm sido uma alternativa auxiliar para a compreensão de fatores interferentes em sistemas (SHILTON, 2001; SAH *et al.*, 2011).

Passos, von Sperling e Ribeiro (2013a), estudando uma lagoa facultativa, observaram que o CFD mostrou as principais linhas de fluxo, o grau de dispersão, zonas mortas e regiões de curtos-circuitos na lagoa, em consoante ao rastreamento feito com drogue GPS, medições do vento e da dispersão do corante amarantho. Esses autores concluíram que a modelagem através do CFD provou ser útil na avaliação das condições hidrodinâmicas da lagoa.

Passos (2012) realizou teste com traçador virtual utilizando software CFX para uma lagoa facultativa e de maturação. O TDH do pico para lagoa facultativa foi de 24 dias, equivalente a 30% do TDH teórico. O TDH médio da lagoa foi de 87 dias, bem próximo ao TDH teórico (80 dias). Para a lagoa de maturação o TDH médio obtido com o traçador virtual foi igual ao TDH obtido pelo drogue-GPS (3 dias).

Passos (2012), em seu teste com traçadores virtuais, encontrou na lagoa facultativa um alto número de dispersão ($d=0,28$), mais próximo ao regime de mistura completa, ao passo que na lagoa de maturação ocorreu uma baixa dispersão ($d=0,039$), mais próximo ao padrão de fluxo em pistão. Cavalcanti (2003) encontrou números de dispersão de 0,14, 0,18 e 0,16 para uma lagoa de polimento com TDH de 5, 7,5 e 12 dias, respectivamente. Conforme classificação de Metcalf e Eddy (2003), a dispersão encontrada no estudo de Cavalcanti (2003), foi moderada.

O modelo CFD, associado ao corante Rodamina WT, utilizado por Alvarado et al. (2011) demonstrou rigor para descrever a hidrodinâmica de uma lagoa com grandes dimensões, sendo que o tempo de detenção hidráulica (TDH) estimado foi semelhante ao experimental.

Em laboratório, Shilton (2001) fez testes com a técnica de traçadores e comparou seus resultados com simulações em CFD. Os resultados entre as previsões do CFD e os obtidos em laboratório foram extremamente semelhantes, dando uma maior confiança ao modelo de simulação do CFD. As pequenas divergências entre os resultados de campo e as previsões do modelo foram devido a incongruências físicas e variações de estado estacionário, ao invés de problemas apresentados pelo próprio modelo.

O CFD é capaz de gerar grandes quantidades de informações, o que é desejável. No entanto, deve ocorrer validação com dados de campo para se evitar interpretações errôneas dos resultados. Sendo assim, são necessários estudos de campo para avaliar a recirculação, zonas mortas e estratificação térmica (ALVARADO *et al.*, 2011). Cada fator externo incorporado no modelo, como vento e estratificação, aumenta a robustez do modelo, embora torne maior a demanda por esforço computacional.

3.5 Desempenho de lagoas de polimento rasas

Arantes *et al.* (2000) e Kato e Florêncio (2001) estudaram um sistema de lagoa de polimento chicaneada em escala piloto na cidade de Recife. Esses autores avaliaram a eficiência de remoção de matéria orgânica e coliformes termotolerantes para três diferentes profundidades (0,3, 0,6 e 1,0m) para valores de TDH (2, 3,5, 5, 10 e 20 dias).

Comparando os estudos desses autores, aparentemente, as melhores remoções de DQO filtrada e coliformes termotolerantes e respectivas eficiências ocorreram para as maiores profundidade e TDH de 5 e 10 dias. Esses resultados contrariam outros estudos (VON SPERLING, 1999; CAVALCANTI., 2001; CALVACANTI, 2003; VON SPERLING, BASTOS e KATO, 2005) que relatam que menores profundidades para determinado TDH conduzem a melhores remoções do que maiores profundidades para esse mesmo TDH. Arantes *et al.* (200) e Kato e Florêncio (2001) admitem que devido às dimensões e condições de pesquisas, pode ter ocorrido interferências, e as menores profundidades que deveriam conduzir a um menor grau de mistura e dispersão, podem ter sido as mais influenciadas, aumentando o grau de mistura e dispersão. Além do mais devido às pequenas larguras entre as

chicanas (0,3 m) e altura de 1m, as chicanas podem ter ocasionado o sombreamento da coluna líquida, impedindo a maior desativação de micro-organismos, justificando as conclusões divergentes com os outros autores da literatura..

Von Sperling, Bastos e Kato (2005), estudando cinco sistemas de lagoas de polimento em quatro localidades brasileiras, observaram que lagoas de polimento rasas são mais eficientes na remoção de coliformes, mesmo operadas com tempos de detenção hidráulica curtos. Isso foi explicado pelo fato de o coeficiente de decaimento bacteriano (K_b) ser maior em lagoas mais rasas. Esse autores propõem uma equação para o K_b para lagoas de polimento em função da profundidade (H), para temperatura de 20°C e fluxo disperso, Equação 3.3:

$$K_b = 0.710 H^{-0.955} \quad (3.3)$$

Os autores observaram uma relação aproximadamente inversa entre a profundidade e o decaimento bacteriano. Esse resultado corrobora que esforços de elevar o TDH aumentando também a profundidade não contribuem para a maior desativação de micro-organismos (aumento de K_b), uma vez que maiores profundidades reduzem o K_b . Assim, para aumentar o K_b é necessário que se aumente a área de superfície, ao passo que as menores profundidades sejam mantidas.

Resultado semelhante foi encontrado por Cavalcanti (2003), que avaliando a influência da profundidade no decaimento de coliformes termotolerantes observou uma relação inversamente proporcional entre a profundidade e o coeficiente de decaimento (K_b), demonstrando que o decaimento é independente da profundidade: o tempo de detenção hidráulica mais longo em lagoas mais profundas compensa as taxas mais baixas de decaimento bacteriano.

Cavalcanti (2003) pondera sobre o aumento da área superficial das lagoas quando a finalidade é a utilização dos efluentes para irrigação, visto que o aumento da área superficial incorrerá em maiores perdas d'água por evaporação.

Para von Sperling, Bastos e Kato (2005) é esperado que lagoas de polimento que são projetadas para obter concentrações efluentes ≤ 1000 NMP/100ml também produzam efluentes com concentrações de ovos de helmintos ≤ 1 ovo/L, assim assegura-se o cumprimento a padrões para irrigação irrestrita (WHO, 2006), para ambos parâmetros.

Cavalcanti (2003) estabeleceu que para sistemas em regiões tropicais, três dias de TDH são suficientes para redução de DBO, SST e ovos de helmintos para níveis aceitáveis pela legislação, enquanto para uma remoção de coliformes termotolerantes é necessário um tempo de residência hidráulica de 10 dias. Esse tempo de detenção hidráulica mais elevado é necessário devido a imperfeições no regime de escoamento das lagoas. As lagoas são projetadas para operarem com um regime de fluxo em pistão, mas, na realidade, ocorrem desvios dessa idealidade, ocorrendo misturas, aumentando o número de dispersão e causando consideráveis frações de volumes mortos. Como consequência, o decaimento exponencial de coliformes termotolerantes, tal como esperado, não é observado.

Soares *et al.* (2000) avaliaram a remoção de matéria orgânica e patógenos para um sistema com diferentes relações comprimento/largura (L/B): em uma lagoa com chicanas (12,5/1 e 32/1) e (2/1) para uma lagoa sem chicanas, na cidade de Itabira/MG. Os sistemas operavam com TDH de 8 dias e profundidade de 1 metro. A lagoa chicaneada com comprimento/largura 12,5 teve remoção de *E. coli* e coliformes totais ligeiramente superior (2,7 unidades log removidas) em relação à lagoa sem chicanas (L/B = 2) e remoção de 2,5 unidades log. A remoção global de ovos de helmintos foi de 99,9%. Soares *et al.* (2000) encontraram concentrações médias do efluente UASB/lagoas com chicanas e sem chicanas, respectivamente de: DBO 120 e 128 mg/L, DQO 261 e 260 mg/L, SST 176 e 136 mg/L e eficiências de 67 e 66% para DBO, 44 e 45% para DQO. A DQO filtrada efluente da lagoa com chicanas foi de 106 mg/L e sem chicanas de 102 mg/L. Aparentemente a maior diferença entre as unidades foi relativa à concentração de sólidos suspensos, menos expressiva na lagoa sem chicanas.

Andrada, Santos e von Sperling (2005) estudaram três lagoas de polimentos em série em escala de demonstração na cidade de Belo Horizonte (mesmas lagoas do experimento desta dissertação), em que as duas primeiras lagoas operavam com 0,8m e a última lagoa com 0,4 m seguida de um filtro grosseiro.

Esses autores encontraram concentrações médias de DBO de 30 mg.L⁻¹ e com 90% dos valores abaixo de 50 mg.L⁻¹. Para SS a concentração média foi de 26 mg.L⁻¹, com concentração máxima de 60 mg.L⁻¹. A eficiência global do sistema para remoção de *E. coli* foi de 5,7 unidade logarítmicas. Atingiram-se valores inferiores a 1000 NMP.100 ml⁻¹. Com tais concentrações foi possível atingir as recomendações para o reuso irrestrito do efluente

segundo as diretrizes da Organização Mundial da Saúde (WHO, 1989 apud Andrada, Santos e von Sperling (2005).

Chiatti e von Sperling (2011) usaram as mesmas lagoas desta dissertação, mas estudaram uma configuração de lagoas em duas fases distintas com o objetivo de verificar a interferência de diferentes TDH e profundidade na remoção de nitrogênio, além de avaliar o efeito da variação de tanques que operam em série. Na fase 1, quatro lagoas operaram em série com profundidade de 0,40 m e TDH 5,7 dias. Na fase 2, dois sistemas operaram em paralelo, em um sistema duas lagoas operavam em série com 0,80 m de profundidade e TDH de 12,5 dias e no outro sistema, duas lagoas também operaram em série, no entanto com profundidade de 0,40 m e TDH 5,7 dias. Os autores observaram que as lagoas mais rasas (0,40 m) com menor volume e TDH (5,7 dias) foram capazes de remover melhor o nitrogênio do que lagoas mais profundas (0,80 m) e com maior TDH (12,5 dias). O número de lagoas em série não foi um fator preponderante para a remoção de nitrogênio (66% para fase 1 com quatro lagoas em série e 65% para fase 2 com duas lagoas em série), sendo que em ambos a profundidade era de 0,4 m e o TDH 5,7 dias.

Von Sperling e Mascarenhas (2005) também investigaram esse sistema sob as mesmas condições e observaram que o sistema foi capaz de alcançar excelente remoção de DBO e *E. coli*, e bons resultados de remoção de amônia.

Assunção e Von Sperling (2011), em experimentos nas mesmas lagoas, observaram uma considerável relação entre a temperatura e o pH na remoção de amônia. A concentração de amônia no efluente era inferior em períodos onde a temperatura e pH eram mais elevados.

Von Sperling (2002) citam os valores usuais para o coeficiente de remoção de DBO (k) são da ordem de $0,25 \text{ d}^{-1}$ para padrão de mistura completa e $0,15 \text{ d}^{-1}$ para fluxo disperso. Von Sperling e Mascarenhas (2005) encontraram valores bem mais altos e citam que as menores profundidades empregadas em seus estudos, inferiores a 0,65 m, foram responsáveis pelos maiores valores de K , para mistura completa ($1,81 \text{ d}^{-1}$) e fluxo disperso ($0,88 \text{ d}^{-1}$). Os autores encontraram valores de K_b de 1,96, 1,85, 3,0, 0,83 para as lagoas 1, 2, 3 e 4, respectivamente, valores bem acima do citado na literatura para lagoas de maturação (0,4 a $0,7 \text{ d}^{-1}$) (von Sperling, 1999). Comparando a lagoa mais rasa (0,4 m) com a lagoa mais profunda (0,8m), observaram maiores valores de K e K_b para a lagoa mais rasa e com menor TDH, no entanto,

a remoção em ambos sistemas não foi estatisticamente distinta, pois os produtos K_t e $K_{b,t}$ foram semelhantes entre a lagoa mais rasa e a mais profunda.

Um resumo das pesquisas realizadas no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento UFMG/COPASA (TABELA 3.9).

Dias *et al.* (2013) consolidou os dados dessas diversas pesquisas ocorridas nesse sistema ao longo de 10 anos (julho de 2002 a fevereiro de 2013) para diversos parâmetros de monitoramento (TABELA 3.8), para três lagoas de polimento seguidas de um filtro grosseiro.

TABELA 3.8: Concentrações mediana e (eficiência mediana de remoção) para a estação seca e chuvosa de acordo com o teste não paramétrico Mann Whitney – Teste U ($p < 0.05$).

Parâmetro	Estação	Esgoto Bruto	UASB	Lagoa 1	Lagoa 2	Lagoa 3	Filtro Grosseiro	EB-L2	EB-L3	EB-FG
DBO	Chuvosa	220	72(62)	46(23*)	43(17)	44(7)	32(7)	(76)	(78)	(79)
	Seca	218	<u>48</u> (71*)	<u>40</u> (20)	<u>33</u> (17)	<u>37</u> (10)	32(9)	(76)	(79)	(80)
DQO	Chuvosa	401	153(62)	153(7)	146(9)	170(-2)	101(22)	(66)	(62)	(76)
	Seca	366	141(61)	141(2)	141(3)	155(-6)	90(23)	(62)	(58)	(75)
SST	Chuvosa	185	58(71)	70(-33)	59(5*)	85(-47)	36(58)	(68)	(53)	(77)
	Seca	184	53(69)	65(-21)	60(-8)	94(-45)	33(50)	(64)	(51)	(83)
Nitrogênio Total	Chuvosa	37	42(-8*)	36(16)	28(25)	21(23)	22(5)	(31)	(48)	(48)
	Seca	<u>28</u>	<u>34</u> (-19)	<u>22</u> (26*)	<u>15</u> (38*)	<u>9</u> (32*)	<u>10</u> (6)	(49*)	(66*)	(63*)
Amônia	Chuvosa	27	32(-20*)	24(22)	16(34)	14(22)	16(5)	(33)	(55)	(51)
	Seca	<u>19</u>	<u>25</u> (-33)	<u>17</u> (30*)	<u>10</u> (41*)	<u>6</u> (44*)	<u>7</u> (-4)	(48*)	(69*)	(60*)
Fósforo	Chuvosa	<u>5</u>	6(9*)	5(-10)	4(2)	4(-3)	4(3)	(-8)	(-16)	(-3*)
	Seca	6	5(-20)	4(-13)	3(7)	3(-2)	3(-5)	(-5)	(-23)	(-32)
<i>E. coli</i>	Chuvosa	<u>1,4x10⁸</u>	<u>4,9x10⁷</u> (0,6)	4,2x10 ⁵ (2,0)	4,6x10 ⁴ (1,1)	3,4x10 ³ (1,2)	1,1x10 ³ (0,9*)	(3,2)	(4,4)	(5,5)
	Seca	3,8x10 ⁸	8,1x10 ⁷ (0,8*)	4,6x10 ⁵ (2,2)	2,4x10 ⁴ (1,2)	1,4x10 ³ (1,4)	3,7x10 ² (0,2)	(4,0*)	(5,4*)	(5,7)
OD	Chuvosa	<u>1,04</u>	1,87	<u>8,23</u>	<u>9,95</u>	<u>8,30</u>	1,30			
	Seca	0,59	1,61	2,39	3,80	4,03	1,24			
pH	Chuvosa	<u>7,1</u>	6,9	7,5	7,8	8,2	7,6			
	Seca	7,0	6,9	7,4	8,0	8,2	7,6			

Melhor desempenho é indicado por concentração significativamente menor (sublinhada) – com exceção para o OD e pH – e (*) eficiência significativamente maior (com *) (valor de $p < 0,05$). Concentração é expressa em (mg/L) exceção para *E. coli* (NMP/100ml) e pH (adimensional). Eficiência é expressa em (%) exceto para *E. coli* (unidade log). (EB = esgoto bruto; L2 = Lagoa 2; L3 = Lagoa 3; FG = filtro grosseiro).

Fonte: Dias *et al.* (2013).

Observaram que a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos no sistema foi satisfatória, produzindo concentrações médias de 48 mg/L de DBO, 103 mg/L de DQO e 39 mg/L de SS, em que a maior parte da matéria orgânica era associada à forma particulada,

principalmente algas. A concentração média de DBO filtrada foi de 18 mg/L e DQO filtrada de 58 mg/L, corroborando a discussão anterior.

Esses autores observaram que ocorreu uma remoção excelente de *E. coli*, acima de 5 unidades log e as médias geométricas do efluente foram inferiores a 1000 NMP.100ml⁻¹. Assim, em termos de remoção de coliformes e ovos de helmintos foi possível atender aos padrões da WHO (2006) para irrigação irrestrita.

Dias *et al.* (2013) não encontraram influência significativa das estações seca e chuvosa (TABELA 3.8) sobre os parâmetros analisados, com exceção da remoção de nitrogênio total e amônia, que foi melhor para o período seco e também para algumas unidades quanto à remoção de DBO e *E. coli*, apesar de não ter um padrão definido.

Sato *et al.* (2006) estudaram o desempenho de várias unidades de lagoas de polimento na bacia do rio Yamuna na Índia para verificar o atendimento às diretrizes indianas. Os autores observaram que os sistemas falharam no enquadramento, com valores sempre maiores ao preconizado pela diretriz, que para DBO é de 30 mg.L⁻¹, SS de 50 mg.L⁻¹ e coliformes termotolerantes de 10⁴ NMP.100ml⁻¹. Os reatores UASB operavam com TDH entre 8,4 a 10,9 horas e as lagoas de polimento com TDH entre 1 a 1,6 dias. Os valores de TDH para as lagoas são valores bem reduzidos, bem inferiores ao proposto na literatura (Catunda, 2003).

Os autores sugerem que o não cumprimento para o parâmetro de DBO seja devido à sobrecarga no sistema (valores acima dos de projeto) e isso seja devido ao lançamento clandestino de despejos industriais. Os valores altos de sólidos que saem das lagoas foram associados muito mais aos sólidos advindos do reator UASB, devido ao não descarte periódico do lodo acumulado neste e conseqüentemente perda de sua biomassa, do que ao crescimento excessivo de algas (evidenciado pelos valores de OD dissolvido <2,2 mg.L⁻¹).

Os elevados valores de sólidos suspensos presentes nas lagoas, os valores de pH não elevados (entre 7 e 8,2) e valores baixos de OD e de TDH foram os principais fatores que desfavoreceram a remoção de coliformes termotolerantes do sistema (1,1x10⁵-2,2x10⁶ NMP.100mL⁻¹), não atendendo ao padrão requerido.

A remoção de nitrogênio foi pouco efetiva no sistema (efluentes com concentração de amônia de 19-54 mg.L⁻¹), atribuída principalmente ao baixo TDH nas lagoas, o que dificulta o

estabelecimento da biomassa no sistema, e conseqüentemente a incorporação de nutrientes pelas algas.

El-Shafai *et al.* (2007) estudaram um sistema piloto constituído de um reator UASB (TDH = 6 horas), seguido de três lagoas em série com lentilhas d'água (TDH total de 15 dias), na cidade do Cairo no Egito. Os autores encontraram eficiências de 93%, 96% e 91% para DQO, DBO e SST, respectivamente, durante a estação quente. O efluente do sistema continha 0,41 mgN.L⁻¹ de amônia, 4,4 mgN.L⁻¹ de NTK e 1,1 mgP.L⁻¹ fósforo, com eficiências de remoção de 98%, 85 e 78%, respectivamente. A maior parte do nitrogênio removido foi pela absorção pelas plantas (80%), 5% pela sedimentação e 15% perdidos do sistema. A remoção de coliformes termotolerantes foi mais efetiva durante a estação quente com eficiência de 99,998% e efluente 4x10³ UFC.100ml⁻¹ do que no inverno, produzindo efluente com valores de 4,7x10⁵ UFC.100ml⁻¹.

El-Shafai *et al.* (2007) observaram que mesmo durante o inverno a remoção de DQO, DBO e SS, foi efetiva, e somente a remoção de nitrogênio foi comprometida, pela variação da temperatura. Dias *et al.* (2013) encontraram maiores remoções de nitrogênio durante a época seca do ano do que durante a época chuvosa.

Chong *et al.* (2013) fizeram uma revisão com os principais estudos recentes desenvolvidos em UASB-lagoas e um resumo desses trabalhos pode ser observado na TABELA 3.10..

TABELA 3.9: Resumo das principais pesquisas ocorridas nas lagoas de polimento do CePTS UFMG/COPASA.

Período de estudo	Configuração e profundidade	Vazão* e TDH**	Desempenho	Conclusões	Referências
Fase 1: Junho a Dezembro de 2002; Fase 2: Janeiro a Junho de 2003	Fase 1 = quatro lagoas em série. L1=0,65m, L2=0,55m; L3 e L4 =0,4m; Fase 2 = dois sistema em paralelo. L1e L2=0,8m e, L3 e L4 = 0,40m;	Fase 1: vazão (40m ³ .d ⁻¹) e TDH (7,4 dias). Fase 2: Sistema 1, vazão (20 m ³ .d ⁻¹) e TDH (12,4 dias); sistema 2, vazão (20m ³ .d ⁻¹) e TDH (5,8 dias).	Fase 1: DBO bruta < 44 mg.L ⁻¹ e DBO filtrada <25 mg.L ⁻¹ ; DQO filtrada > 125 mg.L ⁻¹ . O K para mistura completa (1,81 d ⁻¹) e fluxo disperso (0,88 d ⁻¹). 6,42 unidades log removidas de <i>E. coli</i> e o K _b variou de 0,83 a 3 nas 4 lagoas. Fase 2: o valor de K para fluxo disperso (0,26d ⁻¹ e 0,62d ⁻¹) e mistura completa (0,50 d ⁻¹ e 1,27 d ⁻¹) para as lagoas 1 e 3, respectivamente. O valor de K _b foi de 1,47 d ⁻¹ para L1 e 3,73 d ⁻¹ para L3. Fase 1 = 66 % remoção de Nitrogênio Total; Fase 2 – L1+L2 = 60 %; L3+L4 = 65%	Não ocorreu diferença significativa entre as lagoas mais rasas e as mais profundas quanto à remoção de DBO e <i>E. coli</i> . Pois as lagoas mais rasas apresentaram valores de K e K _b superiores às lagoas mais profundas, no entanto, o produto de K _b .t e K.t foram semelhantes para lagoas mais rasas e mais profundas. O número de lagoas em série e o maior TDH não é fator preponderante para remoção de nitrogênio e sim menores profundidades.	Von Sperling e Mascarenhas (2005)
Outubro de 2004/maio de 2005.	Lagoas em série: L1 e L2= 0,8 m L3 e FG = 0,6 m	40 m ³ .d ⁻¹ / 10,4 dias	DBO: < 27 mg L-1; DQO: < 97 mg L-1; SS: <26 mg L-1 e <i>E. coli</i> : < 450NMP por 100mL.	Indicam a possibilidade do uso agrícola irrestrito e usos urbano e industrial restritos, segundo a OMS e EPA	Andrada, Santos e Von Sperling (2005)
Outubro de 2004 a Agosto de 2007	L1, L2, L3 e FG	Vazão entre (30 a 37 m ³ .d ⁻¹) e TDH (10, 3 a 13 dias).	DBO: < 39 mg.L ⁻¹ ; DQO: < 109 mg.L ⁻¹ ; SS: < 41 mg.L ⁻¹ ; amônia: < 10 mg.L ⁻¹ ; <i>E. coli</i> : < 540 NMP/100 mL	As concentrações médias efluentes DBO, DQO, SS e Nitrogênio atenderam aos padrões da regulamentação Europeia e qualidade microbiológica atendeu ao padrão para irrigação irrestrita da OMS.	Von Sperling <i>et al.</i> (2008)
Janeiro 2007 a Maio de 2009	Lagoas em série com o filtro. L1 e L2 = 0,8 m L3 e FG = 0,6 m	Vazão (29 m ³ .d ⁻¹)*** e TDH (10,7 dias)	Eficiência - NT = 60%; NTK = 59% e Amônia = 59%. Concentração - Nitrogênio Orgânico = 4 mg.L ⁻¹ ; Amônia = 12 mg.L ⁻¹ ; Nitrito = 1 mg.L ⁻¹ ; Nitrito = 0,3 mg.L ⁻¹	Aumento da temperatura e pH contribuíram para remoção de nitrogênio.	Assunção e Von Sperling (2011)

*Vazão de todas as unidades. O TDH é somente das unidades da lagoa. O TDH de projeto do reator UASB para vazão de 40m³.d⁻¹ é de 8,5 horas exceto para (***) o TDH do UASB foi de 11,7 horas. FG=Filtro Grosso com brita de diâmetro entre 3 a 8 cm. K = Coeficiente remoção de DBO para temperatura de 20°C. K_b = Coeficiente de decaimento bacteriano. OMS: Organização Mundial da Saúde. EPA: *Environmental Protection Agency* (Agência de Proteção Ambiental dos EUA)

TABELA 3.10: Comparação entre estudos recentes com UASB-lagoas de estabilização

Ref. ^a	Temp. (°C)	UASB			Lagoas			Concentração no efluente final (mg.L ⁻¹) [Eficiência média (%)] ^b									Ovos de Helmitos	
		Volume (m ³)	TDH (h)	DQO (mg.L ⁻¹) Af. Ef.	Tipo ^c	Vol. (m ³)	TDH (d)	Prof. (m)	DQO	DBO	SST	NH4	NT	FT	CF	EC		
1)	23	9	5,5			Lagoa c/ Chicana	32	6,3	1								3,9x10 ⁶	0,1
2)	25	1,5	3		175	Lagoa c/ Chicana	32,5	6,25	0,65									45
			5			Chicana		8	1									0
			5			Chicana		6,4	1									0,49
			7,5			Chicana		6,1	1									0
3)	17-26		7,5			Chicana	32	9,3	0,6									0
			5			s/ Chicana	8	1										
			5			s/ Chicana	6,4	1										
			7,5			s/ Chicana	7,7	1										
			7,5			s/ Chicana	8,9	0,6										
4)	23			436	159	Rasa*	52,5-85,3	1,4-2,5	0,4-0,65	170[61]	44[88]	113[60]	7,3[67]	11,4[63]	2,8[28]			3,8x10 ² [9,23]
						Rasa**		2,9-6,2	0,4-0,8	130[70]	29[92]	52[82]	12,3[50]	15[51]	1,9[51]			1,4x10 ⁵ [9,23]
5)	17-28	14,2	0,3	235	45	Lagoa Rasa + filtro grosseiro	175	12,4	0,4-0,8		27[88]	26[85]						4,5x10 ² [5,68]
6)	17-23	13600	9,1	363-1194	149-510	Chicanas	4373 3	1,1	1,25-2	238[68]	96[63]	262[36]	34[0]					4,6x10 ⁵ [0,7]
7)	16	0,04	6	871	257	Lentilha d'água	1,44	15	0,48	73[92]	25[93]	31[91]	10,4[40]	10,8[38]	2,69[56]			4,7x10 ⁵ [3,4]
	41			749	151					49[93]	14[96]	32[92]	0,4[98]	1,3[94]	1,11[79]			4x10 ³ [4,9]
				364 ^d	55 ^d	Facultativa					55[84]	48[82]						
8)	20-27			744 ^d	59 ^d	Facultativa					59[92]	59[91]						
				219 ^d	30 ^d	Maturação					30[83]	61[51]						
9)	20-29	4477	9,8	318-443	185-337	Lagoa	4933 3	1,1	1,3-2	130[50]	40[50]	120[60]						

a) Referências: 1) von Sperling *et al.* (2002); 2) Cavalcanti *et al.* (2002); 3) Von Sperling *et al.* (2003); 4) Von Sperling e Mascarenhas (2005); 5) Von Sperling e Andrada (2006); 6) Sato *et al.* (2006); 7) El-Shafai *et al.* (2007); 8) Oliveira e Von Sperling (2009); 9) Walia *et al.* (2011).

b) Todas as concentrações são dadas em mg.L⁻¹, com exceção para CF e EC (dada em NMP/100ml), ovos de helmintos (unidade.L⁻¹); Eficiências médias em percentual em exceção para CF e EC (dadas em unidades log removidas).

c) Tipo de lagoas de polimento. * 4 lagoas em série. ** 2 sistemas de com duas lagoas em série.

d) DBO (mg/L)

Fonte: Adaptado de Chong *et al.* (2013)

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 *Área de Estudo*

O experimento foi realizado em escala de demonstração no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS UFMG/COPASA), que está localizado no limite entre os municípios de Belo Horizonte e Sabará/MG, junto à Estação de Tratamento de Esgotos do Arrudas (ETE – Arrudas), operada pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA). As coordenadas geográficas são: latitude 617.600S e longitude 7.799.400 W.

O clima da região segundo a classificação de Köppen é do tipo Cwa - tropical de altitude, a temperatura média anual é 22,1 °C e precipitação de 1540 mm.ano⁻¹, sendo caracterizado por um período seco que se estende de abril a setembro e um chuvoso que vai de outubro a março. No período seco a temperatura média é de 20,9 °C e a precipitação média de 33 mm.mês⁻¹, já durante o período chuvoso as temperaturas médias são de 23,4 °C e a precipitação média de 254 mm.mês⁻¹.

A ETE Arrudas foi construída para efetuar o tratamento dos esgotos do município de Belo Horizonte e outros municípios da região metropolitana por meio de processo biológico de lodos ativados. Uma pequena parcela do esgoto afluente é desviada e utilizada para finalidade de pesquisa no CePTS onde, entre outras unidades, há um sistema de reator UASB seguido de lagoas de polimento. Uma visão da ETE e da unidade de pesquisa pode ser observada na FIGURA 4.1.



FIGURA 4.1: Área de estudos inserida na ETE Arrudas gerida pela COPASA (imagem de satélite)

Fonte: Google Earth

4.2 Aparato Experimental

A unidade experimental recebe esgoto após tratamento preliminar em grades mecanizadas para remoção de sólidos com dimensões acima de 15 mm e também por desarenadores. A unidade experimental foi construída no ano de 2001 e começou a operar no ano de 2002. O reator UASB é construído em ferro-cimento e tem 14,2 m³, diâmetro de 2,0 m e altura de 4,5 m. Para fazer o pós-tratamento do efluente do reator UASB, inicialmente foram projetadas quatro lagoas em série (também flexíveis para operarem de outra maneira) com comprimento de 25,0 m por 5,25 de largura e talude com inclinação de 45°. As unidades foram projetadas para atender uma população de 250 habitantes e uma vazão aproximada de 40 m³.d⁻¹.

Por se tratar de uma unidade experimental, as lagoas passaram por alguns arranjos ao longo do tempo. O tempo de detenção hidráulica, vazão afluente, profundidade e arranjos das

unidades em série e/ou paralelo foram as principais características alteradas. Na TABELA 4.1 são visualizadas as modificações as quais o sistema foi submetidos ao longo dos 10 anos.

TABELA 4.1: Resumo das modificações ocorridas nas unidades das lagoas de polimento ao longo dos anos de pesquisa no CePTS

Período	Arranjo	Vazão (m ³ .d ⁻¹)	TDH (d)	Prof. (m)	Referências
Maio a Dez/2002	L1+L2+L3+L 4	40 (todas unidades)	L1=2,5; L2=2,4; L3=1,4; L4=1,4	L1 = 0,65 L2 = 0,55 L3 e L4 =0,40	Von Sperling (2003)
Jan. a Jun. de 2003	Sistema 1: L1+L2; Sistema 2: L3+L4	L1 e L2 = 20 (cada) e L2 e L3 = 20 (cada)	L1 e L2 = 6,2 (cada) e L3 e L4=2,9 (cada)	L1 e L2 = 0,80 e L3 e L4= 0,40	Von Sperling (2003)
Jul. de 2003 a Dez. de 2005	L1 + L2+ L3 + F1; L4 + F2 (paralelo com L3+F1)*	L1 e L2 = 40 (cada); L3, L4, F1 e F2 = 10 (cada);	L1 e L2 = 3,1 (cada); L3 e L4 = 4,2 (cada)	L1 e L2 = 0,80; L3, L4, F1 e F2 = 0,40	Andrada (2005)
Jan. de 2007 a Maio de 2009	L1 + L2 + L3 + F1	29 (todas unidades)	L1 e L2 = 4,3; L3 = 1,5; F1 = 0,6	L1 e L2 = 0,80 e L3 e F1 = 0,60	Assunção (2009)
Jul. de 2012 a Fev. de 2013	L1 + L2 + L3 + F1	29 (todas unidades)	L1 = 4,9; L2=4,3; L3 = 1,5 e F1 = 0,6	L1 = 0,90; L2 = 0,80; L3 e F1 = 0,60	Não publicado

L1, L2, L3 e L4 (Primeira, segunda, terceira e quarta lagoa, respectivamente); F1 e F2 (Filtro de Pedra 1 e 2, respectivamente – britas de diâmetro diferentes. (*) Neste período, o sistema L4+F2 estava em paralelo com L3+F1, recebendo efluente da L1+L2; para tal foi dividida a vazão de L1+L2;

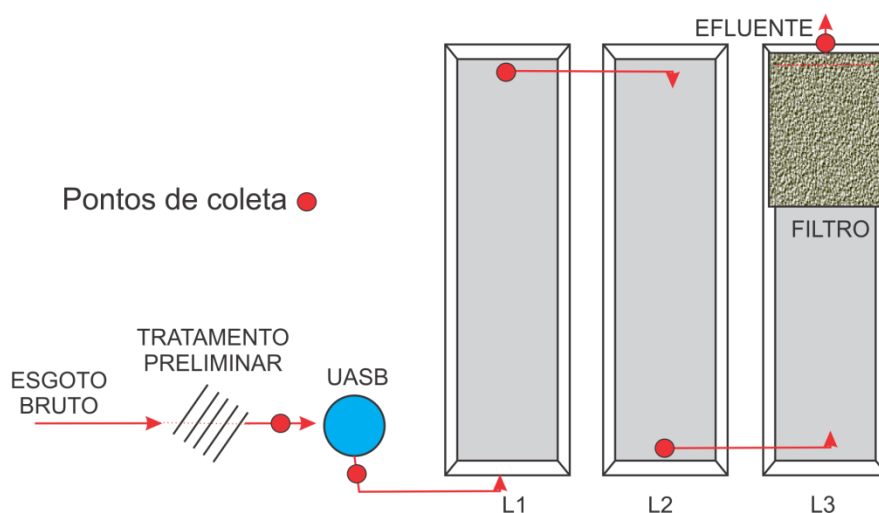
Como observado na TABELA 4.1 os arranjos incluíram quatro lagoas, três lagoas e duas lagoas em série. No entanto, durante o maior tempo (nove anos e seis meses) três lagoas operaram em série. A partir de julho de 2003, foi incorporada no último 1/3 das lagoas 3 e 4

da série uma brita com diâmetro nominal de 3 a 8 cm na lagoa 3 e pedra de mão na lagoa 4, reduzindo assim o volume de líquido da lagoa para 2/3 do original. As lagoas 3 e 4 passaram a ter comprimento de 16,5 m e largura de 5,25, enquanto o filtro de pedra tinha 8,5 metros de comprimento por 5,25 de largura.

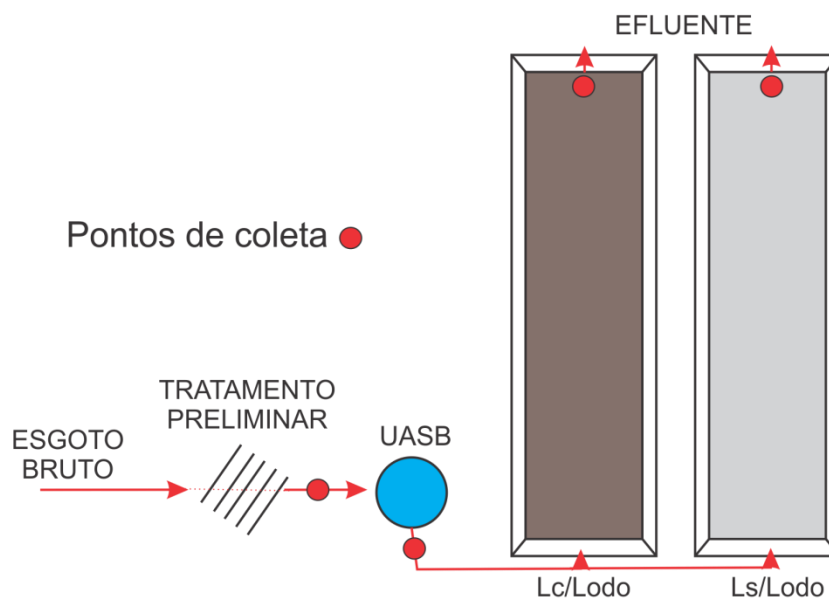
O estudo atual compreendeu duas etapas:

- Fase 1. Na primeira etapa utilizaram-se os dados das pesquisas anteriores (2002 a 2012) para as lagoas 1, 2 e 3 da série, além de também monitorar esse sistema por 7 meses (julho de 2012 a fevereiro de 2013).
- Fase 2. Na etapa seguinte (maio a dezembro de 2013) avaliaram-se as lagoas 1 e 2, em paralelo, sendo que a lagoa 1 (denominada Lc/lodo) permaneceu com o lodo acumulado de mais de 10 anos de operação e a lagoa 2 (denominada Ls/lodo) teve todo o seu lodo removido. A nova nomenclatura é com a finalidade de comparação entre as unidades.

O arranjo operacional entre as duas fases e os respectivos pontos de coleta podem ser visualizados na FIGURA 4.2.



Fase 1 – lagoas em série (maio 2002 a fevereiro 2013)



Fase 2 – lagoas em paralelo (maio a dezembro 2013)

FIGURA 4.2: Aparato experimental para as fases operacionais 1 e 2 e pontos de coleta.

4.2.1 Primeira fase experimental

Na primeira fase experimental o esgoto a ser tratado foi direcionado para o reator UASB, e posteriormente encaminhado para o sistema das três lagoas de polimento em série denominadas por L1, L2 e L3 e também por um filtro de pedra, F1. L1 e L2 estavam em operação desde maio de 2002, e L3, nessa configuração, começou a operar em julho de 2003.

Nesta pesquisa foram analisados os dados históricos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos (SS), vazão e profundidades disponíveis no banco de dados e também relativo às coletas. Os dados de DBO_5 são referentes ao período de julho de 2002 até o mês de fevereiro de 2013 e os dados SS e DQO tiveram o período de início em novembro de 2004.

As condições operacionais durante a fase 1 para as unidades estudadas podem ser observadas na TABELA 4.2.

TABELA 4.2: Características físicas e operacionais das lagoas de polimento 1, 2 e 3 na fase 1.

Condição	Lagoa 1		Lagoa 2		Lagoa 3	
	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.
Altura da lâmina d'água (m)	0,65	0,90	0,55	0,80	0,40	0,60
Área superficial (m ²)	151	159	148	156	96	144
TDH teórico (d)	2,5	6,2	2,5	6,2	1,5	4,2
Vazão (m ³ .d ⁻¹)	20	40	20	40	10	40
Comprimento no fundo (m)	25		25		16,5	
Inclinação dos taludes (graus)	45		45		45	
Largura no fundo (m)	5,25		5,25		5,25	

Apesar das variações entre as condições operacionais, em geral, as lagoas operaram com lâminas d'águas rasas e tempo de detenção hidráulica reduzido.

Os dados do banco de dados e coletas foram analisados para verificar a carga afluente de DBO, DQO e sólidos para as lagoas 1, 2 e 3. A partir dos dados de carga afluente e efluente de sólidos suspensos de cada unidade, foi calculada a diferença entre entrada e saída. Foi determinada em campo a massa de sólidos totais acumulada no sedimento através de batimetria e amostragem da concentração de sólidos no sedimento (ver item 4.4). Comparou-se a diferença entre a massa efluente e a afluente (somatório das cargas de sólidos em suspensão ao longo dos 11 anos de operação) com a massa acumulada nas lagoas. Sabia-se de antemão que os dois valores não seriam os mesmos, pois este balanço simplificado não considerou parâmetros de importância, como a digestão de sólidos no lodo e a produção de sólidos pelas algas. Esse balanço consistiu somente da comparação entre a massa de sólidos afluente e efluente e massa acumulada no sedimento da L1 e L2.

Como em alguns períodos não foram realizadas análises de sólidos suspensos, para esses períodos a massa foi estimada com base no período próximo de dados disponível com características operacionais semelhantes. De modo geral observou-se dois períodos com condições operacionais semelhantes. Primeiro período de maio de 2002 a dezembro de 2006 (1682 dias) e de janeiro de 2007 a fevereiro de 2013 (2255 dias).

No primeiro período, foram realizadas análises de sólidos somente para o período de novembro de 2004 a junho de 2005, (217 dias), assim com base na massa de sólidos presentes nesse período amostrado foram extrapolados para o todo primeiro período (maio de 2002 a

dezembro de 2006) que compreende 1682 dias. No segundo período foram realizadas análises de sólidos suspensos de janeiro de 2007 a fevereiro de 2009 (797 dias) e de setembro de 2012 a fevereiro de 2013 (163 dias). Assim a massa nesse período foi calculada através da soma da massa dos dois períodos amostrados (960 dias) e extrapolados para o período total (2255 dias). A frequência de amostragens nesse período variou entre amostras semanais e quinzenais.

4.2.2 Segunda fase experimental

Na segunda fase experimental o efluente do UASB foi encaminhado para duas lagoas em paralelo: uma lagoa com lodo (Lc/lodo) em que 40% do seu volume total era ocupado pelo lodo, correspondente a 11 anos de acúmulo, e outra lagoa sem lodo, denominada Ls/lodo, que teve todo seu lodo removido antes do início dessa fase. O sistema operou nessa configuração de maio a dezembro de 2013. Os parâmetros que foram analisados durante essa fase podem ser observados na TABELA 4.3.

TABELA 4.3: Parâmetros da análise de desempenho e frequência de amostragem na fase 2 (maio a dezembro de 2013)

Dias de coleta	Amostras	Tipo de amostra	Parâmetros analisados em campo	Parâmetros analisados em laboratório
Segunda feira	Esgoto Bruto	Simple	Oxigênio Dissolvido (OD), Potencial de Óxido Redução (POR), pH, Condutividade Elétrica (CE), Temperatura, Turbidez (nTU), Sólidos Sedimentáveis (S.Sed)	SST, SSV, DQO (total e solúvel*),
	UASB(efluente)	Simple		
	Lc/Lodo (efluente)	Coluna		
	Ls/Lodo (efluente)	Coluna		
Sexta feira	Esgoto Bruto	Simple	OD, POR, pH, CE, Temperatura, nTU, S.Sed	SST, SSV, DBO ₅ (total e solúvel*), DQO (total), Coliformes Totais e <i>E. coli</i>
	UASB(efluente)	Simple		
	Lc/Lodo (efluente)	Coluna		
	Ls/Lodo (efluente)	Coluna		

*Monitorados a partir de setembro de 2013

Na FIGURA 4.3 é visualizado o coletor empregado para coleta composta de líquido da coluna d'água da lagoa. Esse coletor também foi utilizado durante a primeira fase experimental. O coletor é um tubo de PVC de 75 mm de diâmetro, com tampa cega e uma válvula de retenção na parte inferior, o que permite ser inserido na lagoa e coletar uma amostra composta da coluna líquida. A válvula é acionada com o contato com o líquido e quando se retira o coletor o peso da água fecha a válvula impedindo a saída do líquido pela extremidade inferior, assim o líquido coletado é vertido pela parte superior do tubo.



FIGURA 4.3: Coletor utilizado para amostragem da coluna líquida da lagoa.

Procurou-se manter a vazão afluente a cada lagoa de $20 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, resultando em um TDH teórico de 3,2 d (excluindo o volume ocupado pelo lodo) para L_c/lodo e 5,3 d para L_s/lodo (volume total da lagoa, uma vez que ela não tem lodo). Na FIGURA 4.4 é possível observar o sistema de distribuição do efluente. A vazão efluente do reator UASB era igualmente distribuída para as duas lagoas por quatro coletores presentes no interior do reator UASB, que conduziam para uma caixa de distribuição (FIGURA 4.4a); nessa caixa foi instalada uma placa de fibra de vidro com vertedores para garantir a divisão equânime do afluente. Esses vertedores distribuíam para quatro tubos que vertiam em quatro caixas distintas (FIGURA

4.4b); duas dessas caixas encaminhavam o afluente para Lc/lodo e as outras duas para a Ls/Lodo.



a)

b)

FIGURA 4.4: Sistema de distribuição do efluente do reator UASB para as duas lagoas em paralelo. (a) caixa de distribuição do reator UASB e (b) tubulação de saída para Lc/Lodo e Ls/Lodo.

4.3 Parâmetros Físico-Químicos e Biológicos

As leituras dos parâmetros OD, pH, temperatura, CE, POR e Turbidez foram efetuadas *in loco*, através de sonda multiparâmetro HQ 40d da empresa HACH e turbidímetro Modelo P2100 da mesma empresa. Para determinação dos demais parâmetros, as amostras coletadas no CePTS foram preservadas e encaminhadas para os laboratórios de Físico-Química e de Microbiologia do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais.

Os procedimentos para coleta e análise dos parâmetros do banco de dados e os coletados eram normatizados conforme Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA-AWWA-WEF, 1998, 2005). Para as análises microbiológicas de Coliformes Totais e

E. coli foi utilizado o método de substrato definido (*Quantitray Colilert*) (APHA-AWWA-WEF, 1998, 2005). O método utilizado para cada parâmetro pode ser obtido na TABELA 4.4.

TABELA 4.4: Metodologia aplicada para os parâmetros físico-químicos avaliados.

Parâmetro	Sigla	Unidade	Método analítico
Potencial hidrogeniônico	pH		Potenciométrico
Alcalinidade	-	mgCaCo ³ .L ⁻¹	Titulométrico
Temperatura do líquido	T	°C	Determinação com termômetro
Condutividade Elétrica	CE	µS.cm ⁻¹	Eletrométrico
Demanda Bioquímica de Oxigênio	DBO ₅	mg.L ⁻¹	Respirométrico / Eletrométrico
Demanda Química de Oxigênio	DQO	mg.L ⁻¹	Titulométrico/ Refluxo fechado
Sólidos em suspensão	SS	mg.L ⁻¹	Gravimétrico
Oxigênio Dissolvido	OD	mg.L ⁻¹	Eletrométrico (medição direta Hach®)

4.4 Levantamento Batimétrico e Caracterização do Lodo de Fundo

Foram realizados dois levantamentos batimétricos. O primeiro ocorreu no mês de maio de 2012, logo após 10 anos de operação das lagoas de polimento L1 e L2 e aproximadamente 9 anos após o início da operação da L3 com o filtro de pedra. O segundo levantamento batimétrico ocorreu no mês de fevereiro de 2013, aproximadamente 11 anos após o início de operação do sistema. Para a localização geográfica de cada ponto utilizou-se o método de piqueteamento proposto por Gonçalves (1999) (FIGURA 4.5).

No primeiro ensaio batimétrico os pontos foram demarcados ao longo do comprimento das lagoas, distanciados de 1 em 1 metro, e ao longo da largura foram marcados 10 pontos com variação de 0,5 m. Desta forma, nas lagoas de polimento L1 e L2 foram realizadas 23 seções batimétricas, totalizando 230 pontos para cada lagoa, e na lagoa de polimento L3 foram amostrados 150 pontos. Assim, no total foram amostrados 610 pontos no sistema com uma média de 1,5 pontos.m⁻².



FIGURA 4.5: Batimetria das lagoas de polimento, acesso a pé e demarcação por piqueteamento.

No segundo ensaio batimétrico adotou-se um espaçamento maior entre os pontos amostrados, conduzindo a uma amostragem menor, totalizando 126 (0,8 pontos.m⁻²) na L1 e 107 (0,7 pontos. m⁻²) na LP2, sendo que não foram amostrados pontos na L3. O maior espaçamento entre pontos foi devido à semelhança com os dados obtidos no primeiro monitoramento.

Para a realização da batimetria, o nível d'água nas lagoas foi rebaixado até uma altura que permitiu o acesso interno para as medições dentro das lagoas. As medições foram realizadas percorrendo a área interna da lagoa a pé, pois as dimensões do sistema não permitiam que se utilizasse barco ou equipamento semelhante. No entanto, o caminho percorrido foi realizado de maneira a não causar distúrbio no ponto da camada de lodo na qual iria-se fazer a medida.

O equipamento utilizado para realizar o levantamento batimétrico consistiu de duas hastes milimétricas, uma externa e outra interna, e dois discos de vinil colados e perfurados em toda sua extensão e com diâmetro de 30 cm, semelhante ao utilizado por Passos, von Sperling e Ribeiro (2013b) durante o levantamento batimétrico das lagoas facultativas no aeroporto de Confins em Belo Horizonte, seguindo recomendações de Gonçalves (1999), conforme ilustrado na FIGURA 4.6. O disco pode ser confeccionado em outros materiais, sendo que nesse estudo optou-se pelos discos de vinil, devido ao material atender às recomendações de tamanho e resistência e ser um material de reaproveitamento.

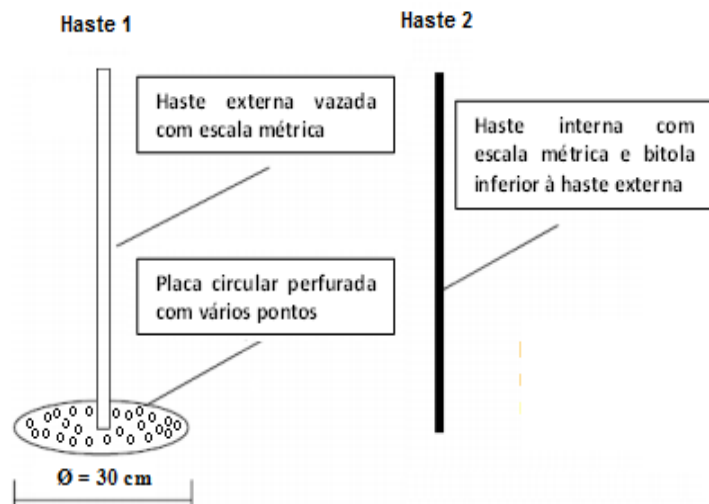


FIGURA 4.6: Equipamento para a medição da altura do lodo e esquema representativo das hastes milimetradas e do disco perfurado.

Fonte: Adaptado de Gonçalves (1999)

Com os pontos amostrados em cada lagoa foram realizadas interpolações utilizando o software Golden Surfer 10 versão de demonstração, através do modelo da função de base radial. Dentre os outros modelos disponíveis no software esse produziu resultados de suavizações melhores, mais próximos do que se acredita ser a camada de lodo. O volume do lodo acumulado foi calculado por esse mesmo programa segundo o modelo da regra de trapézio.

Para avaliar a concentração do lodo foram coletadas amostras e verificada a concentração em termos de sólidos totais e sólidos voláteis. A coleta do lodo das lagoas L1 e L2 ocorreu no mês de fevereiro de 2013. O lodo foi coletado utilizando o mesmo amostrador de coluna líquida (FIGURA 4.3), no entanto, a válvula de retenção era bloqueada evitando ser acionada no contato com o líquido e somente era desbloqueada quando estivesse no fundo da lagoa de modo a coletar somente o sedimento.

Na lagoa L1 foram amostrados três pontos na entrada, dois pontos no meio e três pontos na saída, totalizando oito pontos. Na lagoa de polimento L2 foram coletados três pontos na entrada, no meio e na saída, totalizando nove pontos. Com base nesses pontos foi

confeccionado um mapa de contorno da distribuição dos sólidos na lagoa utilizando o Software Golden Surfer 10 (versão de demonstração).

4.5 Estudo da Hidrodinâmica

A avaliação do comportamento hidrodinâmico da Lc/Lodo e Ls/Lodo se processou através do emprego de traçador real (teste em campo com cloreto de sódio) e modelagem computacional utilizando software CFD, incluindo um teste com traçador virtual.

4.5.1 Teste com cloreto de sódio em campo

A avaliação do comportamento hidrodinâmico em campo foi realizada com o emprego da técnica estímulo resposta (LEVENSPIEL, 2000), e optou-se pelo emprego do traçador NaCl através da técnica de pulso. A recuperação do traçador se deu através do monitoramento da condutividade em cada lagoa.

Para a avaliação da condutividade foram utilizados três sensores de condutividade. Um dos sensores utilizados é da empresa Hach® (IntelliCAL® CDC401), com limite de detecção de 0 a 10.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, e os dados foram armazenados no multiparâmetro Hach Hq 40d. Os outros dois sensores utilizados são da empresa Global Water®, o sensor WQ301C com limite de detecção de 0 a 20.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e WQ301A-O com limite de detecção de 0 a 5.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Os sensores utilizados fazem a correção da condutividade para uma temperatura de referência (25°C). Os sensores da Global Water® corrigiram a condutividade utilizando um coeficiente de variação da temperatura de 2%. O sensor da Hach® corrigiu a condutividade utilizando o método não linear.

Dois sensores foram instalados na saída de cada lagoa e o terceiro sensor foi instalado temporariamente na saída do reator UASB, mas posteriormente esse sensor foi transferido para o meio da Lc/lodo utilizando um cavalete como suporte (FIGURA 4.7).

Além da condutividade monitorou-se a temperatura no centro da Ls/lodo em duas profundidades: 5 cm e 60 cm do fundo, através de sensores Global Water WQ101®. Os sensores foram afixados em um cavalete. Os dados dos sensores foram armazenados em dois *dataloggers* GL500-2-1 e GL500-7-2 Global Water®. Todos os sensores foram calibrados conforme o manual do fabricante. A frequência de medição variou de uma medição por

minuto e uma medição a cada 5, 10 e 15 minutos, conforme a capacidade de armazenamento de dados pelos *datoggers*.

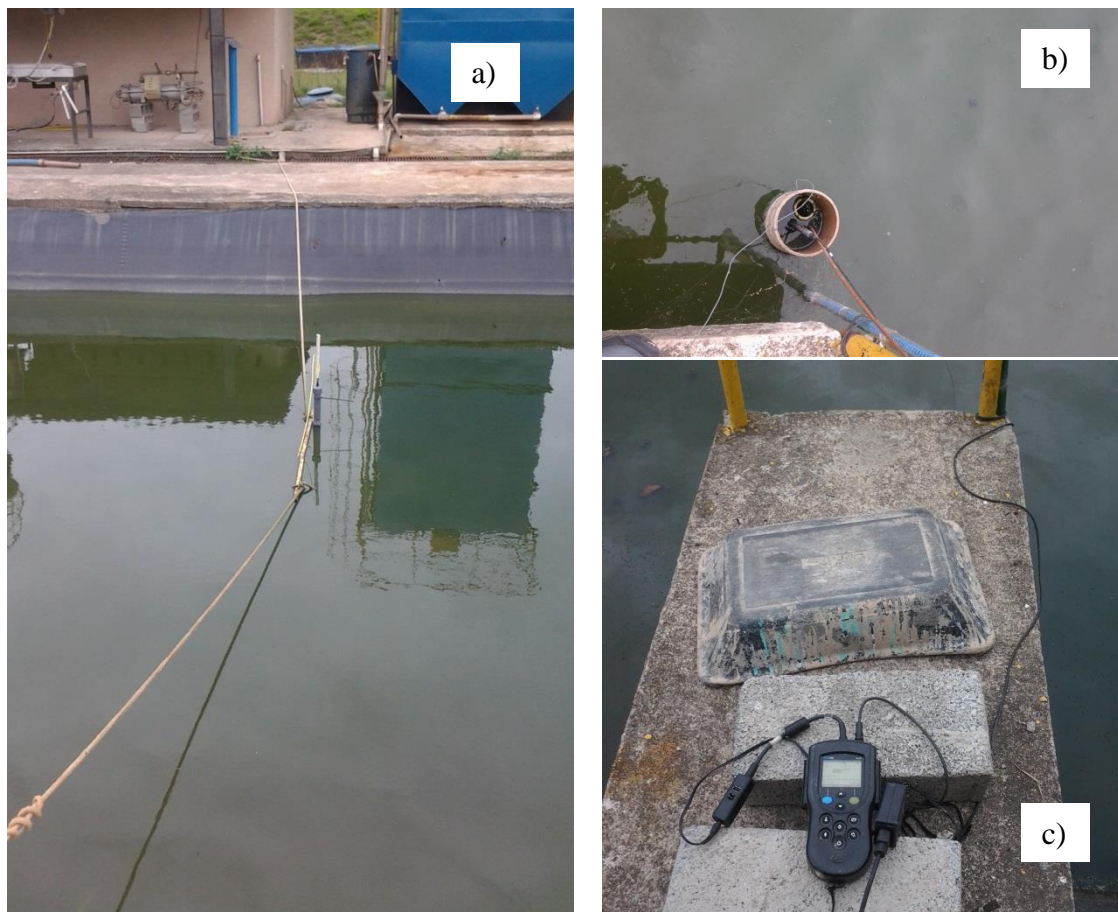


FIGURA 4.7: Sensores instaladas no meio (a) e na saída (b) da lagoa 1 e *data logger* de armazenamento Hach hq40d (c)

Em laboratório procedeu-se com a preparação de solução de concentração de NaCl conhecida e curvas de calibração da condutividade para concentração de NaCl foram traçadas para cada sensor de condutividade. As curvas de correção para cada sensor uniformizam os resultados de concentração de NaCl, uma vez que os sensores são de fabricantes distintos e tem faixas de leituras diferentes. Todas as curvas, como pode ser observado na FIGURA 4.8, apresentaram uma boa aderência linear, além de terem boa precisão em relação à curva teórica. A curva teórica é construída tendo por base a condutividade teórica produzida para uma determinada concentração de cloreto de sódio.

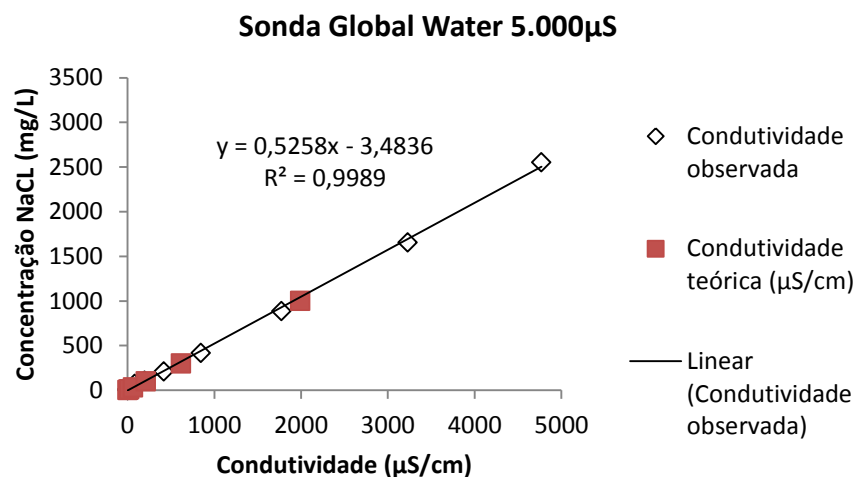
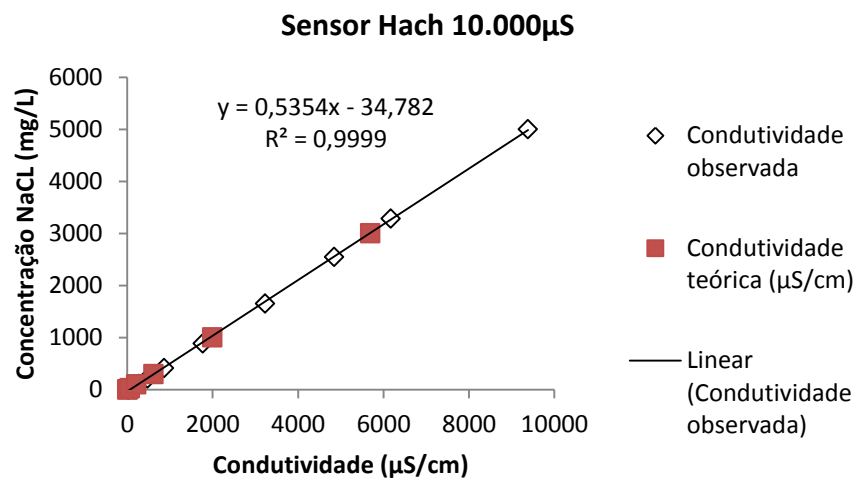
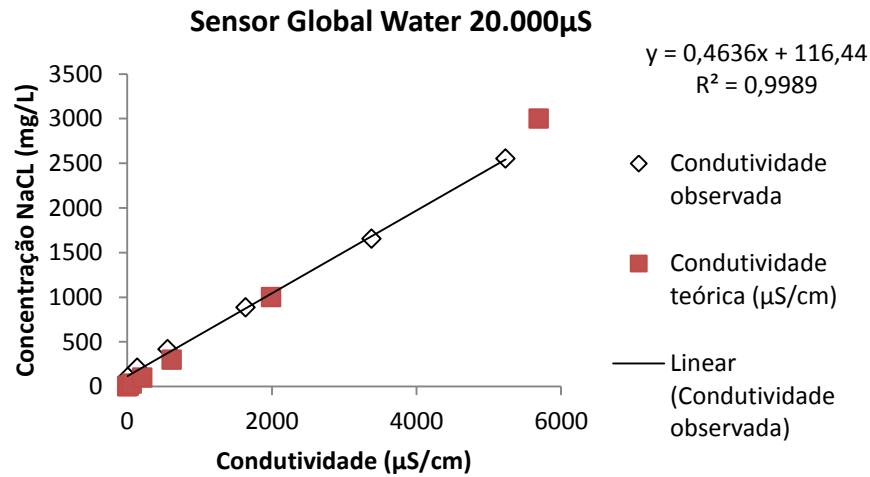


FIGURA 4.8: Curva de calibração da condutividade para a concentração de NaCl para os diferentes sensores.

Antes da aplicação do sal foram realizadas medidas da condutividade natural existente no efluente do reator UASB (medida de *background*) por aproximadamente 10 dias para observar as variações existentes. Foi avaliada também a condutividade natural (inerente aos íons presentes no efluente) das lagoas por quase um mês antes do início do teste com traçador (14 de outubro a 07 de novembro de 2013).

Esse estudo possibilitou conhecer de forma mais precisa a condutividade média e variações diárias e semanais desta. Esses valores da condutividade foram convertidos para a concentração de NaCl. Apesar da condutividade presente nos efluentes ser originária de diferentes íons dissolvidos, e não ser exclusivamente da presença de cloreto de sódio, a transformação de toda condutividade em concentração de NaCl possibilitou deduzir os valores preexistentes, dos valores encontrados inerentes ao traçador inserido no sistema.

Uma das conjeturas para utilizar um traçador é seu baixo background: como na lagoa ocorre a presença de condutividade devido a diversos sais dissolvidos, buscou-se contornar esse pressuposto adicionando uma massa que garantisse uma concentração mínima do traçador (em condição de mistura completa) muito acima da concentração normal da lagoa. Isso foi feito de forma que, deduzindo as concentrações de NaCl preexistentes, ainda assim fosse possível identificar o traçador. Para tal realizou-se um ensaio teste que iniciou dia 07/11/13 e finalizou dia 02/12/13.

No ensaio teste adotou-se uma concentração mínima desejável no sistema se esse fosse um reator de mistura completa, igual a $700 \text{ mgNaCl.L}^{-1}$ (o dobro da concentração usual). Sendo assim, 75 kg de NaCl foram diluídos em 350 litros para cada lagoa. O tempo de aplicação foi de 20 minutos. Esse tempo é inferior a 0,4% do TDH de cada lagoa, dentro assim da faixa recomendada por Bracho, Brissaud e Vasel (2009): inferior a 2% do TDH da lagoa para não descaracterizar o pulso.

A partir do ensaio teste formulou-se um novo ensaio com o cloreto de sódio para se obter uma concentração mínima bem superior aos valores médios preexistentes nas lagoas. Para tal, diluíram-se 320 kg de NaCl em 1500 L de água para cada lagoa (concentração mínima de $3020 \text{ mgNaCl.L}^{-1}$ em todo reator se o mesmo fosse mistura completa, dez vezes a concentração média usual) e aplicou-se durante 1 h e 45 min (1,4% do TDH da lagoa) com vazão constante de $20 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$. O segundo teste iniciou-se no dia 02 de dezembro de 2013 e finalizou dia 5 de janeiro de 2014. O teste foi conduzido por cinco vezes o TDH teórico,

cumprindo com folga o requisito de que testes com traçadores devem ser realizados com uma duração de cerca de três vezes o TDH teórico. A TABELA 4.5 traz o resumo das condições de aplicação do cloreto de sódio, para cada lagoa.

TABELA 4.5: Resumo das condições de aplicação do cloreto de sódio

	Ensaio teste	Experimento
Período	07/11/13 a 02/12/13	02/12/13 a 05/01/14
Duração do experimento (d)	25	34
Massa do traçador adicionada (kg)	75	320
Volume da solução (m ³)	0,35	1,45
Tempo de aplicação (h)	0,33	1,75
Vazão afluyente a lagoa	19	19
Vazão de aplicação do traçador (m ³ .d ⁻¹)	25,2	19,9
TDH teórico (d)*	3,7 / 6,5	4,3 / 7,3
Concentração mínima** (mg.L ⁻¹)	700	3020

(*) TDH na lagoa com lodo e sem lodo, respectivamente. Na lagoa com lodo foi excluído o volume ocupado pelo lodo. (**) Concentração mínima de NaCl para dispersão total assumindo reator de mistura completa. Para Lc/lodo não se considerou o volume preenchido pelo lodo para o cálculo da concentração mínima no reator.

Para aplicação do cloreto de sódio foi necessária a utilização de três reservatórios de água (duas caixas d'água, uma de 1000L e outra de 250L, e um reservatório plástico de 100 L). O reservatório maior foi utilizado para fazer a diluição e aplicação do sal e a vazão foi regulada por uma válvula do tipo esférica (FIGURA 4.9).

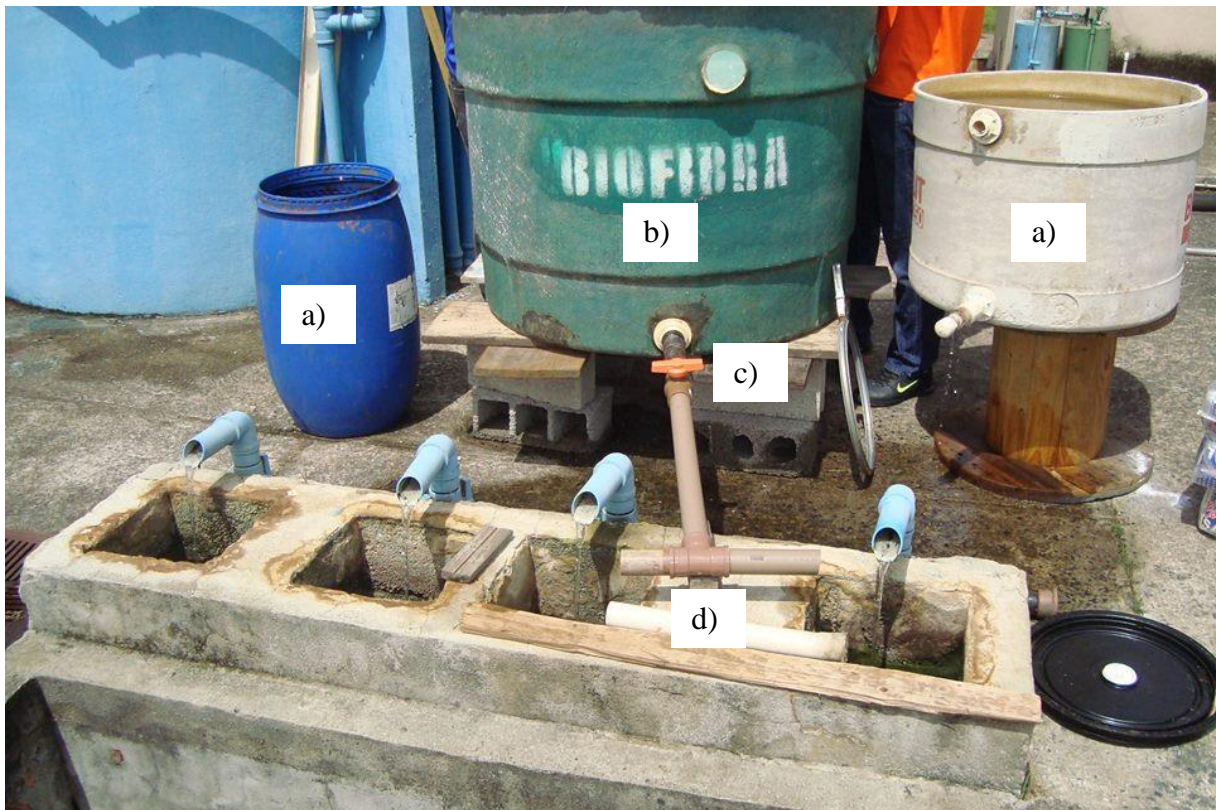


FIGURA 4.9: Aparato experimental para aplicação do sal: (a) reservatórios de água; (b) reservatório principal e de diluição do sal; (c) válvula de controle da vazão e (d) caixa de entrada da lagoa.

4.5.2 Simulação computacional utilizando software CFD

O comportamento hidrodinâmico também foi avaliado através de um traçador virtual, tendo sido utilizado um programa de modelagem computacional (CFD). Para realização das simulações seguiram-se os seguintes passos metodológicos (TABELA 4.6).

TABELA 4.6: Etapas metodológicas para a modelagem no CFD

Seq.	Etapas	Descrição
1	Instalação dos programas: Ansys CFX, Ansys Workbench, Rhinocerus	Instalar os programas e testar sua funcionalidade e possíveis erros de instalação.
2	Teste dos programas	
3	Fazer levantamento e definir os dados de entrada da geometria	Consultar dados geométricos da lagoa segundo projeto construtivo e levantamento de dados reais de construção e operação
4	Construção da geometria no computador	Fazer o desenho geométrico em três dimensões com todos os elementos físicos (incluindo o lodo observado na batimetria para Lc/Lodo) e sem lodo na Ls/Lodo.
5	Construção de malha	Geração de uma malha de cálculo genérica
6	Teste de malhas	Verificar a melhor malha: estruturada ou não estruturada; refinada ou grosseira
7	Definição de malha	A mais indicada para o tipo de problema é a que produzir um bom resultado versus convergência
8	Simulação da hidráulica	Definição da turbulência, propriedade do fluido, condições de contorno do modelo, implementação de equações de interesse e métodos de cálculo.
9	Calibração e validação do modelo hidráulico	Comparação e ajuste entre os dados numéricos e gráficos obtidos na simulação e os resultados obtidos com ensaio de campo
10	Ensaio com traçadores simulados em CFD	Obtenção do TDH médio real, número de dispersão “d” e coeficiente de dispersão “D” das lagoas

Fonte: Adaptado de Passos (2012)

O software CFD utilizado para a modelagem matemática foi o *Ansys 11.0*®. O pacote do programa inclui um gerador de malha (*Workbench*®), um módulo de pré-processamento, processamento e pós-processamento (*CFX 11.0*®) (Passos, 2012). A construção da geometria foi desenvolvida no software *Rhinocerus 3D*®. As simulações computacionais contaram com a participação de Ricardo Gomes Passos, estudante de doutorado do PP-SMARH da UFMG.

4.5.2.1 Construção da Geometria

A geometria tridimensional da lagoa foi construída conforme informações de projeto e verificações de campo já apresentadas no tópico 4.2.2. A geometria representa o domínio, assim considerou-se somente o volume médio ocupado pelo líquido na lagoa.

Passos (2012) verificou vários arquivos de saída (exportação) do software *Rhinocerus 3D*® para posterior importação ao *Workbench*® (programa de geração e edição da malha) e, entre os 26 formatos possíveis, o que foi compatível e apresentou os melhores resultados foi o

formato IGES. No presente estudo utilizou-se o formato sugerido. O arquivo de entrada no *Workbench*® deve ser um sólido.

Os detalhes da construção da geometria 3D, bem como o sentido do fluxo da lagoa, podem ser visualizados nas FIGURA 4.10 e FIGURA 4.11. A entrada do fluido na lagoa ocorre no sentido do talude entrada, ou seja, contrário à saída, e paralelo à superfície da lagoa por uma tubulação de 50mm de diâmetro. Como a entrada da lagoa está inserida dentro do domínio da simulação, o volume referente à tubulação de entrada foi removido do volume do domínio, como visualizado na FIGURA 4.11. O fluido sai da lagoa vertendo em um tubo de 50 mm.

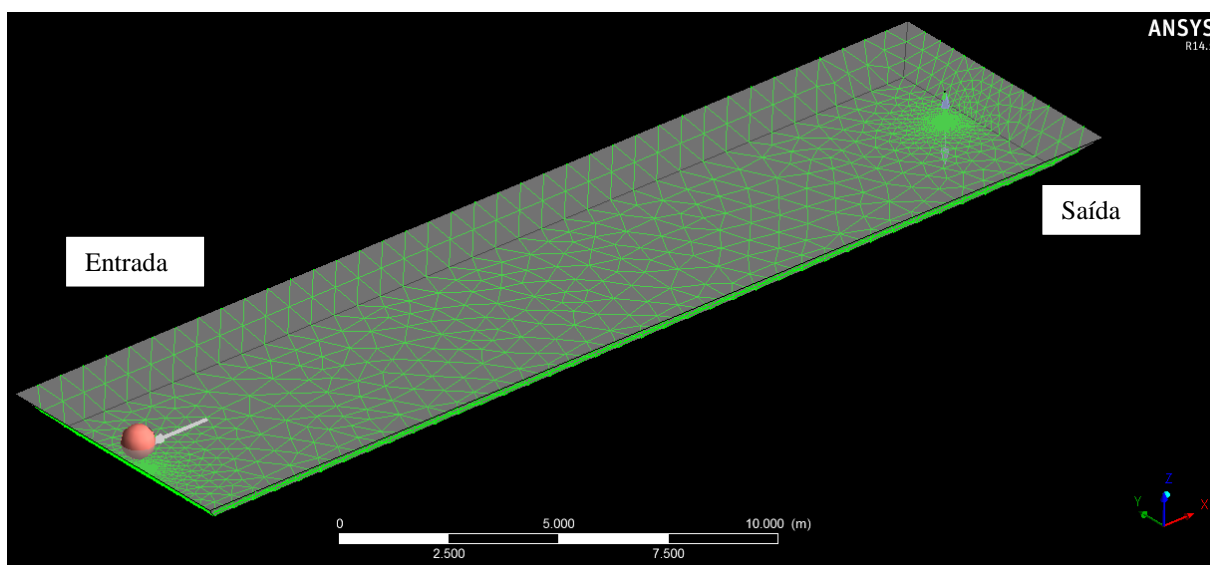


FIGURA 4.10: Geometria 3D da lagoa e detalhe sobre a direção do fluxo na estrada e saída em forma de vertedor.

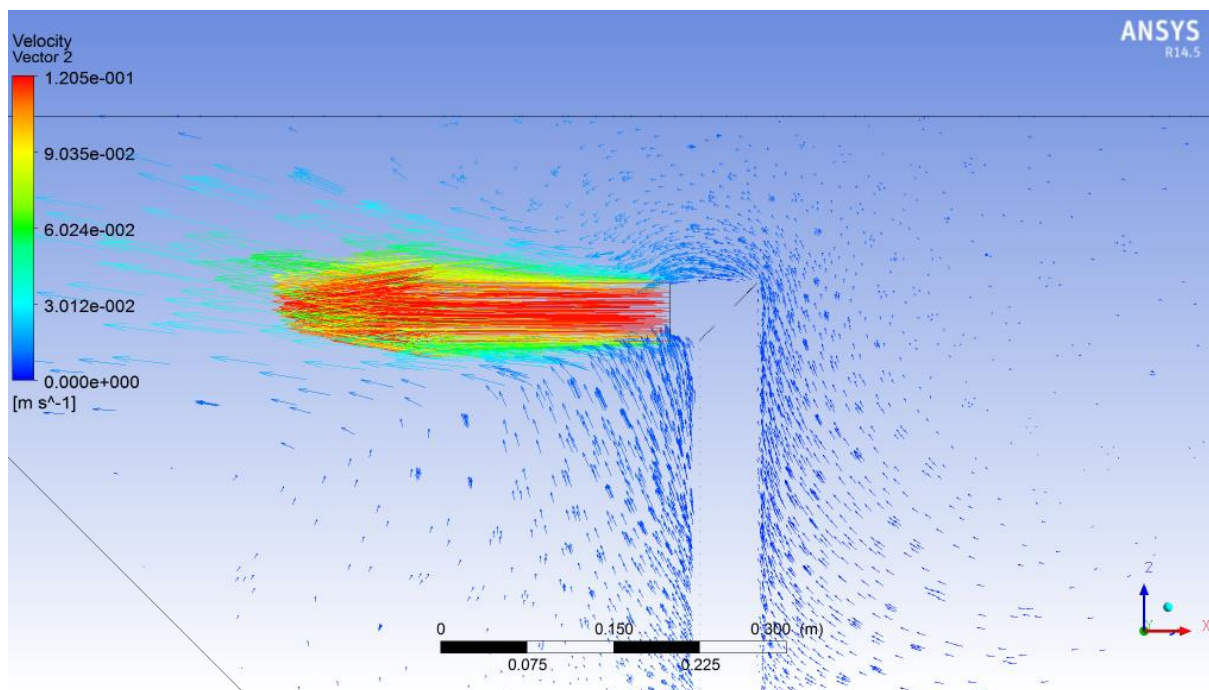


FIGURA 4.11: Detalhe sobre o dispositivo de entrada da lagoa (volume extraído do domínio da simulação)

Para a construção da geometria da Lc/lodo foi necessário fazer simplificações geométricas referentes ao lodo acumulado, uma vez que não se encontrou nenhum programa que gera-se o mapa tridimensional e fosse capaz de exportar esses resultados como um sólido em formato de entrada compatível com o *Workbench*®. Essa dificuldade foi relatada também por outros pesquisadores como Passos (2012) e Aponte (2013). Aponte (2013) após longas tentativas frustradas construiu a geometria do lodo a mão (inseriu ponto a ponto da batimetria e interpolou os pontos), o qual demandou muito tempo e esforço para se ter um grande refinamento.

Por limitações de tempo e recursos, nesse trabalho, a construção da geometria do lodo foi simplificada, com o lodo representado por formas geométricas que representavam o lodo observado na batimetria. Detalhes do lodo geométrico podem ser observados na FIGURA 4.12.

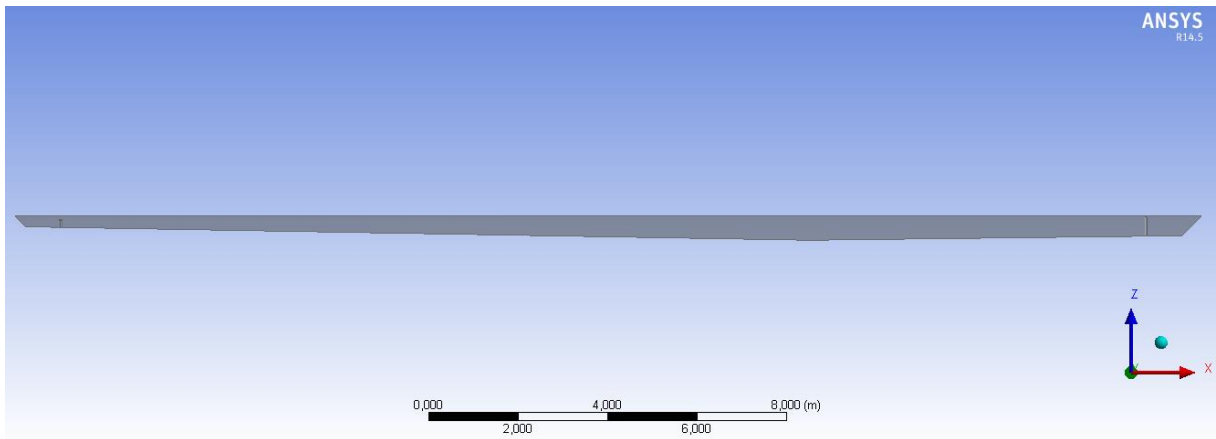


FIGURA 4.12: Geometria da Lc/lodo após extração do lodo geométrico.

De maneira geral o que foi observado na batimetria e foi considerado na construção do lodo geométrico foi um maior acúmulo de lodo observado na entrada, seguido de uma zona de menor acúmulo no centro e um acúmulo intermediário na saída.

4.5.2.2 Geração da malha para solução dos cálculos

Para Passos (2012) um elemento importante da solução numérica é a malha, que representa a discretização do domínio de solução. A malha é considerada como uma coleção de volumes algoritmicamente descritos cobrindo toda a área do domínio e coincidindo com as fronteiras. Os volumes são elementos de malha. Os vértices dos volumes são referidos como nós malha. O CFX utiliza o método de geração de malhas dos volumes finitos. Para as simulações utilizou-se malha estruturada com elementos tetraédricos. Na TABELA 4.7 é possível observar o número de elementos e nós utilizados para a simulação da Lc/lodo e Ls/lodo.

TABELA 4.7: Números de nós e elementos tetraédricos na malha volumétrica das lagoas

	Lagoa com lodo	Lagoa sem lodo
Número de nós	4806	8699
Número de elementos tetraédricos	20443	43408

Na FIGURA 4.13 pode ser observado o refinamento da malha da simulação, com maior refinamento próximo dos dispositivos de entrada e saída.

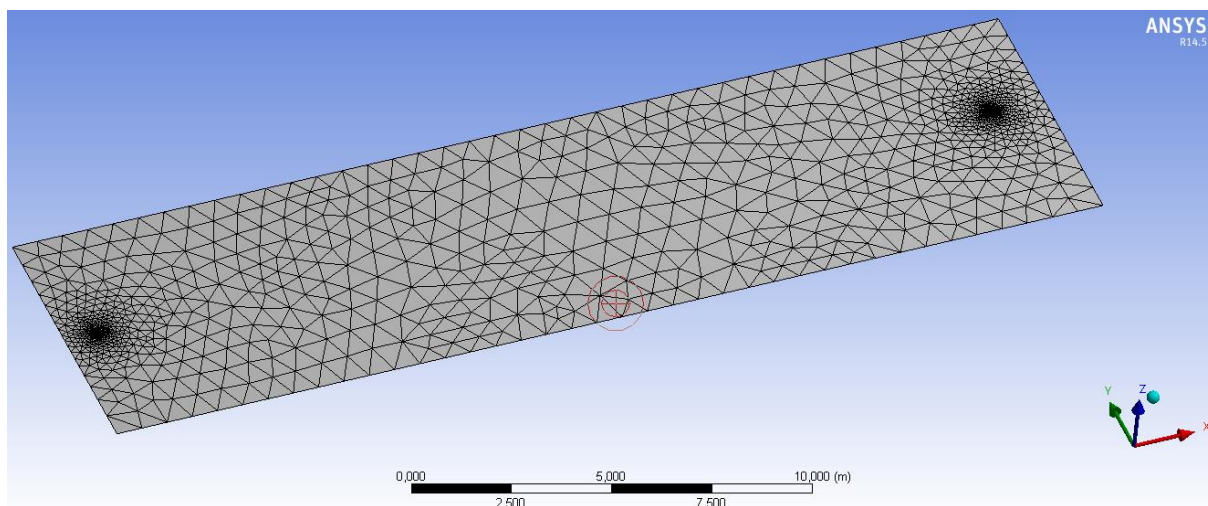


FIGURA 4.13: Detalhe do refinamento da malha

4.5.2.3 Modelos de turbulência e definições para simulação

A modelagem da turbulência foi realizada utilizando o k- ϵ , que é um modelo robusto, representa bem os estudos de escoamento complexos e apresenta boa relação entre o esforço computacional e a precisão (Passos, 2012).

4.5.2.4 Condições de contorno

Foram definidas as condições de contorno para entrada (*inlet*), saída (*outlet*), superfície, taludes e bases (TABELA 4.8).

TABELA 4.8: Resumo das principais condições de contorno para simulação para a modelagem em CFD da Lc/lodo e Ls/Lodo

	Condição	Definições
	de contorno	
Entrada	<i>Inlet</i>	$V=0,117$ m/s; Turbulência = média (5% de intensidade)
Superfície	<i>Wall</i>	<i>Free slip</i>
Saída	<i>Opening</i>	Turbulência média (5 % de intensidade)
Taludes e base	<i>No Slip</i>	Rugosidade leve

Existem diferentes maneiras de se definir a condição de entrada. No CFX é possível definir valores para a vazão mássica, para a velocidade ou para a pressão como condição de entrada

(Passos, 2012). A velocidade em cada entrada foi definida por meio da EQUAÇÃO 4.1 abaixo:

$$V = \frac{Q}{A} \quad (4.1)$$

Onde Q é a vazão de entrada ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) e A é a área da seção transversal da tubulação (m^2).

A partir das condições de contorno é possível definir a magnitude, direção e sentido do fluido que entra no domínio, além de informações sobre as condições de turbulência e perturbações presentes no escoamento (Passos, 2012).

Para a turbulência, foi adotado o valor típico de 5%, supondo que o escoamento entra e sai no domínio medianamente perturbado. Tal valor é recomendado quando não se tem dados experimentais, nem informações a respeito da turbulência na entrada e saída (ANSYS CFX 11.0, 2006).

Para Passos (2012), em lagoas onde a manta é de material de PEAD (Polietileno de Alta Densidade) é possível definir na base e nas paredes a condição de não deslizamento (*No slip*), pois são materiais que causam pouca resistência ao fluido (condições de rugosidade suave). Para tal definiram-se tais condições para o talude e base das lagoas em estudo.

Na superfície definiu-se como parede (*wall*) com livre escorregamento (sem atrito – *free slip*), desprezando o efeito que o vento pode ocasionar.

4.5.2.5 Definições para simulação

Alvarado *et. al.* (2011) afirmam que utilizar para fluido da simulação as mesmas propriedades da água não afeta o resultado da simulação. Ainda mais por que os esgotos são constituídos de 99,9% de água (VON SPERLING, 2005). O regime de escoamento adotado foi o de regime transiente.

Para o teste de traçador virtual considerou-se uma inserção na forma de pulso, com uma massa de 320 kg de cloreto de sódio diluídos em 1500 L de água e aplicados durante 1 h e 45 minutos, mesma condição do teste de traçador em campo.

As condições de vazão e profundidades adotadas para simulação foram a condição média observada durante 9 meses de monitoramento do sistema em paralelo. Assim, a vazão foi de $19,6 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ e profundidades de 0,74 m na Lc/lodo e 0,82 m na Ls/lodo.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Acúmulo e distribuição de lodo em termo de sólidos e massa no sistema (fase 1).

Neste tópico são apresentados e discutidos os resultados do acúmulo de lodo em termos de massa de sólidos, efetuados para a fase 1, na qual as três lagoas de polimento operaram em série.

5.1.1 Carga orgânica aplicada

Na TABELA 5.1 está apresentada a estatística descritiva dos dados de vazão e tempo de detenção das lagoas 1, 2 e 3, no período de maio de 2002 a dezembro de 2005; dezembro de 2006 a maio de 2009 e julho de 2012 a fevereiro de 2013. Já na FIGURA 5.1 são apresentados os gráficos box-plot com as variações dos dados amostrados para a vazão afluente ao sistema e o tempo de detenção hidráulica (TDH) de cada unidade durante a fase 1.

TABELA 5.1: Estatística descritiva dos dados de vazão e TDH das lagoas 1, 2 e 3 na (fase1)

Estatística	Vazão (m ³ .d ⁻¹)	TDH (d)		
		Lagoa 1	Lagoa 2	Lagoa 3
<i>Núm dados</i>	258	256	256	241
Mínimo	9	1,5	1,5	0,5
Máximo	82	13,9	13,9	4,3
Média	33	4,3	4,2	1,7
Mediana	31	4,2	4,1	1,6
Média geométrica	32	4,0	3,8	1,5
Desvio padrão	12	1,7	1,8	0,7
Coef. Var	0,37	0,4	0,4	0,4

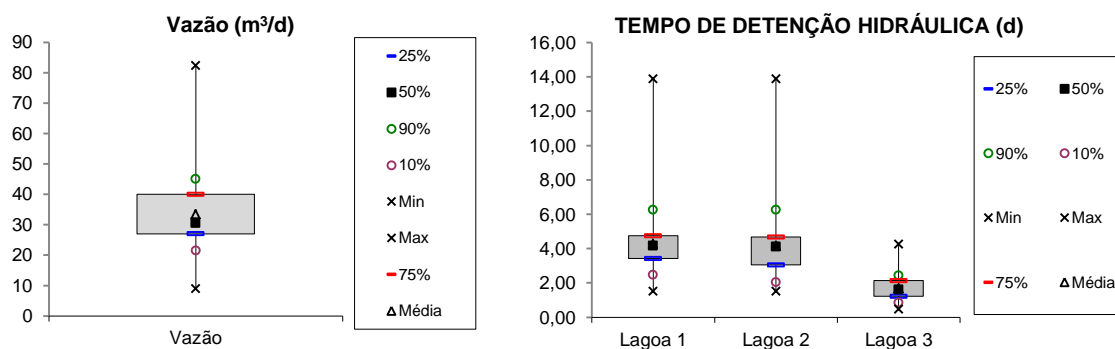


FIGURA 5.1: Gráficos box-plot da vazão e TDH teórico do sistema de lagoas de polimento para fase 1

A vazão média afluente ao sistema foi de $33 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. O TDH teórico médio foi de 4,3 d, 4,2 d e 1,7 d, na L1, L2 e L3, respectivamente – não se considerou a presença de lodo no sistema. O tempo de detenção hidráulica teórico foi menor na L3, devido ao menor volume (menor comprimento e profundidade).

Na TABELA 5.2 está listada a estatística descritiva para os dados de carga superficial em termos de DBO e SST nas lagoas 1, 2 e 3 e na FIGURA 5.2 são apresentados os gráficos de box-plot da variação de cargas superficiais (SST e DBO).

TABELA 5.2: Estatística descritiva dos dados de carga superficial (CS) em termos de DBO e SST.

	CS (kgDBO.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)			CS (kg.SST.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)		
	Lagoa 1	Lagoa 2	Lagoa 3	Lagoa 1	Lagoa 2	Lagoa 3
<i>Núm. dados</i>	179	184	170	83	86	85
Mínimo	3,3	4,6	8,9	25,6	7,7	43,3
Máximo	1453	1891	4177	854	418	843
Coef. Var	1,1	1,3	1,7	0,9	0,6	0,6
Média	183	142	211	146	136	197
Mediana	111	82	125	107	122	170
Média geométrica	119	88	131	112	108	169
Desvio padrão	200	187	360	129	87	121

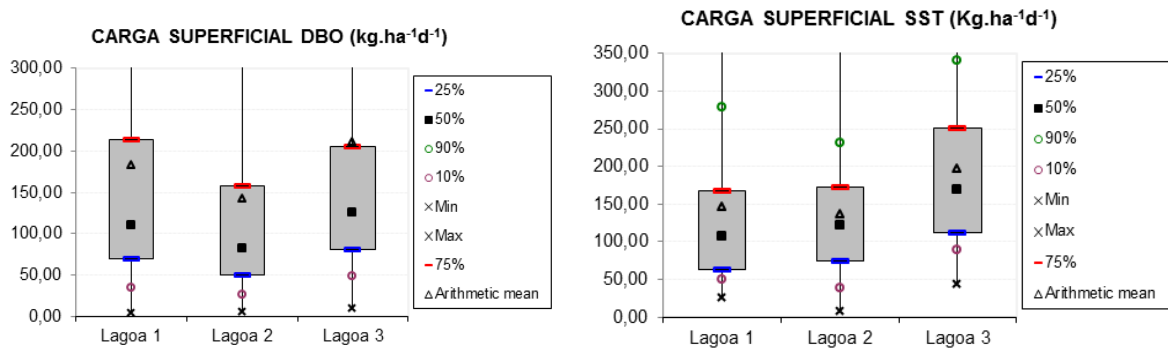


FIGURA 5.2: Gráficos box-plot carga superficial de DBO e de sólidos para fase 1.

A carga média em termos de sólidos em suspensão foi de 146 kg.ha⁻¹.d⁻¹, 136 kg.ha⁻¹.d⁻¹ e 197 kg.ha⁻¹.d⁻¹ para a L1, L2 e L3, respectivamente. A carga orgânica superficial média de 183 kg.ha⁻¹.d⁻¹, 142 kg.ha⁻¹.d⁻¹ e 211 kg.ha⁻¹.d⁻¹ nas lagoas L1, L2 e L3, respectivamente.

Os valores encontrados de carga orgânica superficial de DBO foram semelhantes ao proposto na literatura para lagoas de maturação e também polimento (<150 kgDBO.hab⁻¹.d⁻¹) (CAVALCANTI, et al., 2001a). Tratam-se de valores inferiores de carga orgânica superficial se comparados ao esperado em lagoas facultativas primárias (<300 kgDBO.hab⁻¹.d⁻¹), no entanto, são esperados devido ao tratamento prévio eficiente, como é o caso do reator UASB.

Na L1 a carga orgânica é associada aos sólidos e matéria orgânica advindos do reator UASB. Uma parte desses sólidos e matéria orgânica que adentram a primeira unidade acumula e/ou é oxidada nessa unidade, diminuindo a carga orgânica na lagoa seguinte (L2). Por sua vez, essa condição de menor carga orgânica favorece o crescimento de algas no sistema, Catunda *et al.* (2000) corrobora com essa discussão. Na L3 a carga orgânica é maior devido as menores dimensões do sistema.

5.1.2 Concentração dos sólidos e acúmulo de lodo nas lagoas

A FIGURA 5.3 demonstra a variação espacial da concentração dos sólidos totais no lodo das lagoas L1 e L2.

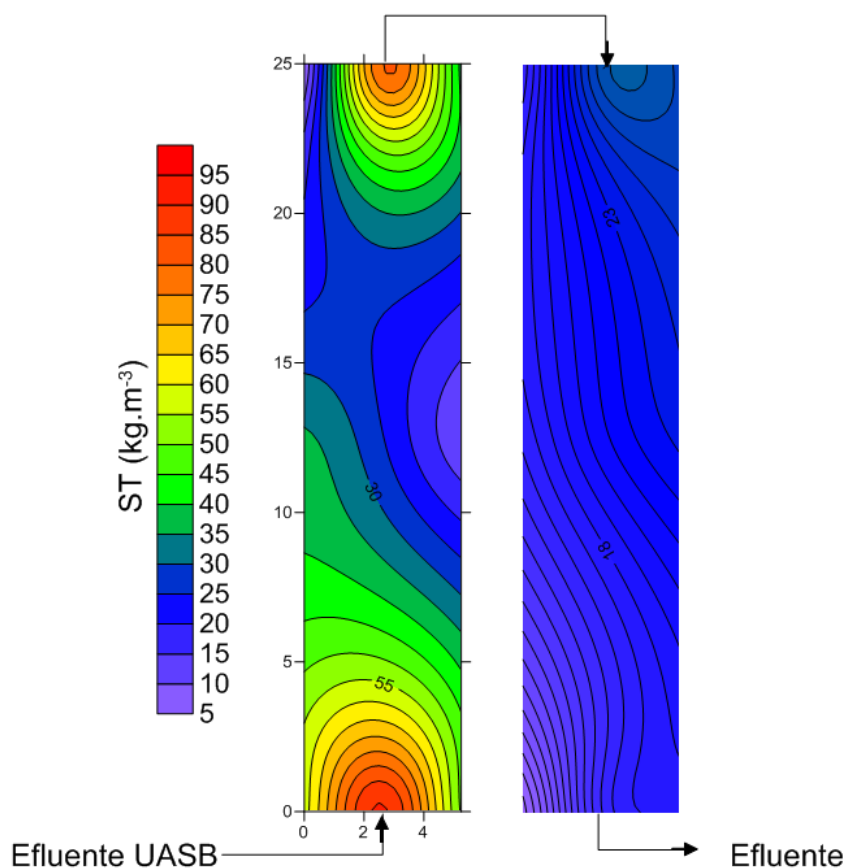


FIGURA 5.3: Concentração e distribuição dos sólidos totais no lodo das lagoas de polimento L1 e L2.

Na FIGURA 5.3 é possível observar que na L1 a concentração de sólidos totais (ST) é máxima na entrada e saída, com valores próximos ao máximo de $90,7 \text{ kg.m}^{-3}$ (9,1%). Na zona intermediária são observados valores mínimos próximos a $5,3 \text{ kg.m}^{-3}$ (0,5%). Já na segunda lagoa da série o comportamento é bem distinto, pois ocorre um decaimento da entrada para a saída da lagoa em um sentido da diagonal direita para a diagonal esquerda, com valores máximos de $27,5 \text{ kg.m}^{-3}$ (2,8%) a valores mínimos de $3,5 \text{ kg.m}^{-3}$ (0,4%). Tal resultado aponta para um acúmulo de lodo mais concentrado na L1 do que na L2. Até mesmo a maior concentração de sólidos é bem inferior à maior parte dos outros estudos presentes na literatura para lagoas facultativas e anaeróbias (TABELA 5.4).

Com os dados batimétricos foi possível determinar a quantidade e distribuição do lodo acumulado para a primeira batimetria, com quase 10 anos de operação (FIGURA 5.4) e, na segunda batimetria, com quase 11 anos de operação (FIGURA 5.5).

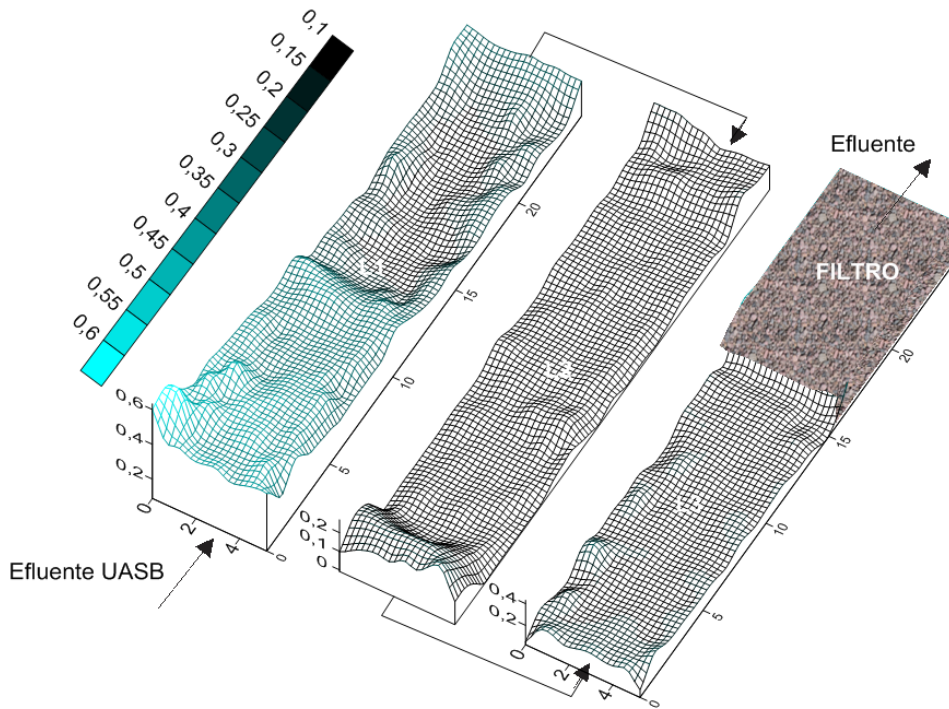


FIGURA 5.4: Altura do lodo (m) ao longo das lagoas L1, L2 e L3, após 10 anos de operação (primeira batimetria)

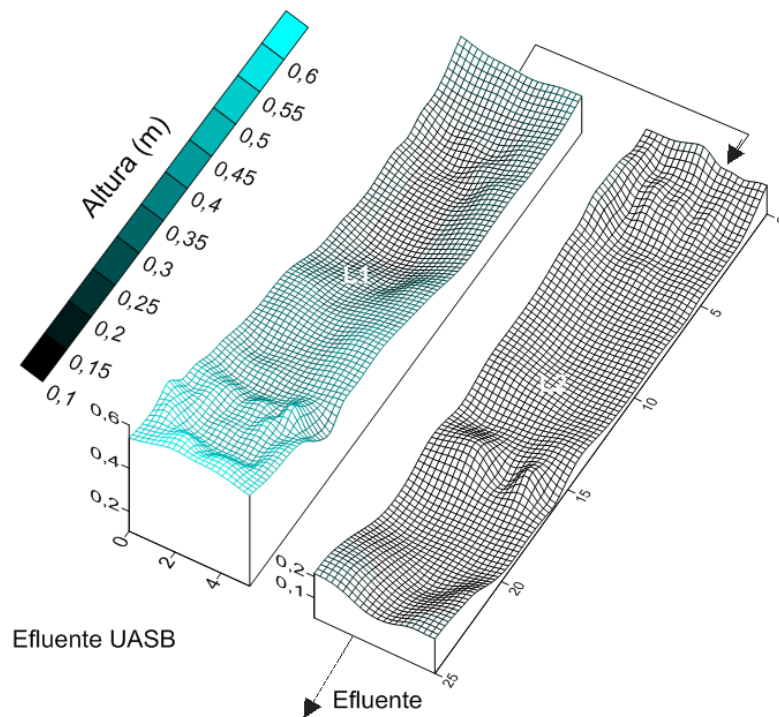


FIGURA 5.5: Altura do lodo (m) ao longo das lagoas L1 e L2, após 11 anos de operação (segunda batimetria)

Em ambas as batimetrias foi observada uma maior distribuição do lodo próximo aos dispositivos de entrada e saída de cada lagoa. Nelson et al. (2004), estudando três lagoas facultativas, perceberam que a distribuição era muito irregular e a espessura máxima ocorreu perto da entrada, composta por um único dispositivo, e também próximo aos cantos. D’Castro Filho et al. (2005) atribuíram a maior sedimentação na zona da entrada às características dos dispositivos de entrada e saída, e também à grande concentração de sólidos sedimentáveis presentes no afluente. Passos et al. (2012), investigando a distribuição de lodo em uma lagoa facultativa, observou a grande influência da má distribuição do afluente pelas duas tubulações de entrada, sendo que a maior parte do lodo se acumulava na lateral que recebia uma maior fração dos esgotos.

Os dados da contribuição per capita do lodo sedimentado, a altura média do lodo e o volume ocupado pelo lodo nas lagoas de polimento podem ser observados na TABELA 5.3.

TABELA 5.3: Dados do acúmulo do lodo nas lagoas de polimento para primeira e segunda batimetria.

	Batimetria 1			Batimetria 2	
	L1	L2	L3	L1	L2
Altura média do lodo (m)	0,27	0,06	0,14	0,34	0,08
Volume do lodo (m ³)	37,6	6,9	12,2	42,6	8,9
Fração do volume total ocupado* (%)	35,1	6,5	20,5	39,8	8,3
Acúmulo (cm/ano)	2,44	0,45	2,33	2,58	0,54
Contribuição per capita (L.hab ⁻¹ .d ⁻¹)	0,051	0,009	0,019	0,058	0,012
Contribuição per capita (m ³ .hab ⁻¹ .ano ⁻¹)	0,019	0,003	0,007	0,020	0,004
Tempo de operação (anos)	10,0	10,0	8,8	10,8	10,8

* Calculado para uma profundidade média de 0,70 metros.

O valor encontrado para contribuição per capita na primeira lagoa do sistema foi de 0,051 L.hab⁻¹.d⁻¹ e 0,058 L.hab⁻¹.d⁻¹ com 10 e 10,8 anos de operação, respectivamente. Este valor foi abaixo da faixa referenciada na literatura para lagoas anaeróbias e facultativas, que corresponde a 0,08 a 0,22 L.hab⁻¹.d⁻¹ (GONÇALVES, 1999), e também por outros trabalhos da literatura (TABELA 5.4). No entanto, foi semelhante a outras lagoas de polimento, D’Castro Filho *et al.* (2005) encontraram valor de 0,05 L.hab⁻¹.d⁻¹ para uma lagoa de polimento em operação há sete anos e Brito et al. (1999) 0,11 L.hab⁻¹.d⁻¹ para uma lagoa de polimento experimental chicaneada, após dois anos de operação.

TABELA 5.4: Comparação entre as taxas de acúmulo de lodo e concentração média de sólidos deste estudo (*) com outros trabalhos da literatura.

Localização	Tipo de Lagoa	Tempo de operação (anos)	Média da concentr. Sólidos (g.L ⁻¹)	Taxa de acúmulo (m ³ .hab ⁻¹ .ano ⁻¹)	Referência	
México	Anaeróbia	5	171	0,022	Nelson <i>et al.</i> (2004)	
México	Facultativa	6	-	0,036	Nelson <i>et al.</i> (2004)	
México	Facultativa	10	112	-	Nelson <i>et al.</i> (2004)	
México	Facultativa	15	166	0,021	Nelson <i>et al.</i> (2004)	
Colômbia	Anaeróbia	2.6	-	0,055	Nelson <i>et al.</i> (2004)	
		5	-	0,040		
França	-	10	187	-	Nelson <i>et al.</i> (2004)	
França	Facultativa	3-10	54-136	0,12	Nelson <i>et al.</i> (2004)	
EUA	Facultativa	0,5-7	-	-	Nelson <i>et al.</i> (2004)	
EUA	Facultativa	7	59	-	Nelson <i>et al.</i> (2004)	
		13	77			
Mediterrâneo	Anaeróbia	15	167	0,011	Bouza-Deaño <i>et al.</i> (2013)	
Mediterrâneo	Facultativa	20	133	0,027	Bouza-Deaño <i>et al.</i> (2013)	
Mediterrâneo	Maturação. 1	20	213	0,015	Bouza-Deaño <i>et al.</i> (2013)	
Mediterrâneo	Maturação. 2	20	173	0,009	Bouza-Deaño <i>et al.</i> (2013)	
Sudeste do Brasil	Anaeróbia	-	172	0,023	Nelson <i>et al.</i> (2004)	
			-	0,026		
Nordeste do Brasil	Facultativa	2,5	39	-	Nelson <i>et al.</i> (2004)	
Brasil	Facultativa	21	-	0,007	Passos <i>et al.</i> (2013)	
Brasil	Várias	-	-	0,03-0,08	Gonçalves (1999)	
Sudeste do Brasil	Facultativa			0,023	Gonçalves (1997)	
Brasil	Polimento	7	-	0,018	D'Castro Filho <i>et al.</i> (2005)	
Brasil	Polimento	2	-	0,040	Brito <i>et al.</i> (1999)	
Sudeste do Brasil	Facultativa primária	20		0,036	Da-Rin e Nascimento (1988) apud Gonçalves (1999)	
				0,12		Gloyna (1973) apud Gonçalves (1999)
				0,01		
Alaska/ Canadá	Facultativa			0,09-0,15	Clark <i>et al</i> apud Gonçalves (1999)	
				0,11-0,15		Silva e Mara (1979) apud Gonçalves (1999)
Nordeste do Brasil	Polimento		4,33	0,0282	Catunda <i>et al.</i> (2000)	

Brasil (*)	Polimento 1	11	48	0,020	Presente estudo
Brasil (*)	Polimento 2	11	18	0,004	Presente estudo
Brasil (*)	Polimento 3	9	-	0,007	Presente estudo

Na segunda lagoa a contribuição per capita de foi 0,009 L.hab⁻¹.d⁻¹ com 10 anos de operação e 0,012 L.hab⁻¹.d⁻¹ para 10,8 anos de operação. Na terceira lagoa o acúmulo foi de 0,019 L.hab⁻¹.d⁻¹, valor ainda mais baixo que o referido na literatura para lagoas facultativas e anaeróbias.

Em termos de espessura, os valores encontrados para o acúmulo de lodo na L1 foram de 2,3 – 2,4 cm.ano⁻¹, na L2 de 0,4-0,5 cm.ano⁻¹ e na L3 de 1,5 cm.ano⁻¹. Brito *et al.* (1999) encontraram uma camada acumulada de 8 cm.ano⁻¹. Entretanto, esse valor pode ter sido mais elevado devido ao baixo tempo de operação (dois anos), e por conseguinte o lodo acumulado estava menos digerido e adensado.

Na terceira lagoa do sistema foi observado um maior volume de lodo acumulado em relação à L2, com 20,5% do seu volume total preenchido. Esse maior valor é esperado por haver no final dessa unidade um filtro de pedra (brita de 3 a 8 cm de diâmetro) que faz a retenção das algas presentes no sistema, as quais, após sua morte, sedimentam. Além do mais, nesta unidade houve eventuais presenças de macrófitas do tipo *Lemna*. Esta macrófita foi introduzida antes da instalação do filtro de pedra para ocasionar um sombreamento na lagoa e contribuir para o decaimento de algas. Apesar de ter sido removida, é frequente o seu ressurgimento. Tais fatores contribuem para o maior acúmulo de lodo nessa unidade.

O percentual do volume total ocupado até maio de 2012 era de 35%, 6,5% e 20% na L1, L2 e L3, respectivamente, e 40% e 8% em fevereiro de 2013, para L1 e L2. Esses resultados apontam para a necessidade de remoção de lodo na L1 nos próximos dois anos para não exceder 50% do volume total da lagoa. Esses resultados estão em concordância com Catunda *et al.* (2000), que indicaram que a remoção do lodo conforme as taxas observadas em seu trabalho com lagoas de polimento deveria ocorrer após 12 anos de operação. No entanto, essa remoção pode ser opcional quando se tem borda livre disponível e flexibilidade para aumentar a altura do dispositivo de saída, assim o lodo poderia continuar acumulando na lagoa, possibilitando que essa remoção seja efetuada em um prazo maior, favorecendo a maior estabilização e compactação do lodo no sistema.

D'Castro Filho *et al.* (2005) apontaram para uma remoção total em um horizonte de 10 anos para não ultrapassar 1/3 do volume total da lagoa e parcial a cada 5 anos para remover o lodo em pontos críticos (próximo aos dispositivos de entrada e saída), a fim de não ocasionar o surgimento do lodo na superfície da lagoa.

No presente estudo, após 11 anos de operação, não foram detectadas zonas de afloramentos de lodo, embora haja uma restrição de não se operar a L1 com uma lâmina inferior a 60 cm, devido ao lodo na entrada já ocupar alturas semelhantes a essa. As implicações do volume de lodo presente no sistema devem ser melhor avaliadas através de um estudo do comportamento hidrodinâmico para verificar as interferências desse no TDH efetivo da lagoa (discussão efetuada no tópico 5.4).

Na L2 e L3 a remoção do lodo deve ocorrer em um horizonte de projeto de 20 anos ou mais para não exceder a 50% do volume total. Tal estimativa está em concordância com von Sperling *et al.* (2003).

Na FIGURA 5.6 é demonstrada a composição dos sólidos do lodo em três diferentes zonas da lagoa: entrada, meio e saída (cada zona com as mesmas dimensões), após 11 anos de operação. Na lagoa 1 a maior fração dos sólidos é inorgânica, já na lagoa 2 a fração de sólidos orgânicos e inorgânicos é similar. Em ambas as lagoas fica evidente que a maior parte dos sólidos sedimenta na zona de entrada (68% ou 1412 kg na lagoa 1 e 46% ou 73 kg na entrada da lagoa 2), o que está de acordo com outros trabalhos (GONÇALVES, 1999; NELSON *et al.*, 2004).

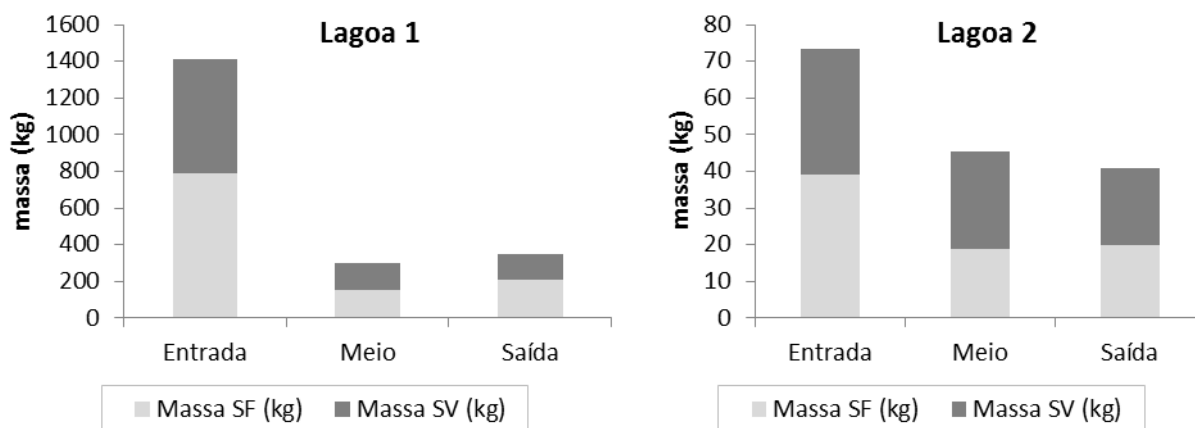


FIGURA 5.6: Massa de sólidos no lodo em três diferentes zonas da lagoa 1 e 2, após 11 anos de operação.

A massa de sólidos remanescentes que acumulam no meio e na saída tem proporções similares. Esta acumulação é associada com as configurações geométricas da lagoa (predominantemente retangular, com relação comprimento-largura igual a 5) e com as características do efluente do reator UASB. A maior parte da massa de sólidos acumulou na lagoa 1 (92% ou 2062 kg) e somente uma pequena fração (8% ou 160 kg) acumulou na lagoa 2. Catunda *et al.* (2000) encontrou um maior acúmulo na primeira raia de uma lagoa chicaneada, fato associado aos sólidos advindos do reator UASB sedimentarem na lagoa 1. Por se tratar de um sistema já há vários em operação, ocorreu expressiva mineralização dos sedimentos, o que é observado através da maior massa de sólidos inertes (SF) acumulada.

5.1.3 Balanço de massa simplificado dos sólidos presentes no sistema

A partir dos dados de batimetria e também da concentração dos sólidos no lodo foi possível obter a massa de sólidos acumulada no sistema em termos de ST, SF e SV e compará-la com um balanço de massa simples entre os sólidos suspensos afluente e efluente (SST, SSF, SSV). Na FIGURA 5.7 é possível observar a massa de sólidos média afluente a cada unidade em termos de sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV) ao longo de 11 anos de operação, calculada conforme descrito no tópico (4.2.1).

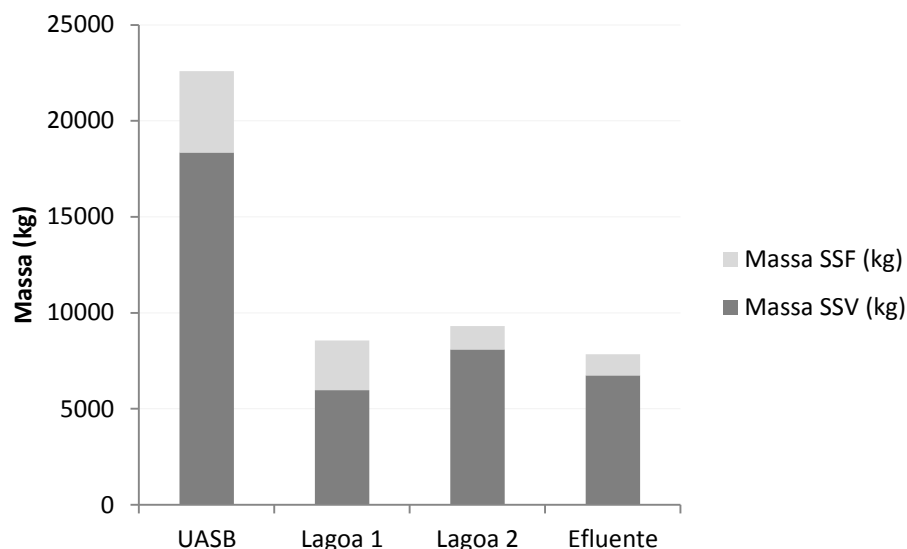


FIGURA 5.7: Massa de sólidos suspensos totais (SST), suspensos fixos (SSF) e suspensos voláteis (SSV) afluente a cada unidade ao longo de 11 anos de operação

A maior fração dos sólidos observados foi orgânica (SSV). É possível notar que a maior parte dos sólidos são removidos no reator UASB (67%) e que na L1 (afluente da lagoa 2) ocorre um aumento de sólidos, principalmente em função do crescimento de algas, corroborando com o afirmado por Dias *et al.* (2013).

A partir do balanço entre os sólidos que entraram e saíram do sistema, foi possível obter a massa de SST, SSF e SSV retidos no sistema e compará-la com a massa de ST, SF e SV observado no sedimento da lagoa 1 (FIGURA 5.8) e lagoa 2 (FIGURA 5.9). Essa comparação foi efetuada somente para L1 e L2, das quais coletou-se informações da massa de sólidos do lodo.

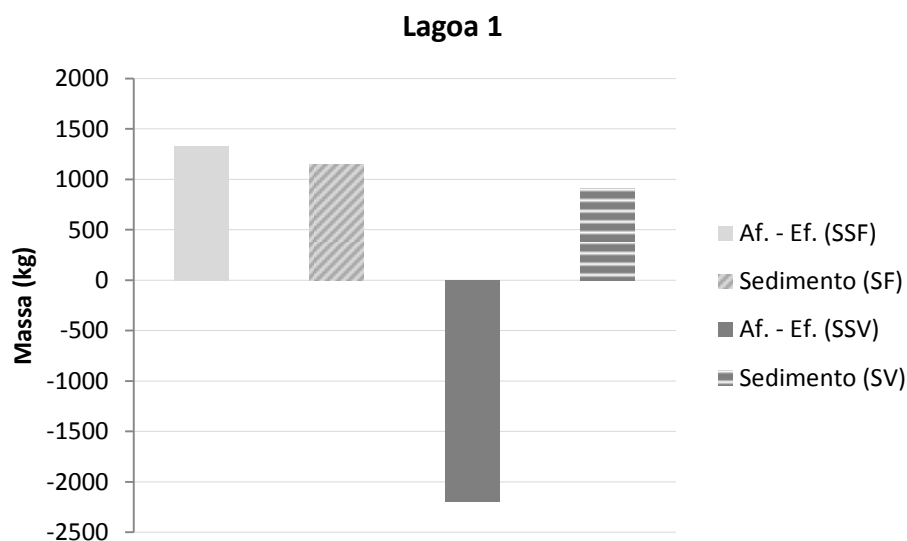


FIGURA 5.8: Comparação entre os sólidos acumulados no lodo (hachuras) e um balanço de massa simples entre a entrada e saída dos sólidos suspensos do sistema na lagoa 1 ao longo de 11 anos de operação

Como pode ser observado, esse simples balanço de massa entre o afluente e efluente não representa totalmente o que acumulou, uma vez que ocorre também a digestão anaeróbia na camada lodo e a produção de sólidos por bactérias e pelas algas, as quais não foram consideradas nesse balanço. No entanto, fica evidente através do acúmulo negativo de sólidos na lagoa 1 que está ocorrendo uma grande produção de sólidos, e que estes estão saindo do sistema na forma principalmente de sólidos suspensos voláteis.

O sistema produziu mais sólidos (principalmente orgânicos) do que o acumulado após 11 anos de operação. Tal fato endossa a grande produção de biomassa algal que ocorreu no sistema. Para além disso, uma fração dos sólidos que são produzidos em forma de alga podem flocular e sedimentar, contribuindo para a produção de sedimento na lagoa 1.

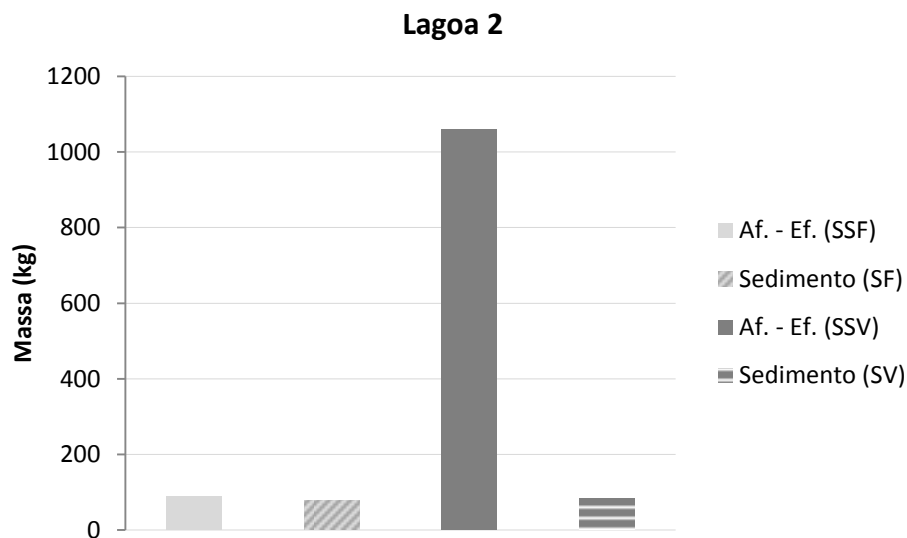


FIGURA 5.9: Comparação entre os sólidos acumulados no lodo (hachura) e um balanço de massa simples entre a entrada e saída dos sólidos suspensos do sistema na lagoa 2 ao longo de 11 anos de operação

Na lagoa 2 é possível observar que o real acumulado é bem inferior à diferença de massa entre entrada e saída, evidenciando que uma grande parte dos sólidos (principalmente orgânico) é composto basicamente por algas que permanecem em suspensão e que somente uma parcela sedimenta. Se dividida pelo volume da lagoa, essa massa suspensa, irá corresponder a aproximadamente 1% da concentração na lagoa.

5.2 Interferência do lodo no desempenho do sistema (fase 2).

Nesta fase foi avaliada a interferência do acúmulo de lodo no desempenho do sistema, por meio da comparação de duas lagoas de polimento em paralelo (com e sem lodo), recebendo a mesma vazão e carga afluente.

A variação da vazão afluente pode ser observada na FIGURA 5.10. A vazão mediana efluente do reator UASB foi de $37,8 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, o equivalente a $18,9 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ para cada lagoa; já o TDH teve mediana de 3,6 d para lagoa com lodo (considerando apenas o volume ocupado pelo líquido, ou seja, descontando o volume ocupado pelo lodo) e 6,2 d para lagoa sem lodo.

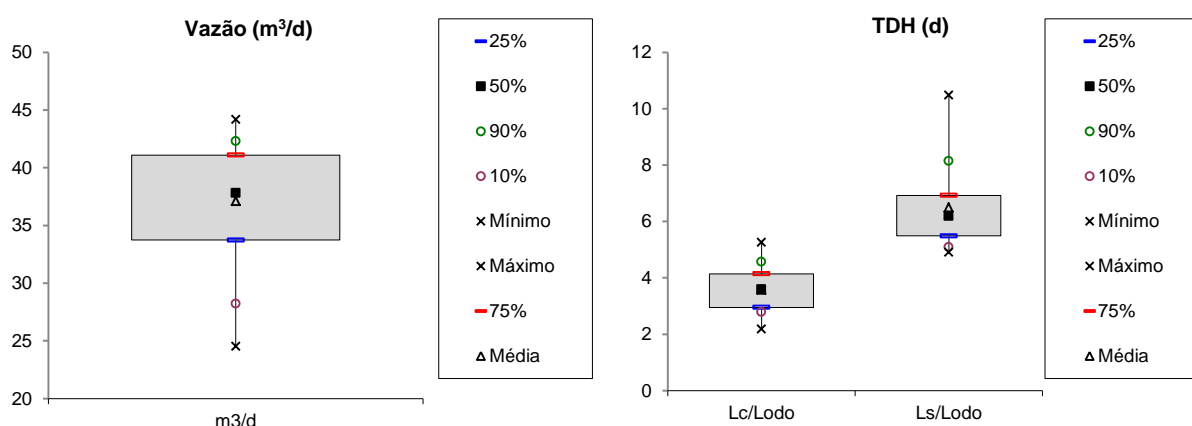


FIGURA 5.10: Vazão afluente para ambos os sistemas e variação e TDH para cada lagoa (com lodo e sem lodo).

A profundidade média em que os sistemas operaram foi de 0,71 m na Lc/lodo (profundidade total, ou seja, lodo mais líquido) e 0,74 na Ls/lodo. Em função de um desnível não foi possível mantê-las exatamente com a mesma profundidade. A FIGURA 5.11 apresenta o gráfico box-plot da variação da profundidade total em cada lagoa.

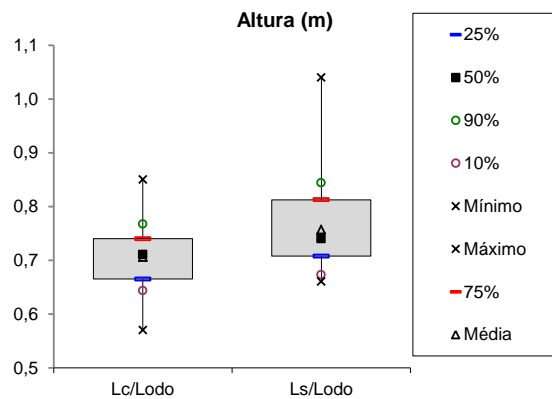


FIGURA 5.11: Gráfico box-plot para comparação entre altura da profundidade total na Lc/lodo e Ls/lodo

A TABELA 5.5 apresenta a mediana das concentrações dos principais parâmetros de qualidade ao longo do sistema, incluindo a Lc/Lodo e Ls/Lodo, bem como as concentrações que tiveram valores significativamente diferentes entre as duas lagoas, segundo o teste não paramétrico de Wilcoxon.

TABELA 5.5: Concentração mediana dos parâmetros analisados e a comparação da lagoa com lodo e sem lodo através de estatística não paramétrica de Wilcoxon.

Parâmetro	N. Dados	Afluente	UASB	Lc/Lodo	Ls/Lodo
DQO (mg/L)	45	603	213	239	220
DQO solúvel (mg/L)	9	-	-	73	63
DBO (mg/L)	20	161	70	67	55
DBO solúvel (mg/L)	9	-	-	17	28
SST (mg/L)	52	203	49	92	91
SSV (mg/L)	52	178	40	86	84
Colif. Totais* (NMP/100 mL)	19	2,5E+10	3,0E+09	1,9E+08	1,1E+08
<i>E. coli</i> * (NMP/100 mL)	19	5,2E+09	9,1E+08	5,6E+07	3,4E+07
OD (mg/L)	50	0,3	3,0 (**)	6,4	6,1
POR (mV)	50	-130	-103	32	<u>43</u>
pH	41	7,1	6,9	7,4	<u>7,5</u>
CE (µS/cm)	44	785	755	738	710
Turbidez (NTU)	50	194	72	107	94
Temperatura (°C)	50	23,6	23,4	21,1	21,5

(*) Coliformes Totais e *E. coli* (média geométrica)

(**) valor de OD medido na caixa de saída do reator UASB, na qual ocorre oxigenação, ou seja, não representa os valores dentro do reator UASB, mas sim o afluente às lagoas.

Valores sublinhados: valor significativamente diferente que o da outra lagoa (valor de $p < 0,05$).

O efluente do reator UASB apresentou concentração mediana de DBO de 70 mg.L^{-1} e as lagoas com lodo e sem lodo apresentaram concentrações medianas de 67 mg.L^{-1} e 55 mg.L^{-1} , respectivamente. Assim, o reator UASB contribuiu mais plenamente para remoção de matéria orgânica e as lagoas pouco contribuíram, concordando com Dias *et al.* (2013). Não foi possível observar diferença significativa entre as concentrações efluentes para nenhum dos parâmetros de matéria orgânica analisados entre as lagoas com e sem lodo. Vale destacar que a amostragem fez sete meses do ano, incluindo período seco e chuvoso, sendo que para alguns parâmetros as amostras eram semanais e outros quinzenais. A amostragem de DBO solúvel e DQO solúvel compreendeu um período menor entre os meses de outubro e dezembro, nos quais não foi possível identificar diferença.

A concentração mediana afluente de *E. coli* no reator UASB foi de $9,1 \times 10^8 \text{ NMP.100ml}^{-1}$, $5,6 \times 10^7 \text{ NMP.100ml}^{-1}$ e $3,4 \times 10^7 \text{ NMP.100ml}^{-1}$ para Lc/lodo e Ls/lodo, respectivamente. Tanto no efluente do reator UASB como nas lagoas a concentração de indicadores de contaminação fecal foi elevada, acima do requerido para irrigação ($10^3 \text{ NMP.100ml}^{-1}$). Esse resultado era esperado, uma vez que o TDH de ambas as lagoas é reduzido, e havia apenas uma lagoa na série. Cavalcanti (2003) afirma ser necessário no mínimo 10 dias para atingir valores de *E. coli* compatíveis com as diretrizes apresentadas. Dias *et al.* (2013) observaram cumprimento a esse padrão quando empregaram três lagoas em série, elevando o TDH para próximo de 10 dias.

A concentração mediana de oxigênio dissolvido nas lagoas foi de $6,4 \text{ mg.L}^{-1}$ na Lc/lodo e $6,1 \text{ mg.L}^{-1}$ na Ls/lodo. Quanto à condutividade elétrica, os valores foram $738 \text{ } \mu\text{S.cm}^{-1}$ e $710 \text{ } \mu\text{S.cm}^{-1}$ para Lc/lodo e Ls/lodo, respectivamente. Para esses parâmetros não foram encontradas diferenças significativas. Diferenças que se fizeram presentes nos parâmetros óxidorredução (POR) e pH. Cabe destacar que para esses parâmetros a Ls/lodo apresentou maiores valores.

É possível observar que as lagoas ocasionam um incremento de pH, esse aumento é esperado devido ao consumo de gás carbônico efetuado pelas algas durante as horas do dia. A concentração do pH no efluente foi de 7,4 na Lc/lodo e 7,5 na Ls/lodo.

Acredita-se que essa pequena distinção entre os parâmetros está associada à camada de lodo que, por ser anaeróbia contribuiu para a redução do potencial de oxirredução e do pH na Lc/lodo. A variação da concentração de pH, OD, POR e CE pode ser visualizada na FIGURA 5.12.

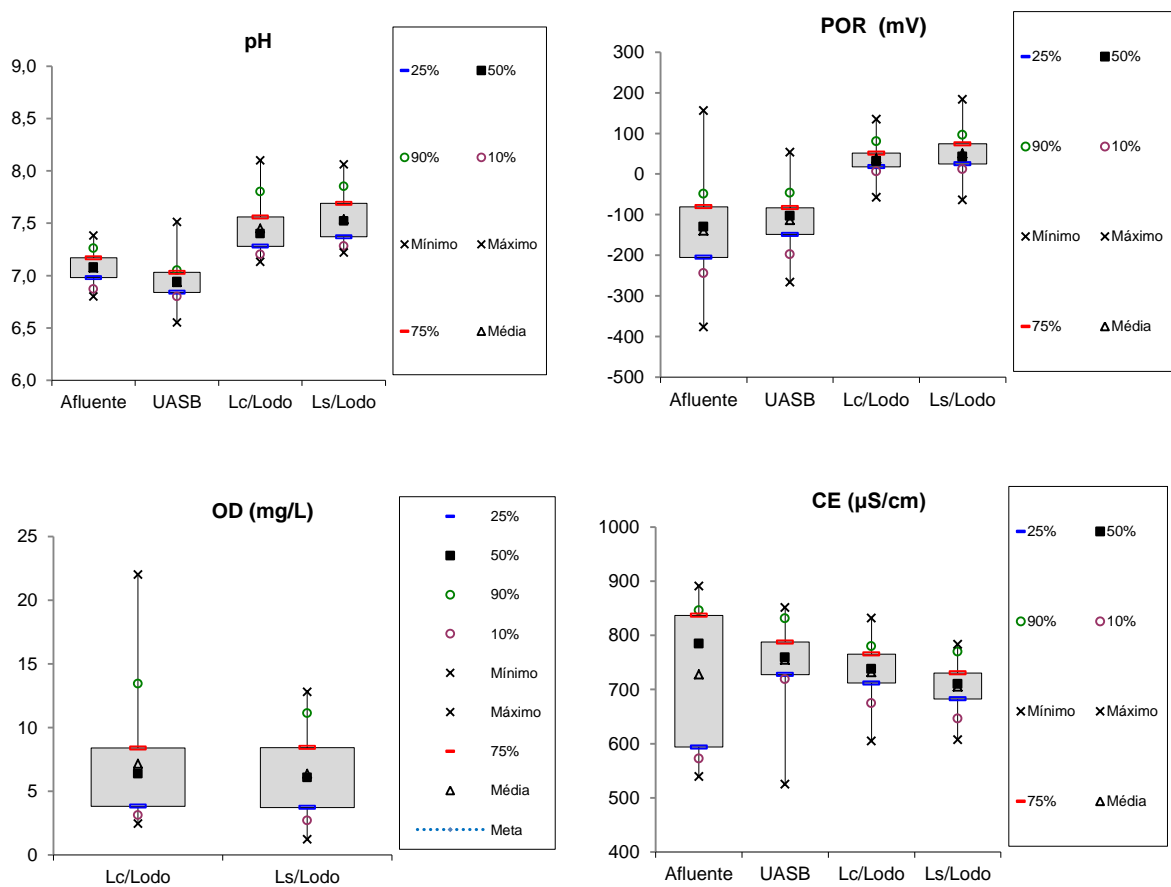


FIGURA 5.12: Gráfico de box-plot da variação da concentração mediana de pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e potencial de oxidorredução.

A estatística da eficiência de remoção de matéria orgânica, sólidos e coliformes pode ser visualizada na TABELA 5.6.

TABELA 5.6: Eficiência mediana dos parâmetros analisados e a comparação da lagoa com lodo e sem lodo através de estatística não-paramétrica de Wilcoxon

Parâmetro	<i>N. Dados</i>	UASB	Lc/lodo	Ls/lodo
DQO (%)	45	65	-13	-6
DBO (%)	20	60	12	21
SST (%)	52	74	-79	-84
SSV (%)	52	76	-105	-113
Colif. Totais (unid. log remov.)	19	1,0	1,0	1,3
<i>E. coli</i> (unid. log remov.)	19	0,8	1,1	1,3

Valores sublinhados: valor significativamente diferente (valor de $p < 0,05$).

O reator UASB contribuiu para uma remoção mediana de 65% da DQO e 60% da DBO do sistema, em concordância com Cavalcanti (2003), que cita uma faixa entre 60 a 70% remoção de DBO. As lagoas com e sem lodo contribuíram pouco para a remoção mediana de DBO, 12% na Lc/lodo e 21% na Ls/lodo. A remoção mediana de SST ocorreu somente no reator UASB (74%) e as Lc/lodo e Ls/lodo contribuíram para geração de sólidos no sistema, em função da produção de biomassa algal.

Ao se comparar as eficiências das lagoas com e sem lodo não foi possível observar diferença significativa para os parâmetros de eficiência de remoção de matéria orgânica, sólidos e coliformes (valor de p sempre $> 0,15$).

Apesar de o lodo reduzir o volume da lagoa e por consequência o TDH, esse fator não foi preponderante para remoção de matéria orgânica, o que pode ser explicado pelo fato de que mesmo reduzindo 40% do volume, essa redução não implicou em TDH menores que 3 dias. Para Cavalcanti (2003), 3 dias são suficientes para remoção de matéria orgânica. A variação das concentrações e eficiências podem ser observadas através da FIGURA 5.13.

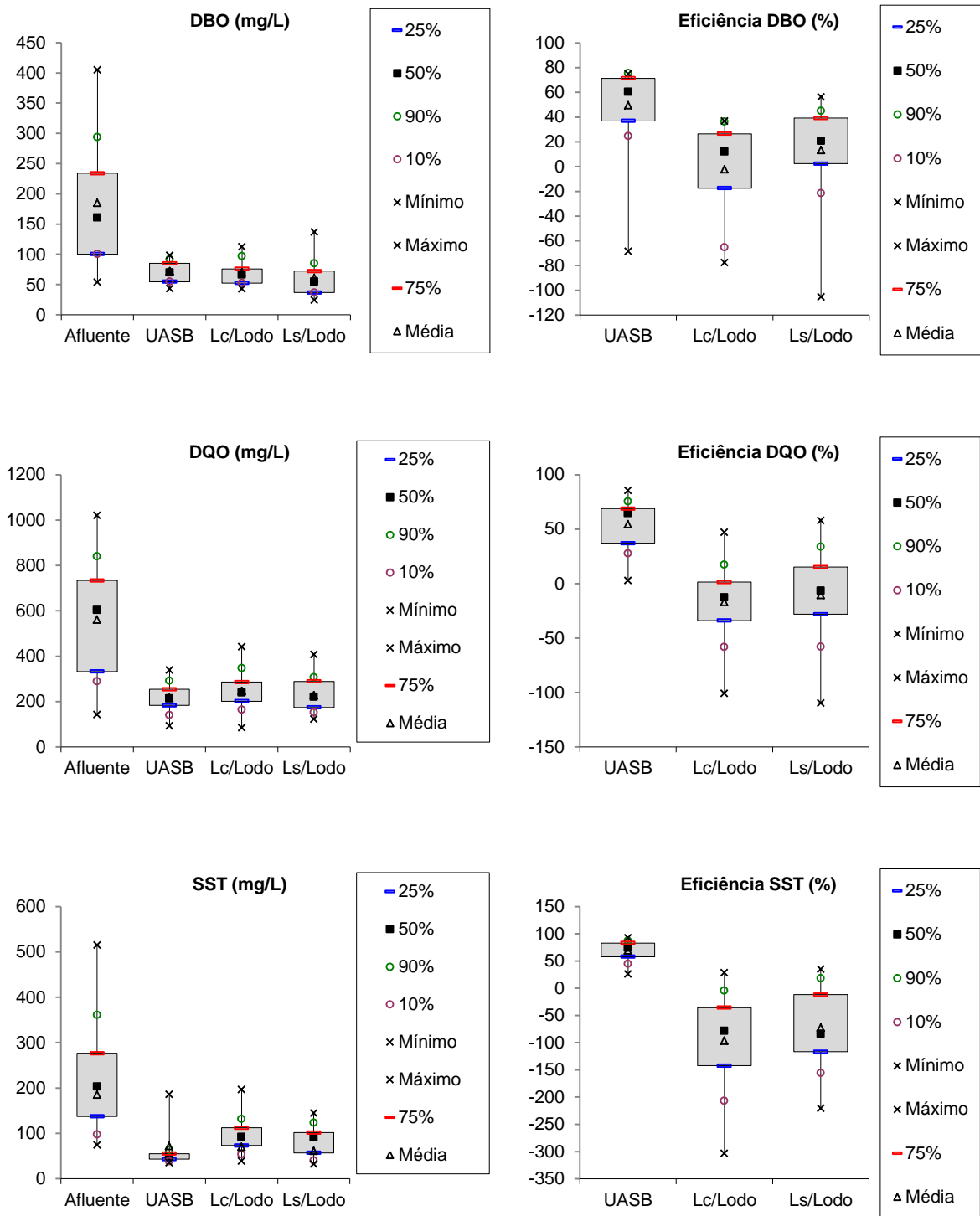


FIGURA 5.13: Gráfico de box-plot para concentração e eficiência de DBO, DQO e SST para as lagoas com e sem lodo.

A remoção mediana de *E. coli* foi de 1,1 unidades log para Lc/lodo e 1,3 unidades log para Ls/lodo. Esperava-se uma remoção de coliformes melhor na lagoa sem lodo - uma vez que essa tem maior volume líquido disponível e por consequência maior TDH -, fato este que ocorreu, mas não foi possível observar diferença significativa para a remoção de Coliformes Totais e *E. coli*. Tanto a concentração efluente de *E. coli* como a eficiência indicaram uma forte semelhança (valor de p sempre >0,15), como mostra o gráfico box-plot na FIGURA 5.14.

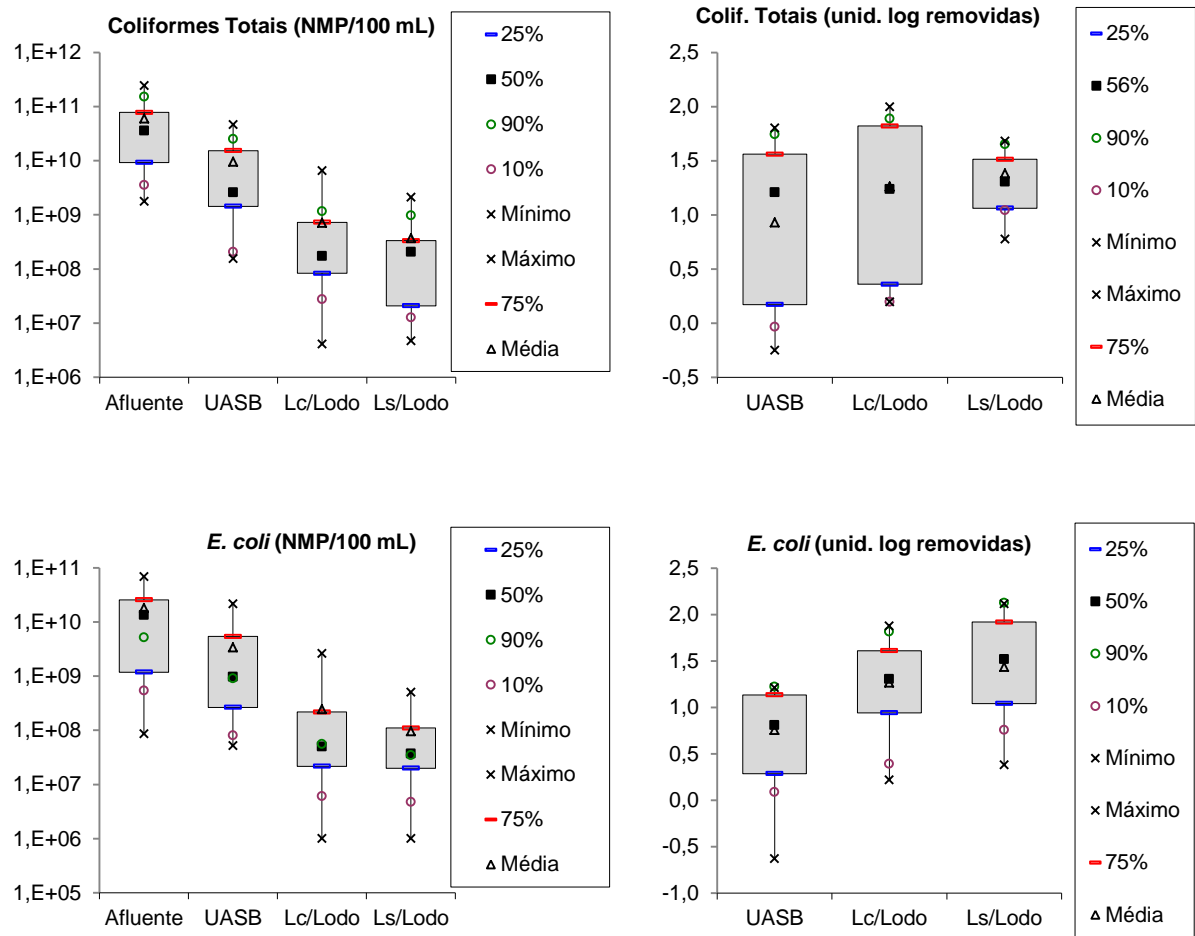


FIGURA 5.14: Gráfico de box-plot para concentração e eficiência de Coliformes Totais e *E. coli* para as lagoas com e sem lodo.

Von Sperling, Bastos e Kato (2005), estudando lagoas de polimento no Brasil, observaram que nas lagoas de polimento mais rasas ocorriam maiores valores de K_b (coeficiente de decaimento bacteriano) e, portanto, maiores remoções. A equação proposta por esses autores aproxima-se de uma relação inversa entre a profundidade e o K_b .

Desta forma, o que explica esse comportamento é que na lagoa com lodo que tem 0,34 m em média da sua profundidade (0,71 m) preenchida de lodo, ou seja, 0,37 m de coluna d'água apresenta maior coeficiente de decaimento bacteriano do que na Ls/lodo que tem toda a totalidade da profundidade com coluna líquida (0,76).

O valor de K_b foi calculado para fluxo disperso para Lc/lodo ($1,71 \text{ d}^{-1}$) e Ls/lodo (0,90) e corrigido para coeficiente de decaimento com a temperatura de referência ($K_{b-20^\circ\text{C}}$), utilizando a equação abaixo (von SPERLING, 2005):

$$K_{b-20^\circ\text{C}} = \frac{Kb}{\theta^{T-20}} \quad (5.1)$$

Onde:

θ - coeficiente de temperatura (1,07);

T – Temperatura do líquido ($^\circ\text{C}$).

Na lagoa com lodo a temperatura média $21,1 \text{ }^\circ\text{C}$ e Ls/lodo de $21,5 \text{ }^\circ\text{C}$. Von Sperling (2005) propôs o cálculo do K_b em função da profundidade da lagoa (H) conforme a equação abaixo:

$$K_b = 0,549 * H^{-1,456} \quad (5.2)$$

O $K_{b-20^\circ\text{C}}$ para lagoa com lodo foi de $1,59 \text{ d}^{-1}$ que, comparado com o K_b estimado a partir da Equação 5.2 com profundidade (von Sperling, 2005), indicou semelhança, com K_b resultante de $2,33 \text{ d}^{-1}$. Na lagoa sem lodo o $K_{b-20^\circ\text{C}}$ foi de $0,81 \text{ d}^{-1}$ muito semelhante a $0,82 \text{ d}^{-1}$ estimado pela Equação 5.2 em função da profundidade. Assim é possível observar que o coeficiente de decaimento bacteriano foi explicado pela profundidade, sendo esse maior na lagoa mais rasa, nesse caso na Lc/lodo. No entanto, as eficiências entre as lagoas não foram distintas, pois o produto $K_b.TDH$ foi semelhante para duas lagoas, Lc/lodo (5,72) e Ls/lodo (5,03).

5.3 Interferência do lodo na hidrodinâmica do sistema (fase 2).

5.3.1 Concentração de cloreto de sódio estimada a partir da condutividade presente no efluente (*background*)

Para avaliar a interferência do lodo na hidrodinâmica foram desenvolvido experimento em duas lagoas em paralelo, uma com lodo e outra sem lodo, com mesma carga e vazão afluentes

(tópicos 4.2.2 e 4.5.1). Antes da inserção do traçador cloreto de sódio foram realizadas medidas dos valores médios de condutividade (corridos para concentração de cloreto de sódio) presentes no efluente da lagoa. Posteriormente efetuaram-se os experimentos utilizando o cloreto de sódio.

Íons presentes nos efluentes podem conduzir eletricidade, e são responsáveis pela condutividade nas águas residuárias. Uma investigação da condutividade natural foi realizada para o efluente do reator UASB no centro e na saída da Lc/lodo, e também na saída da Ls/lodo. Esse estudo buscou avaliar a condição preexistente (concentração de *background*) antes do lançamento do cloreto de sódio que ocorreria durante os ensaios hidrodinâmicos. Os valores de condutividade foram transformados em concentração de cloreto de sódio (e são apresentados dessa maneira ao longo de todo esse tópico, apesar de que a condutividade da lagoa pode ser devida a outros íons presentes e não necessariamente cloreto de sódio). Essa simplificação foi assumida a fim de se deduzir os valores preexistentes de condutividade (convertida à concentração de cloreto de sódio) dos valores após a inserção do traçador (cloreto de sódio).

Na FIGURA 5.15 é possível observar a variação natural da concentração de cloreto de sódio no efluente do reator UASB.

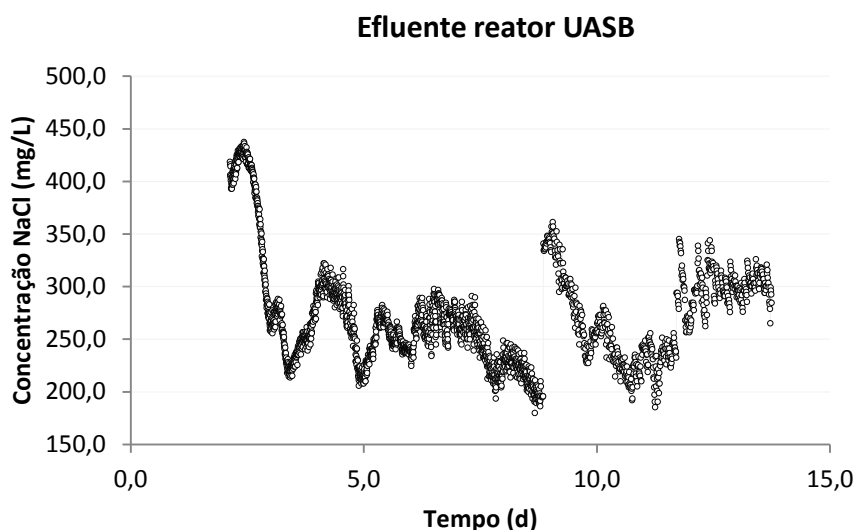


FIGURA 5.15: Concentração de cloreto de sódio estimada a partir da condutividade natural presente no efluente do reator UASB.

A concentração média de cloreto de sódio no efluente do reator UASB foi de 263 mg.L⁻¹. Essa avaliação permitiu observar ainda que o reator UASB contribuiu com valores de concentração de cloreto de sódio de 200 mg.L⁻¹ a 350 mg.L⁻¹.

Na FIGURA 5.16 é possível observar a variação da concentração de cloreto de sódio estimada a partir da condutividade natural na lagoa de polimento com lodo. A concentração média de cloreto de sódio foi de 302 mg.L⁻¹, com 50% dos dados entre 285 mg.L⁻¹ e 323 mg.L⁻¹.

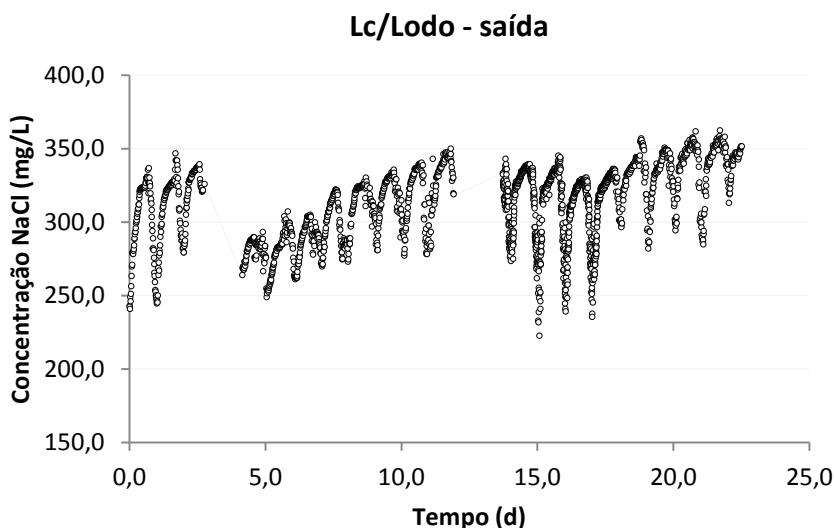


FIGURA 5.16: Concentração de cloreto de sódio estimada a partir da condutividade natural presente no efluente da Lc/lodo

A concentração do sal varia ao longo do dia, apresentando um pico de maior concentração na parte da manhã (entre 7 e 10 horas) e outro de menor concentração (entre 14 e 17 horas) (FIGURA 5.17).

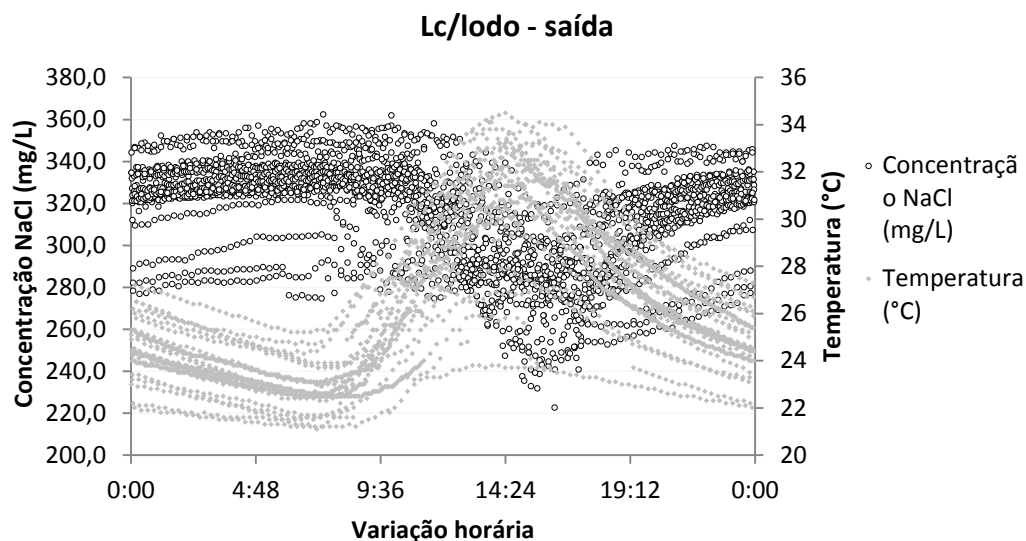


FIGURA 5.17: Variação horária da concentração de cloreto de sódio e da temperatura na superfície do vertedor de saída (eixo secundário) na lagoa com lodo durante as medidas de *background*

Os valores de condutividade medidos são convertidos a uma temperatura de referência (25°C) e a condutividade é diretamente proporcional à temperatura. No entanto, o que foi observado foi uma relação inversa entre a concentração de cloreto de sódio e a temperatura.

Padrão muito semelhante à saída também foi encontrado para o meio da lagoa com lodo, (FIGURA 5.18), com valores médios de 314 mg.L⁻¹.

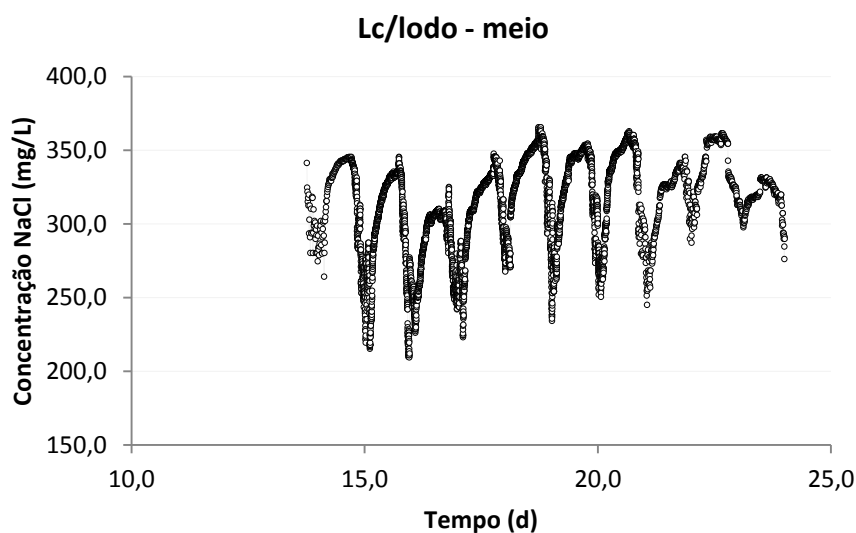


FIGURA 5.18: Valores de concentração de cloreto de sódio (estimado a partir da condutividade natural) para o meio da lagoa com lodo.

Na lagoa sem lodo a concentração média de cloreto de sódio foi de 232 mg.L⁻¹. É possível observar que nessa lagoa há também uma variação diária da condutividade (FIGURA 5.19).

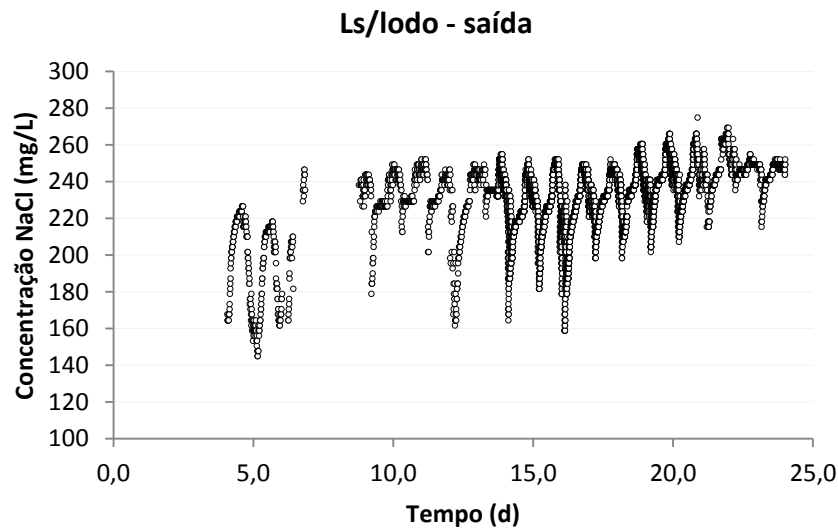


FIGURA 5.19: Valores de condutividade natural da lagoa convertidos para concentração de cloreto de sódio (NaCl) na saída da Ls/lodo

A variação horária da condutividade, no entanto, apresenta um padrão diferente, com valores mais elevados entre as 09 e as 14 horas (FIGURA 5.20). A exceção se dá em um período no qual o cloreto de sódio adquiriu menores valores de concentração. Uma possível explicação é o aparente período de estratificação térmica que ocorre no início do monitoramento (entre os dias 6 e 9) (FIGURA 5.21).

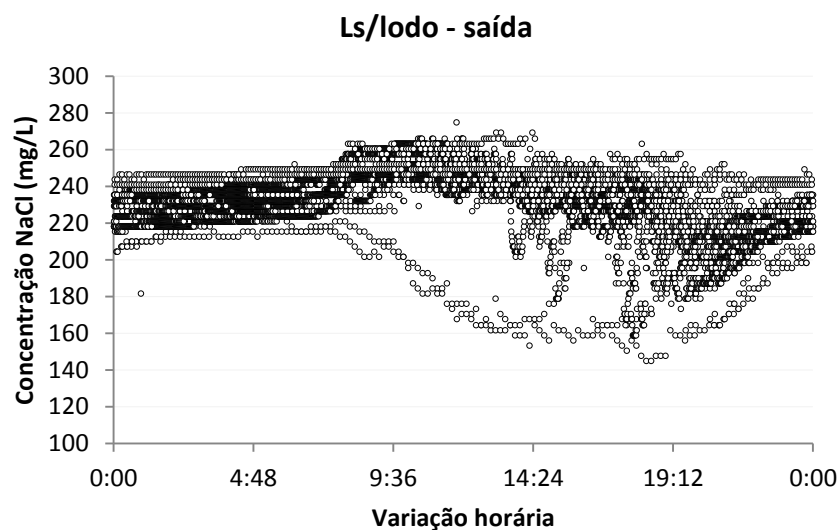


FIGURA 5.20: Variação da condutividade ao longo do dia para a lagoa sem lodo durante as medidas de *background*

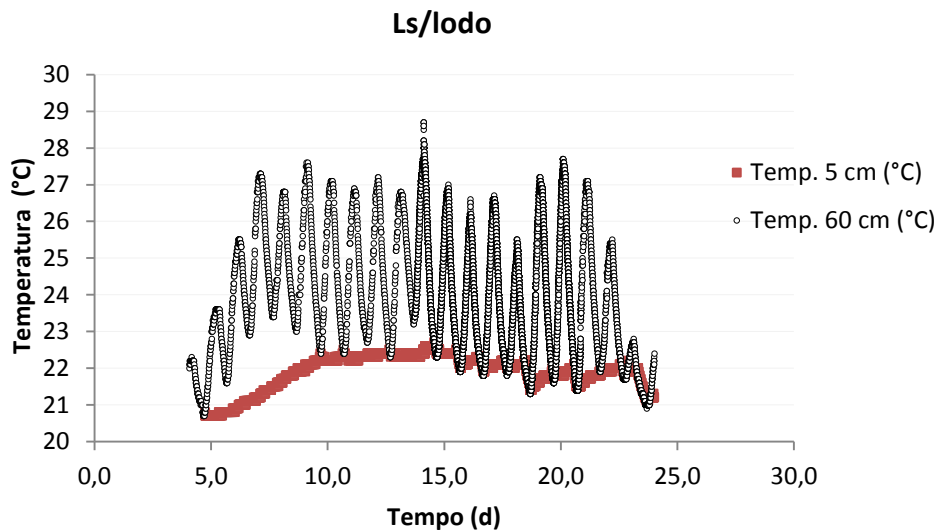


FIGURA 5.21: Variação da temperatura mais superficial e de fundo no centro da lagoa sem lodo durante as medidas de *background*. A referência da profundidade é com relação ao fundo: 5 cm (fundo) e 60 cm (superfície) acima do fundo.

Na FIGURA 5.21 é observada a variação da temperatura do líquido entre a superfície (60 cm do fundo) e o fundo (5 cm do fundo). No geral a temperatura da superfície varia diariamente aumentando durante as horas quentes do dia (manhã e tarde) e diminuindo durante as horas mais frias (noite e madrugada) e a temperatura do fundo é mais estável. É possível visualizar que entre os dias 5 a 9 e no dia 14 do experimento ocorreram períodos em que a temperatura de superfície esteve 2°C acima da temperatura do fundo, possível indício de estratificação térmica. Nos demais dias é observado um ciclo diário em que a temperatura superficial chega a 5°C mais quente que a temperatura do fundo, no entanto, durante a madrugada as duas temperaturas se tornam iguais, indicativo da ocorrência de uma homogeneização do líquido.

5.3.2 Experimento com traçador cloreto de sódio em campo e virtual

Neste tópico discutem-se os resultados obtidos para o teste com traçador cloreto de sódio em campo e através de modelagem CFD para traçador virtual. A análise estatística das condições experimentais de TDH, profundidade e vazão das unidades durante o teste de traçador em campo é apresentada na TABELA 5.7.

TABELA 5.7: Estatística descritiva das condições experimentais durante o teste com traçador cloreto de sódio

Estatística	Profundidade total (m)		Vazão	TDH (d)	
	Lc/Lodo	Ls/Lodo		Lc/Lodo	Ls/Lodo
<i>Núm dados</i>	26	26	26	26	26
Mínimo	0,75	0,76	34,2	5,6	5,6
Máximo	0,89	1,06	42,0	7,9	10,2
Média	0,80	0,87	38,0	6,6	7,3
Mediana	0,78	0,82	38,2	6,4	6,4
Média geométrica	0,80	0,86	38,0	6,5	7,2
Desvio padrão	0,05	0,12	2,2	0,8	1,6
Coef. Var	0,06	0,14	0,06	0,12	0,22

A profundidade média em que os sistemas operaram foi de 0,80 m na Lc/lodo e 0,87 na Ls/lodo. Apesar de se buscar manter similares as condições de ambas, em virtude dos níveis de assentamento das lagoas, ocorreu uma pequena variação na altura da coluna d'água e consequentemente aumento do TDH da Ls/lodo em relação a Lc/lodo (TDH calculado com base no volume total – líquido e lodo).

As lagoas estão construídas com um desnível entre elas, de forma que a Lc/lodo está em uma cota de 10 cm mais elevada que Ls/lodo. A tubulação que verte o líquido de ambas é de 50 mm para cada lagoa, no entanto, a tubulação que leva o líquido para a caixa de saída de ambas é a mesma, de forma que a Lc/lodo tem maior facilidade em escoar seu fluido. Dessa maneira, mesmo alterando a altura do vertedor para Ls/lodo operar na mesma altura que Lc/lodo, a Ls/lodo eventualmente operava com uma lâmina líquida maior para compensar o desnível de terreno. A variação do TDH e profundidade das lagoas podem ser observadas na FIGURA 5.22.

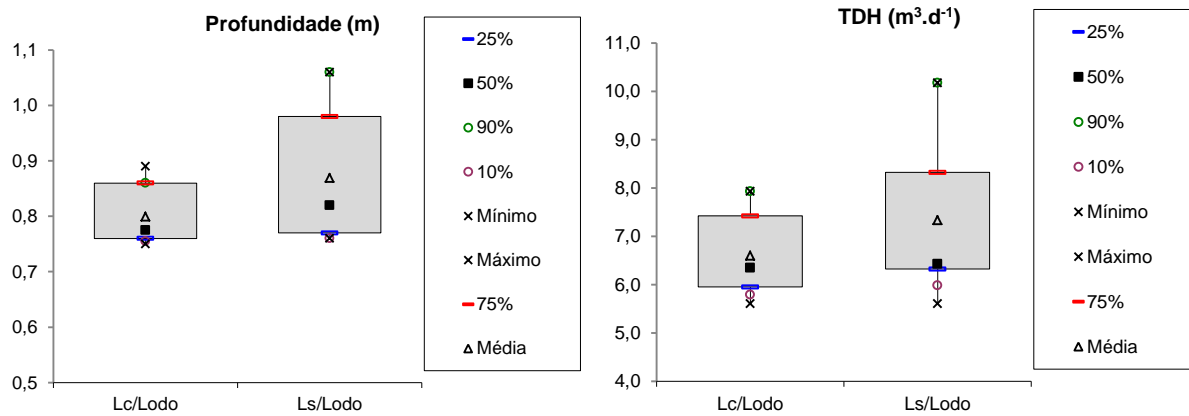


FIGURA 5.22: Box-plot da profundidade e TDH da Lc/Lodo e Ls/Lodo durante o teste com traçador em campo.

A vazão efluente do reator UASB é apresentada na FIGURA 5.23, com média $38 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, similar à vazão para a qual o reator UASB foi projetado ($40 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$). Essa vazão era dividida em igual maneira para Lc/lodo e Ls/lodo, de forma que a vazão média afluente a cada unidade foi de $19 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$.

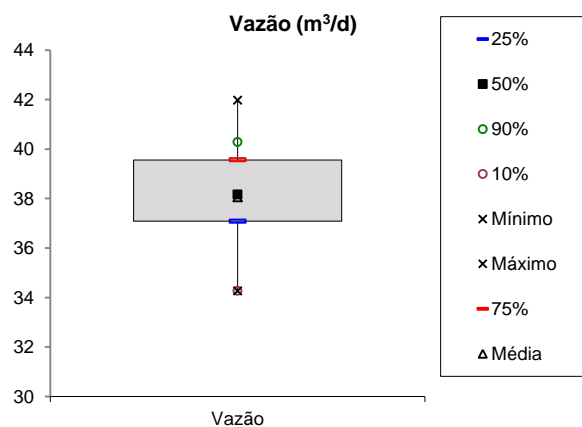


FIGURA 5.23: Gráfico da vazão efluente do reator UASB na qual era dividida em partes iguais para Lc/lodo e Ls/Lodo

O primeiro experimento realizado utilizando cloreto de sódio foi um experimento teste e apresentou baixa recuperação de cloreto de sódio e concentrações próximas à concentração média preexistente. Portanto, aqui serão apresentados e discutidos os resultados do segundo experimento (FIGURA 5.24). Nesse experimento utilizou-se uma massa maior de cloreto de sódio (10 vezes a concentração média observada naturalmente nas lagoas), assim as interferências da concentração de sais preexistentes foram anuladas ou tornadas inexpressivas,

e as oscilações observadas sejam em resposta ao comportamento hidrodinâmico inerente às lagoas.

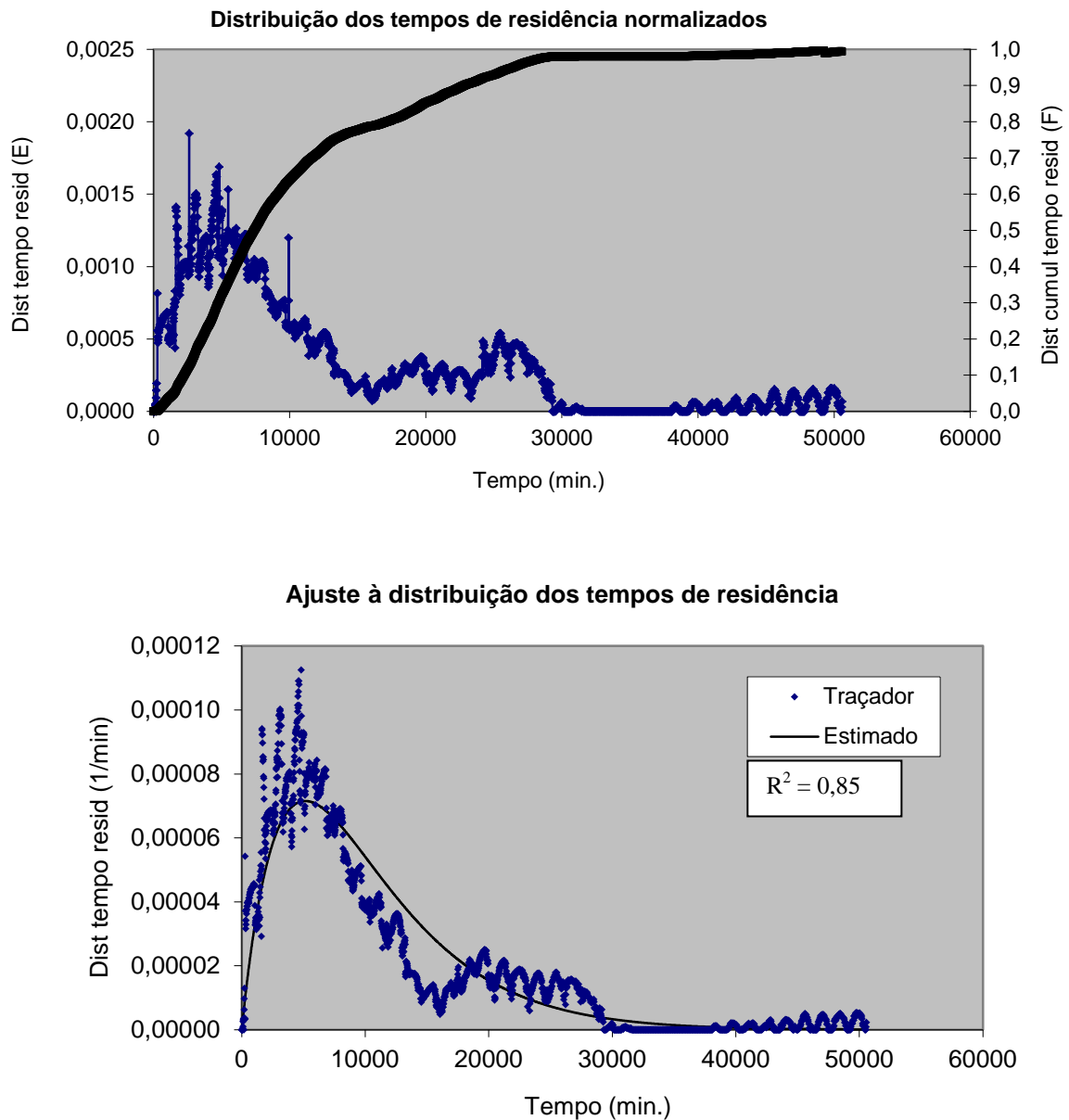


FIGURA 5.24: Distribuição dos tempos de residência normalizados e ajuste a função gama para Lc/lodo (experimento 2) utilizando cloreto de sódio

A função gama explicou melhor as variações observadas da concentração de cloreto de sódio ($R^2 = 0,85$) no segundo experimento. O melhor ajuste da função gama ocorreu para dois tanques em série, apontando que a hidrodinâmica do Lc/lodo se assemelha a um reator de mistura completa, conforme o número de dispersão de grande intensidade (LEVENSPIEL, 2000) também apontou (0,72).

Na FIGURA 5.25 são apresentados os resultados do ajuste à função gama para as concentrações de cloreto de sódio observadas na saída da Ls/lodo.

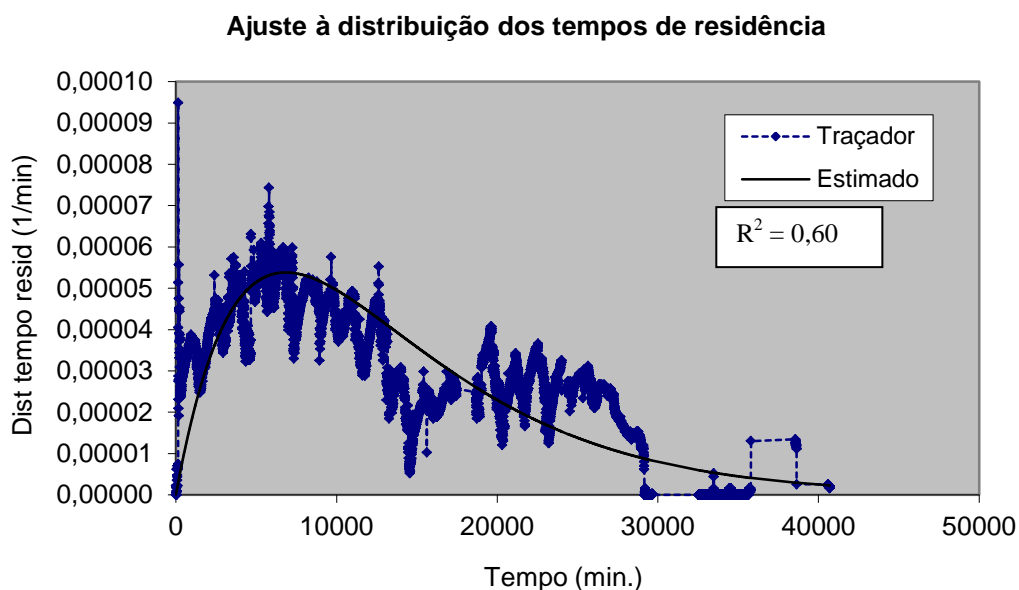


FIGURA 5.25: Distribuição dos tempos de residência normalizados e ajuste à função gama para meio da Ls/lodo (experimento 2) utilizando cloreto de sódio

A distribuição gama se ajustou de forma razoável aos dados. No entanto, ela não foi capaz de explicar o primeiro pico de traçador que ocorreu, logo no início dos experimentos. Assim, a distribuição gama foi capaz de explicar somente uma parcela dos resultados experimentais obtidos ($R^2 = 0,60$). É bom ressaltar o padrão observado na lagoa com variações diurnas da condutividade, conforme discutido no tópico 5.3.1.

A distribuição dos tempos de residência normalizados e o ajuste à distribuição gama para o ensaio com traçador virtual estão apresentados na FIGURA 5.26.

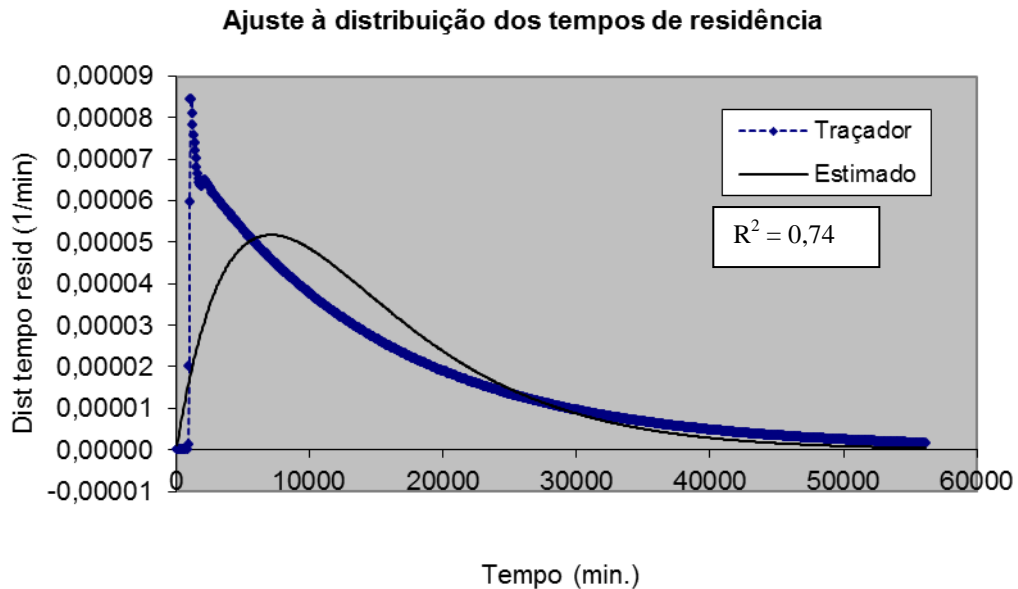
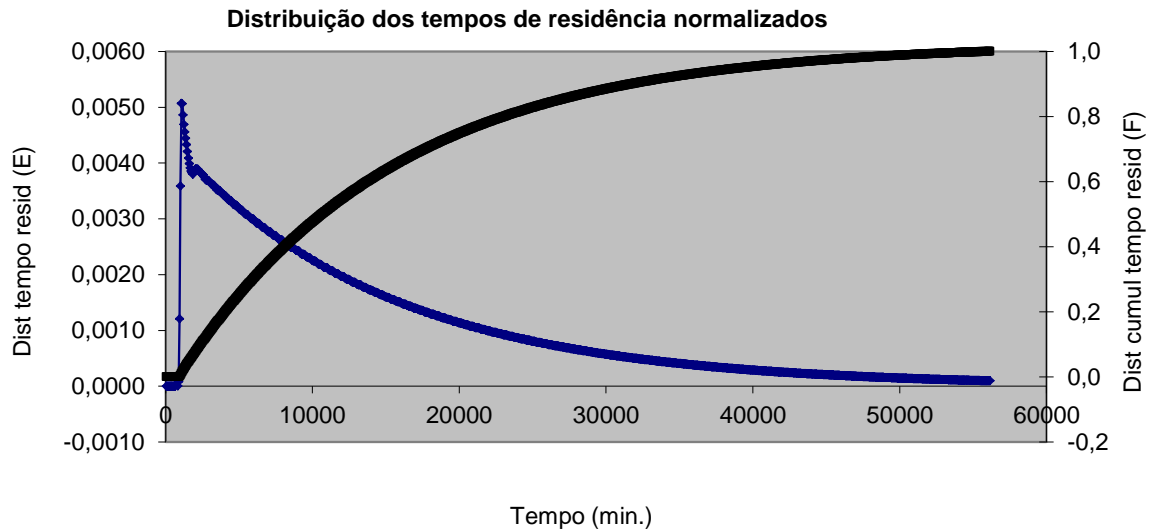


FIGURA 5.26: Distribuição dos tempos de residência normalizados e ajuste a função gama para traçador virtual na Ls/lodo

No caso do teste com traçador virtual na Ls/lodo o comportamento não foi muito distinto do traçador em campo na Ls/lodo onde, de maneira geral a distribuição gama ajusta-se aos dados, mas a distribuição gama não explica o primeiro pico observado ($R^2=0,74$). Na FIGURA 5.27 pode ser visualizado o ajuste da distribuição dos tempos de residência do traçador de campo e virtual à distribuição gama para Ls/lodo. Na Lc/lodo ocorreram erros na simulação do traçador virtual, e os resultados não convergiram para o erro aceitável.

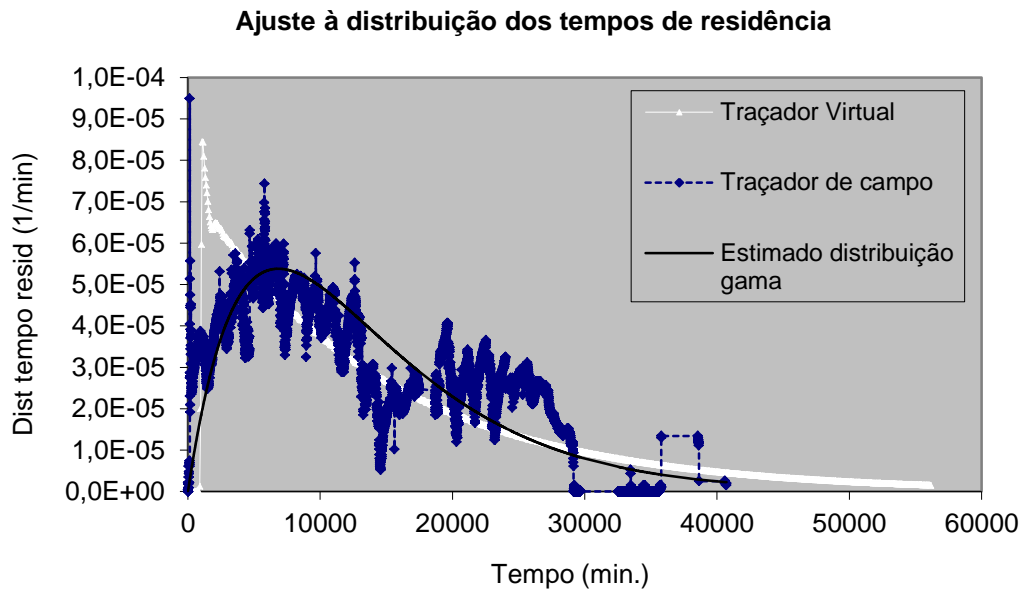


FIGURA 5.27: Distribuição dos tempos de residência normalizados para o teste de campo e virtual e ajuste a função gama estimado

É possível observar que, de modo geral, o traçador virtual modelou o primeiro pico do traçador de campo com uma menor intensidade e com certo retardo. Era esperado que o modelo não se ajustasse totalmente aos resultados de campo, pois o mesmo foi um modelo simplificado e não levou em consideração variáveis que influenciam a hidrodinâmica, como o efeito do vento, estratificação térmica e misturas. Durante esses testes ocorreram períodos de intensa precipitação (estação chuvosa). No entanto, o modelo representou uma condição média do resultado em campo. A distribuição gama não modelou o pico observado no início do experimento, provável caminho preferencial, não obstante, modelou de maneira média os resultados ao longo do experimento.

Na TABELA 5.8 é apresentada uma comparação entre os resultados dos experimentos utilizando cloreto de sódio e traçador virtual para Lc/lodo e Ls/lodo.

TABELA 5.8: Comparação entre os experimentos utilizando cloreto de sódio e traçador virtual para Lc/lodo e Ls/lodo

	Lc/lodo - saída		Ls/lodo saída
	Exp. 2	Exp. 2	Traçador Virtual
TDH médio real (d)	6,5	8,5	9,9
Número de dispersão d	0,72	0,31	0,82
Número de tanques em série N	2	2	2
Recuperação do traçador (%)	49	27	32
TDHmédio/TDHteórico	1,5 (1,0*)	1,17	1,5

(*) TDH calculado considerando o volume total do reator (líquido e lodo)

Apesar de lagoas de polimento serem projetadas com condições geométricas que permitam a aproximação à reatores de fluxo em pistão, os resultados obtidos apontam para uma condição real que indica grande dispersão na Lc/lodo ($d=0,72$) e Ls/lodo ($d=0,31$), resultado semelhante foi encontrado por Cavalcanti (2003), com d de 0,14 a 0,18 em uma lagoa com chicanas e com TDH teórico de 5 e 7,5 dias, respectivamente. Essa autora argumenta que em condições reais é comum o desvio em relação à condição ideal de fluxo em pistão. Os valores mais baixos encontrados no estudo dessa autora podem ser atribuídos, entre outros parâmetros, à forma mais retangular da lagoa (devido à presença das chicanas) favorecendo ao fluxo em pistão. Os valores de dispersão foram mais elevados na Lc/lodo, apontando que o lodo introduz um maior grau de dispersão, uma possível explicação é a redução do volume e a distribuição geométrica do lodo.

O número de dispersão calculado a partir do traçador virtual foi mais elevado que o real observado em campo. Essa diferença pode estar associada a outros fenômenos não contemplados no modelo em estudo.

A Tabela 5.9 apresenta uma comparação entre os valores do número de dispersão obtidos no presente estudo com os calculados utilizando fórmulas empíricas disponíveis na literatura relativa a lagoas de estabilização (predominantemente lagoas facultativas).

Tabela 5.9: Comparação entre o número de dispersão estimado a partir de alguns modelos da literatura e desse estudo

Modelos	Lc/lodo	Ls/lodo
Agunwamba et al. (1992)	0,144	0,154
Yanez (1993) apud von Sperling (1999)	0,221	0,223
Polprasert e Batharai (1983) apud von Sperling (1999)	0,053	0,045
Von Sperling (1999)	0,234	0,237
Este estudo	0,717	0,310

O número de dispersão foi calculado conforme equações: 5.3) Polprasert e Batharai (1993) apud von Sperling (1999); 5.4) Agunwamba et al. (1992) apud von Sperling (1999); 5.5) Yanez (1993) apud von Sperling (1999); 5.6 e 5.7) von Sperling (1999).

$$d = \frac{0,184 \cdot t \cdot v \cdot (B+2 \cdot H)^{0,489} \cdot B^{1,511}}{(L \cdot H)^{1,489}} \quad (5.3)$$

$$d = 0,102 \cdot \left(\frac{3 \cdot (B+2 \cdot H) \cdot t \cdot v}{4 \cdot L \cdot B \cdot H} \right)^{-0,410} \frac{H}{L} \cdot \frac{H}{B}^{-\left(0,981+1,385 \frac{H}{B}\right)} \quad (5.4)$$

$$d = \frac{\left(\frac{L}{B}\right)}{-0,261+0,254 \cdot \left(\frac{L}{B}\right)+1,014 \cdot \left(\frac{L}{B}\right)^2} \quad (5.5)$$

$$d = \frac{1}{L/B} \quad (5.6)$$

$$v = 0,325 \cdot T^{-0,450} \quad (5.7)$$

Onde:

L= comprimento da lagoa (m);

B = largura da lagoa (m);

H = profundidade da lagoa (m);

t = tempo de detenção (d);

T = temperatura (°C);

ν = viscosidade cinemática da água ($\text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$);

Os valores experimentais obtidos no presente estudo para as lagoas de polimento foram superiores aos encontrados segundo as fórmulas empíricas da literatura, sugerindo que o número de dispersão em lagoas de polimento seja influenciados por outros fatores não contemplados por esses modelos.

A recuperação de cloreto de sódio em todos os experimentos foi baixa, sendo que foi maior na Lc/lodo do que na Ls/lodo. Esse resultado dá indícios de que o cloreto de sódio não deve ser adsorvido no lodo, uma vez que na condição sem lodo a recuperação também foi baixa. Além do mais, é relevante destacar que, no ensaio virtual, onde não foram considerados no modelo a propriedade de adsorção do lodo e também a absorção em partículas suspensas do fluido (como as algas, no caso das lagoas), a recuperação do traçador foi baixa, evidenciando que essa baixa recuperação pode estar associada a questões da hidrodinâmica das lagoas.

A recuperação do traçador às vezes é reduzida devido ao experimento não ser conduzido por tempo suficiente para se observar a cauda da curva de distribuição dos tempos de residência, e assim, uma parcela do traçador não ser recuperada. No entanto, nesse estudo os experimentos foram conduzidos por cerca de cinco vezes o TDH teórico, bem superior ao recomendado na literatura (aproximadamente três vezes o TDH teórico), e no final dos experimentos as concentrações efluentes eram bem reduzidas. Mesmo assim a recuperação do cloreto de sódio foi baixa.

A recuperação do traçador pode ser influenciada quando se tem uma amostragem limitada, e durante a construção da curva de distribuição dos tempos de residência, picos de concentração do traçador não são contabilizados. Porém, no presente estudo, a frequência da amostragem foi inferior a 15 minutos, sendo que durante os primeiros dias de experimento foi inferior a 10 minutos. Dessa forma, imagina-se que tal fenômeno não tenha sido preponderante na recuperação do traçador.

Através dessa comparação é possível observar que o TDH real foi superior ao TDH teórico em todos os experimentos. Os valores do teste de campo apontam para um TDH real maior na Ls/lodo, como era de se esperar devido ao maior volume. No entanto, o quociente do TDH médio/TDH teórico é maior na Lc/lodo do que na Ls/lodo. Uma hipótese que pode ser levantada é que o volume do lodo obtido pela batimetria não é um volume totalmente preenchido, podendo o fluido deslocar entre os espaços. Essa argumentação é possível somente na Lc/lodo, onde o TDH real foi semelhante ao teórico, desconsiderando que ocorreu acúmulo de lodo em 40% do volume da lagoa. No entanto, como o TDH real foi superior ao teórico também na Ls/lodo há um indício que há outras questões envolvidas e que a hipótese acima talvez não seja o fator preponderante, como é discutido no tópico seguinte.

O TDH real observado na Lc/lodo foi de 6,5 dias, inferior ao da Ls/lodo, de 8,5 dias. Apesar das duas lagoas não operarem exatamente com a mesma profundidade é possível discutir que a diferença de profundidade não explica toda a diferença (2 dias) observada entre as unidades. A profundidade explicaria 0,7 d de variação entre as unidades, assim é possível discutir que o lodo ocasionou uma redução do TDH real. Assumindo que toda a diferença restante (1,3 dias) seja ocasionada pelo lodo e não a outros fatores hidrodinâmicos, essa diferença corresponderia a redução de 25,1 m³ na lagoa com lodo, ou seja redução de 23,3 % do volume total, inferior ao observado pela batimetria de 42,6 m³ correspondente a 40% do volume total da lagoa (calculado para profundidade de 0,7 m). Assim, é possível levantar a conjectura de que uma parcela do lodo não preenche totalmente o volume da lagoa e o líquido percola através desse.

Bracho, Brissaud e Vasel (2009) afirmam que um cuidado que se deve tomar ao empregar um traçador salino se refere à densidade da solução, uma vez que a solução do traçador pode assumir maior ou menor densidade que o líquido em estudo. No presente estudo a solução do traçador correspondeu a 50% do volume total da vazão de entrada (os outros 50% do volume

era resultante da vazão normal), assim além da diluição em água ocorreu uma diluição no efluente do reator UASB, no entanto, não se despreza a possibilidade que a solução do traçador tenha adquirido uma maior densidade. Assim como o pesquisador Jean-Luc Vassel (informação oral) acredita que esse é um fator que não pode ser descartado, pois quando presente pode ocasionar retardos na recuperação do traçador. Esse pesquisador também não descartou a possibilidade que a estratificação térmica ocasione a liberação lenta do traçador, e outras questões de hidrodinâmica inerentes ao sistema, possa colaborar para o maior valor de TDH real obtido em relação ao teórico.

Para verificar a influência da estratificação térmica, uma comparação entre a temperatura de duas profundidades foi efetuada para Ls/lodo (FIGURA 5.28).

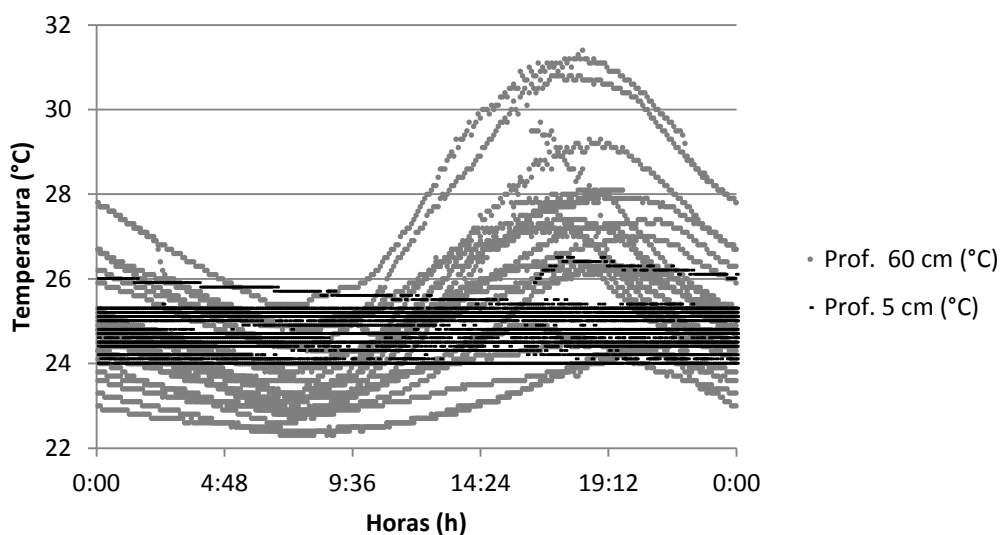


FIGURA 5.28: Variação horária da temperatura mais superficial e de fundo no centro da lagoa sem lodo durante o experimento com cloreto de sódio. A referência da profundidade é com relação ao fundo: 5 cm (fundo) e 60 cm (superfície) acima do fundo

É possível observar que ao longo do dia ocorrem períodos em que a temperatura da camada próxima à superfície é mais baixa que a do fundo (entre as 0 e 10 horas), com possíveis momentos de instabilidade e homogeneização do fluido. Nas horas mais quentes do dia ocorre um período em que a temperatura superficial é bem superior à do fundo, com possível indicação de estratificação térmica. Esse padrão foi observado para quase todos os dias de experimento (FIGURA 5.29).

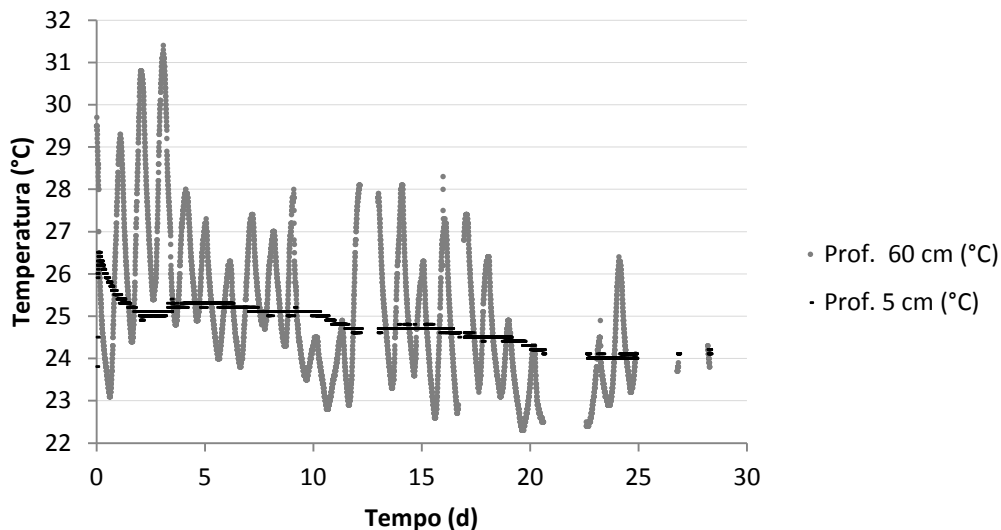


FIGURA 5.29: Variação da temperatura mais superficial e de fundo no centro da lagoa sem lodo durante o experimento com cloreto de sódio. A referência da profundidade é com relação ao fundo: 5 cm (fundo) e 60 cm (superfície) acima do fundo

Diante do que foi observado na lagoa sem lodo, não é possível excluir que no sistema ocorram fenômenos de estratificação térmica e de mistura do líquido. Assim, esse pode ser um fator interferente na recuperação do traçador, mas, essa discussão é ponderada no tópico seguinte por consequência dos resultados do traçador virtual.

5.3.3 Simulação computacional utilizando CFD

Neste tópico são apresentados e discutidos os resultados obtidos através da simulação utilizando software de CFD para Lc/lodo e Ls/lodo. Os resultados obtidos são auxiliares na compreensão dos fenômenos ocorridos no interior das lagoas. No entanto são modelos sujeitos a simplificações e passivos de validação em campo, dessa maneira serão discorridos sobre os resultados gerais observados, mais com a finalidade de trazer conjecturas sobre os demais resultados já discutidos, do que com finalidade de se fazer uma aprofundada modelagem computacional em si.

Na FIGURA 5.30 e FIGURA 5.31 são observados os vetores de velocidade igualmente espaçados para as Lc/lodo e Ls/lodo, respectivamente. Na Lc/lodo a análise dos vetores foi efetuada para o plano de interface com a camada de lodo ($z = 0,50\text{m}$). Já na Ls/lodo o plano analisado se refere à meia profundidade ($z = 0,41\text{ m}$).

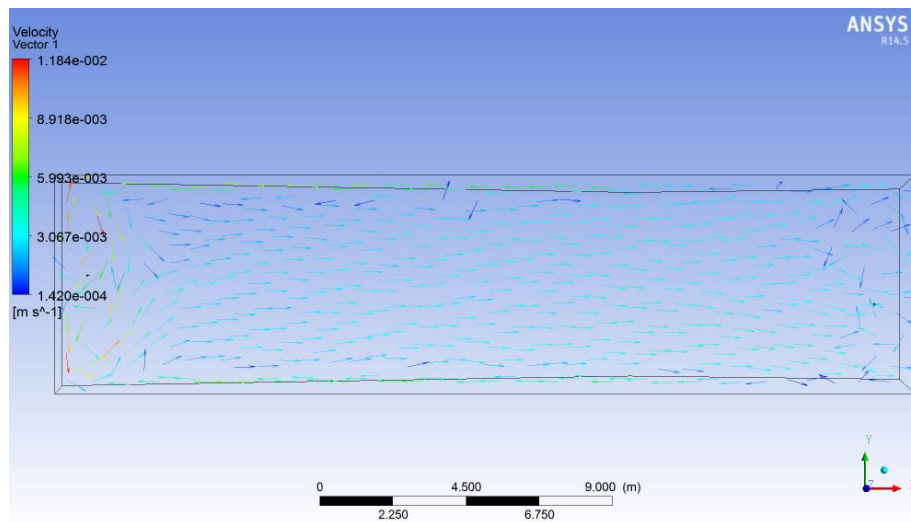


FIGURA 5.30: Vetores de velocidade igualmente espaços no plano $z= 0,50\text{m}$ da Lc/lodo, em interface com o lodo (vista em planta), entrada a esquerda e saída a direita

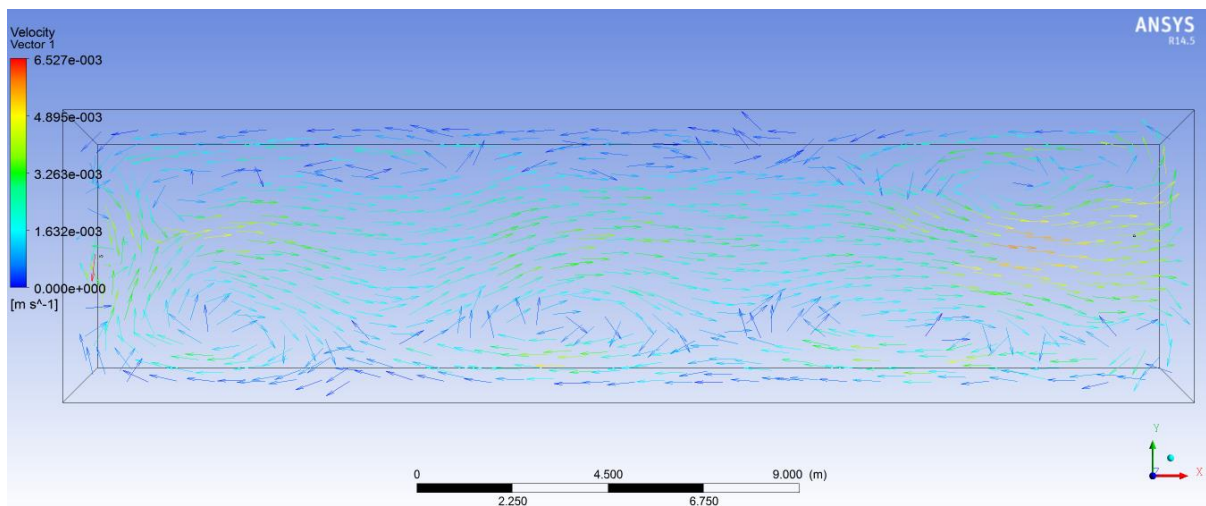


FIGURA 5.31: Vetores de velocidade igualmente espaços no plano $z= 0,41\text{ m}$ da Ls/lodo (meia profundidade) (vista em planta), entrada a esquerda e saída a direita

Nestas figuras é possível perceber que alguns vetores do plano analisado apresentam direção contrária à entrada da lagoa, principalmente nas laterais, podendo ser indicativo de regiões de recirculação do fluido para a entrada.

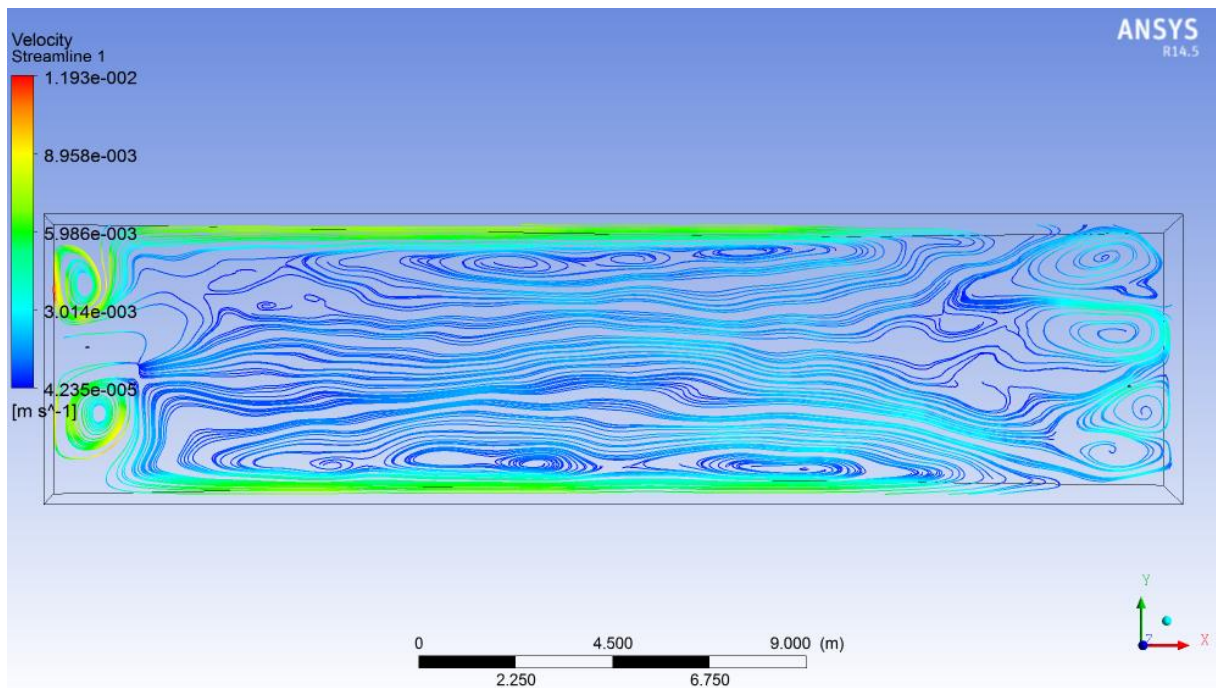


FIGURA 5.32: Linhas de fluxo em plano $z=0,50$ (interface com lodo) para $L_c/lodo$, entrada a esquerda e saída a direita

Na FIGURA 5.32 são analisadas as linhas de fluxo de $z= 0,50$ m (interface com a camada de lodo) da $L_c/lodo$, sendo possível identificar maiores velocidades do fluido na região da entrada, onde a camada do lodo faz interface com o plano analisado e zonas de recirculação nas bordas e na saída da lagoa. As maiores velocidades na região de entrada são ocasionadas pela redução da seção transversal ocasionada pelo preenchimento de lodo.

Um corte longitudinal na lagoa com lodo (FIGURA 5.33) evidenciou linhas de fluxo mais laminares na entrada da lagoa onde a seção transversal é menor em função do maior acúmulo de lodo e zonas de mistura no meio e na saída da lagoa, regiões onde a seção transversal é maior devido ao menor acúmulo de lodo nessa região.

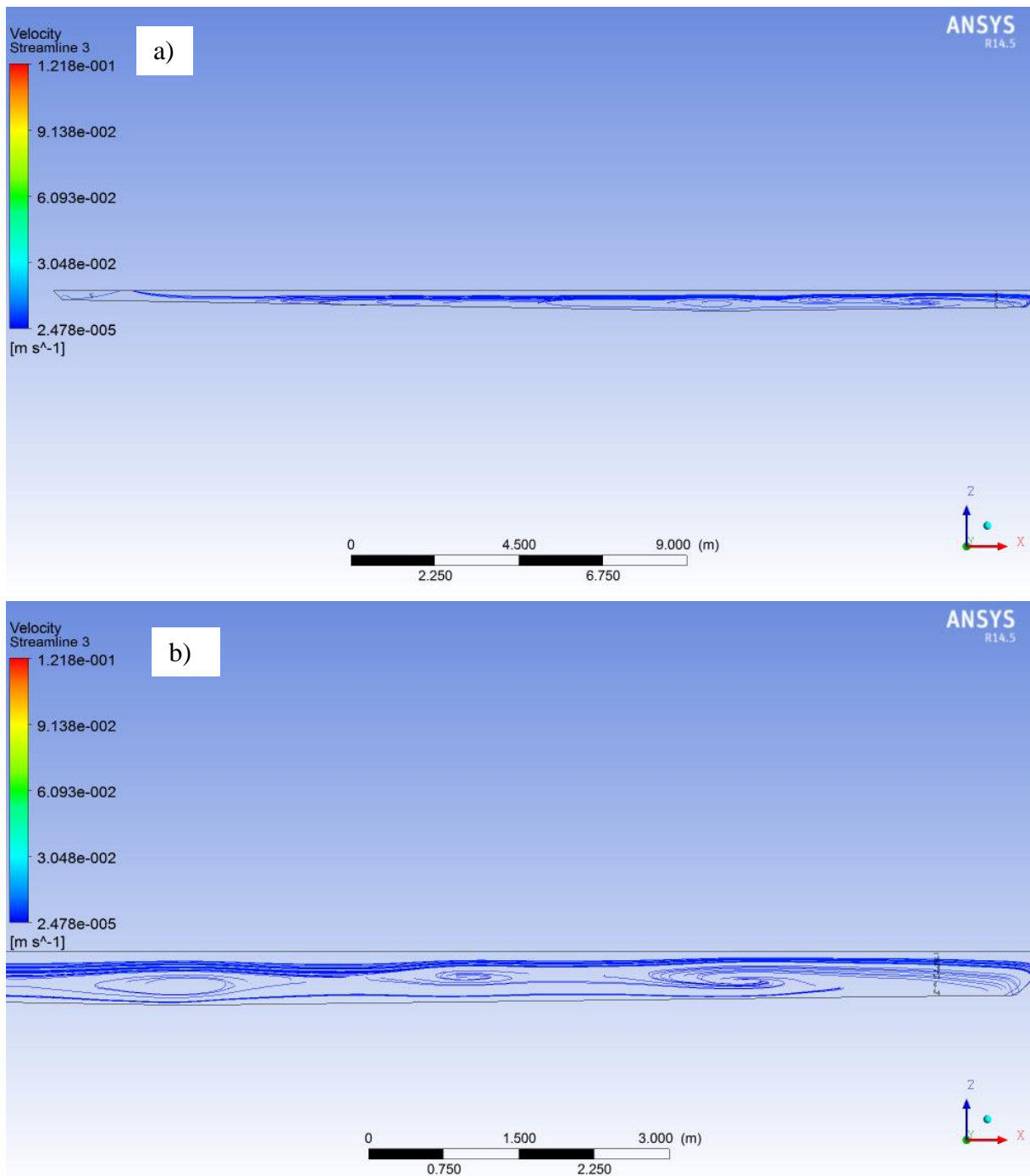


FIGURA 5.33: Corte longitudinal com as linhas de fluxo da L_c /lodo para $y/2$ (meia largura): (a) toda seção longitudinal e (b) ênfase na região de saída do fluido, entrada a esquerda e saída a direita.

Os cortes transversais na saída da L_c /lodo (FIGURA 5.34) e L_s /lodo (FIGURA 5.35) revelaram zonas de mistura nessas regiões de ambas às lagoas, com maiores números de zonas na L_c /lodo. Uma possível explicação é a redução da área transversal ocasionada pelo preenchimento com lodo nesta região.

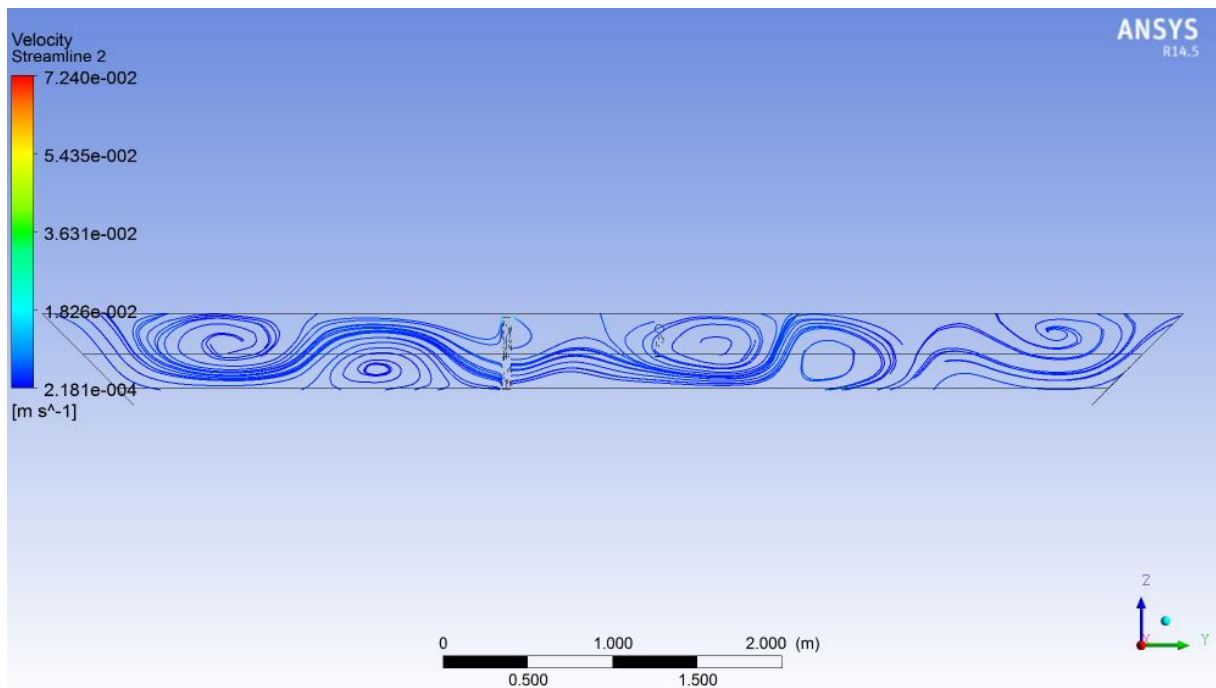


FIGURA 5.34: Corte transversal com as linhas de fluxo na saída da Lc/lodo

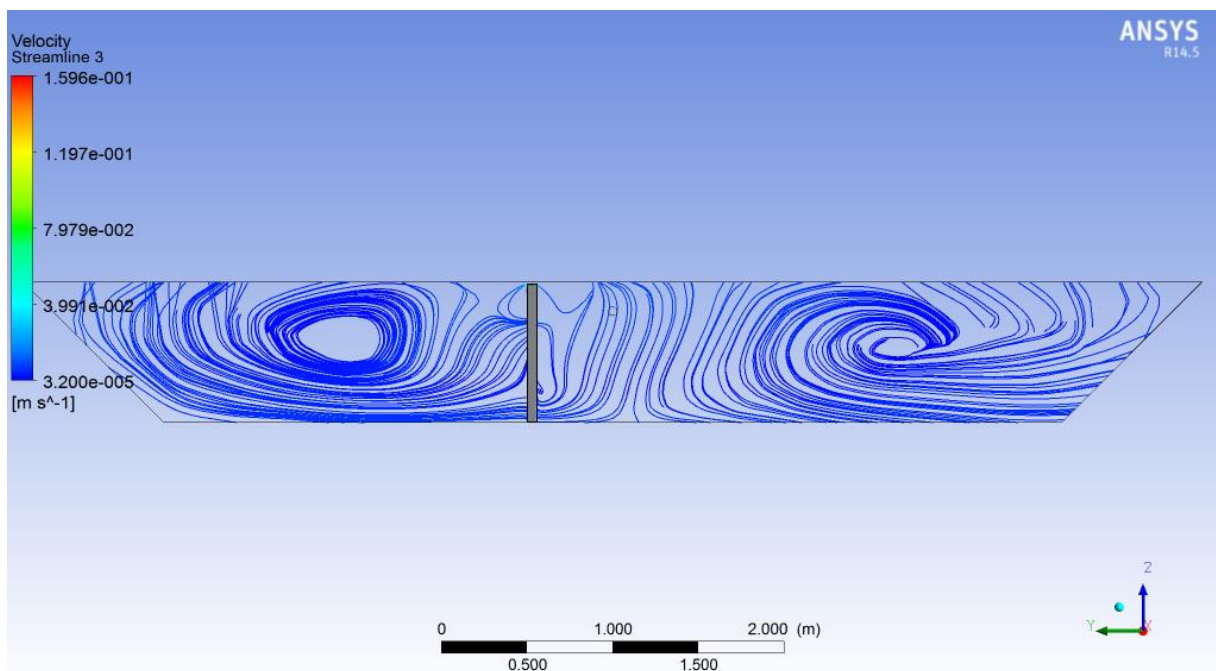


FIGURA 5.35: Corte transversal com as linhas de fluxo na saída da Ls/lodo

Uma explicação provável para essas zonas de recirculação na saída das lagoas pode ser associada ao tipo de saída. Por se tratar de um tubo com diâmetro de 50 mm, dimensões bem

reduzidas em relação à seção transversal da lagoa, o fluido pode encontrar dificuldades para encontrar a saída e verter por essa.

Dessa maneira esses resultados colaborariam para discussão do tópico anterior (5.3.2), sendo um indicativo para se encontrar maiores valores de TDH real do que o teórico e a baixa recuperação do traçador. Mesmo que o traçador desloque por toda a lagoa somente uma parcela deste encontra definitivamente a saída. As maiores zonas de recirculação na Lc/lodo colaboram para discussão do maior número de dispersão encontrado para Lc/lodo do que na Ls/lodo.

É passível de ponderação também a questão da densidade da solução traçadora a qual (discutida no 5.3.2), se for um fator de explicação para o maior quociente TDH real/TDH teórico obtido, não deve ser o único ou receber destaque, uma vez que o teste com traçador virtual (no qual não foram consideradas as densidades das soluções empregadas) resultou também TDH reais maiores do que o teórico. Assim, não se despreza a possibilidade de que a estrutura de saída e a estratificação térmica (discutida no tópico anterior) desempenhem influência.

Na FIGURA 5.36 é possível visualizar a dispersão do traçador logo após seu lançamento na Ls/lodo.

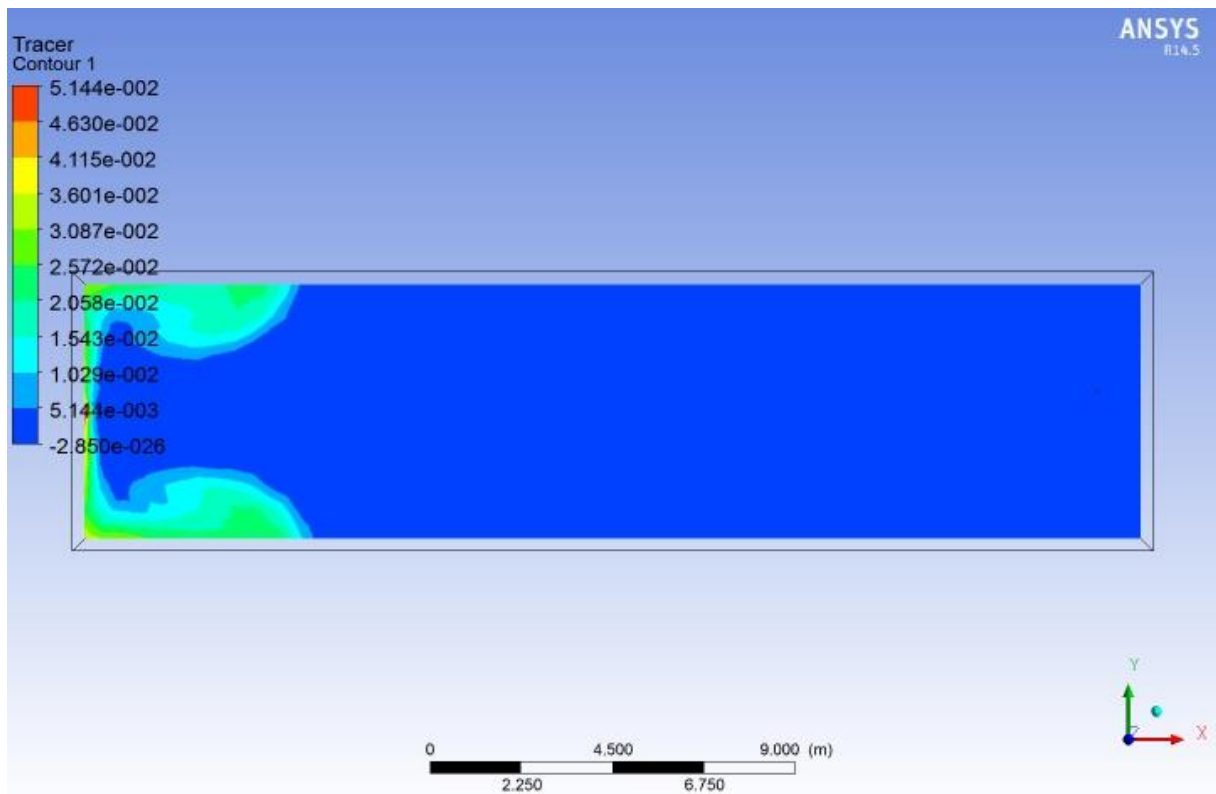


FIGURA 5.36: Dispersão do traçador logo após o lançamento na Ls/lodo, entrada à esquerda e saída à direita

Devido ao dispositivo de entrada da lagoa estar em direção contrária à saída, o traçador, logo após seu lançamento, dispersa-se em duas frentes distintas: uma pela lateral direita e outro pela lateral esquerda, e essa dispersão em frentes pode ocasionar picos do traçador em tempos distintos.

6 CONCLUSÕES

Acúmulo e distribuição de lodo em termos de sólidos e massa em duas lagoas de polimento em série:

- Foi possível constatar um maior aporte de sedimentos na entrada e na saída das lagoas de polimento, sendo mais expressivos na primeira lagoa (L1) de polimento da série de lagoas. Nessa lagoa é evidente que esse maior aporte seja oriundo dos sólidos do reator UASB e nas demais unidades sejam principalmente relativos à sedimentação das algas.
- No que diz respeito aos sólidos totais, as maiores concentrações foram obtidas na zona de entrada e saída da lagoa da primeira lagoa ($90,7 \text{ kg.m}^{-3}$ ou 9,0%). Na segunda lagoa da série a maior concentração observada foi na diagonal direita da entrada ($27,5 \text{ kg.m}^{-3}$ ou 2,8%), com decaimento até a diagonal esquerda da saída, observando-se concentração mínima de $3,5 \text{ kg.m}^{-3}$ ou 0,4%.
- Mesmo com acúmulo de lodo mais expressivo na primeira lagoa de polimento do que nas demais unidades da série, o acúmulo de lodo encontrado de $0,02 \text{ m}^3.\text{hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ é bem inferior ao reportado na literatura para lagoas anaeróbias e facultativas. Na segunda unidade o acúmulo de lodo foi de $0,003\text{-}0,004 \text{ m}^3.\text{hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, evidenciando a necessidade de uma gestão diferenciada de lodo na primeira lagoa em relação às demais.
- O acúmulo de lodo foi de $2,4\text{-}2,6 \text{ cm.ano}^{-1}$, $0,45\text{-}0,54 \text{ cm.ano}^{-1}$, sob uma carga orgânica superficial média em termos de DBO de $183 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$ e $142 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$, e com carga orgânica superficial média em termos de sólidos em suspensão de $146 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$ e $136 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$ para a primeira e segunda lagoas, respectivamente.
- O percentual do volume útil ocupado foi de 35% e 6,5%, em se tratando do primeiro levantamento batimétrico com 10 anos de operação e 40% e 8% para o segundo levantamento batimétrico (10,8 anos), na primeira e segunda lagoas, respectivamente.
- A lagoa 1 apresentou maior acúmulo de massa e volume de sólidos no lodo em comparação a lagoa 2: (92% ou 2062 kg) em comparação a (8% ou 160 kg). Esse maior acúmulo se deve aos sólidos efluentes do reator UASB, além da floculação e

sedimentação de algas. A massa de sólidos totais acumulados no lodo foi superior à diferença entre a massa afluyente e efluente na lagoa 1, no entanto ocorreu também uma produção de sólidos suspensos voláteis (valores negativos de acúmulo), fruto do crescimento de algas no sistema. Na lagoa 2 a massa acumulada real foi inferior à diferença entre entrada e saída, devido à maior parte da massa permanecer suspensa (biomassa algal).

- No que tange o acúmulo de lodo, em termos de concentração e massa, é evidente a necessidade de gerenciamento de lodo diferenciado para a primeira lagoa de polimento de uma série de lagoas, além do mais em sistemas com um único dispositivo de entrada e saída considerar que esse acúmulo não ocorrerá de forma homogênea podendo ocupar maior volume e concentração próximo aos dispositivos de entrada e saída.

Interferência do lodo no desempenho (lagoa com lodo e sem lodo em paralelo):

- A maior parte da remoção de matéria orgânica ocorreu no reator UASB (65% DQO e 60% de DBO). As análises comparativas entre o desempenho entre a lagoa com e sem lodo operando em paralelo indicaram que não ocorreram diferenças significativas no desempenho entre as duas lagoas para os parâmetros de remoção de matéria orgânica (DBO total, DBO solúvel, DQO total e DQO solúvel. A concentração de DQO total e (solúvel) mediana efluente foram de 239 mg.L⁻¹ (73 mg.L⁻¹) e 220 mg.L⁻¹ (63 mg.L⁻¹) para lagoa com lodo e sem lodo, respectivamente, e a concentração mediana de DBO total e (solúvel) foi 67 mg.L⁻¹ (17 mg.L⁻¹) na lagoa com lodo e na sem lodo 55 mg.L⁻¹ (28 mg.L⁻¹).
- A remoção dos sólidos suspensos totais no sistema ocorreu no reator UASB (74%), e as lagoas contribuíram para produção de sólidos suspensos, principalmente na forma de biomassa algal. As lagoas produziram efluente com concentração média de sólidos suspensos totais de 92 mg.L⁻¹ na lagoa com lodo e 84 mg.L⁻¹ na lagoa sem lodo, as quais não foram significativamente distintas.
- A concentração mediana efluente de *E. coli* foi de 5,6x10⁷ NMP.100ml⁻¹ e 3,4x10⁷ NMP.100ml⁻¹ para lagoa com lodo e lagoa sem lodo, não ocorrendo diferenças significativas entre ambas. A remoção de *E. coli* na lagoa sem lodo foi de 1,3 unidades

logarítmicas, no entanto, não distinta de 1,1 unidades logarítmicas removidas na lagoa com lodo. Apesar de o TDH da lagoa com lodo ser mais reduzido, o coeficiente de decaimento bacteriano (K_b) foi maior ($1,71 \text{ d}^{-1}$) do que na lagoa sem lodo ($0,90 \text{ d}^{-1}$), assim o produto $K_b \cdot \text{TDH}$ foi semelhante nas duas lagoas.

- Os parâmetros que apresentaram diferenças significativas foram pH (7,5 na lagoa sem lodo e 7,4 na lagoa com lodo) e potencial de oxidorredução (32 mV na lagoa com lodo e 43 mV na lagoa sem lodo). Tal indica que a camada de lodo causa uma pequena alteração nesses parâmetros, associada à camada anaeróbia de sedimento que pode causar um pequeno decaimento no pH e no potencial de oxido-redução.
- De forma geral a presença do lodo ocupando 40% do volume total da lagoa 1 não foi fator preponderante na remoção de matéria orgânica e sólidos (DBO, DQO e SST) e na remoção de *E. coli*.

Interferência do lodo na hidrodinâmica (lagoa com e sem lodo em paralelo)

- O teste com cloreto de sódio em campo indicou um maior grau de dispersão na lagoa com lodo ($d=0,72$) que na lagoa sem lodo ($d=0,31$). Apesar dessas lagoas de polimento serem projetadas com maior relação comprimento largura buscando aproximar do modelo de fluxo em pistão ideal, os resultados encontrados se assemelharam ao modelo de mistura completa. A camada de lodo introduziu um maior grau de mistura, no entanto há outros fatores inerentes ao sistema que ocasionam mistura, como pode ser observado na lagoa sem lodo. O número de dispersão encontrado nesse sistema foi superior ao encontrado por meio de fórmulas empíricas propostas na literatura para lagoas facultativas.
- O tempo de detenção hidráulica médio real (TDH real) da lagoa com lodo foi de 6,5 d e 8,5 d na lagoa sem lodo. Uma parcela dessa diferença (1,3 dias) entre o TDH das lagoas pode ser associada à presença do lodo. No entanto essa diferença não representou todo o volume reduzido pela presença do lodo no sistema, indicando que o líquido ainda pode se deslocar entre uma parte do volume ocupado pelo lodo no sistema.

- O TDH real calculado a partir do teste de cloreto de sódio em campo e virtual em ambas as lagoas foi maior do que o teórico. Tendo por base os resultados da simulação conduziu-se a hipótese que essa maior permanência do traçador em relação ao valor teórico pode ser associada ao tipo de vertedor de saída (tubo de 50 mm), o que dificultava a saída do traçador, a questões relativas a estratificação térmica e misturas no reator.
- A recuperação baixa do traçador (49 % na lagoa com lodo e 27% na lagoa sem lodo) para o teste em campo com cloreto de sódio pode ser um indício de que o dispositivo de saída da lagoa, além de aumentar o tempo de detenção do traçador, dificultou a sua recuperação. Este resultado foi corroborado com o teste da simulação computacional na lagoa sem lodo, no qual também ocorreu uma baixa recuperação (32%). Acredita-se que essa baixa recuperação seja preponderantemente associada a fatores hidrodinâmicos (como o acima mencionado).

Gerais

- Apesar de o lodo ocupar 40% do volume útil da Lc/lodo e inserir maior grau de mistura, essa redução de volume e interferência na hidráulica não foi preponderante para modificação do desempenho de outros parâmetros, como DBO, DQO, SST e *E. coli*. Dessa maneira, nesse sistema, após 11 anos de operação, sob as condições avaliadas, não foi possível encontrar evidências de que a camada de lodo implique em redução do desempenho (para os parâmetros analisados).
- Lagoas de polimento que operem em série deverão ter a primeira unidade com flexibilidade para aumentar o volume desta através do aumento da profundidade, que poderá ser alcançado projetando a unidade com maior borda livre e com flexibilização para aumentar a altura do vertedor de saída. Assim, apesar dos resultados apontarem para uma remoção de lodo para os próximos 2 anos e com cerca de 13 anos de operação a fim de evitar que o lodo ultrapasse 50% do volume total do sistema, essa remoção pode ser adiada. Esse adiamento pode favorecer também o adensamento e digestão do lodo.

7 RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se através desse trabalho:

- Considerar no balanço de massa de sólidos no sistema, fatores influentes como digestão do lodo e produção de sólidos pelas algas, que pode ser tema de uma nova investigação.
- No que tange ao desempenho do sistema é necessária uma investigação dos efeitos da camada de lodo na remoção de nitrogênio.
- Faz-se necessária uma maior investigação sobre os fatores interferentes na recuperação do traçador cloreto de sódio em lagoas de estabilização. Ademais, sugere-se conduzir o teste com traçador em épocas distintas, verificando a interferência dos ventos, precipitação e temperatura.
- É necessária maior complementação do modelo de CFD, inserindo equações para modelagem da interferência do vento, precipitação e temperatura.

REFERÊNCIAS

ALVARADO, A. M. *Advanced dynamic modelling of wastewater treatment ponds*. Tese (Doutorado) – Ghent University, 201 p., Fevereiro de 2013, Bélgica.

ALVARADO, A.; VEDANTAM, S.; DURAZNO, A.; NOPENS, I. Hydraulic assessment of waste stabilization ponds: Comparison of computational fluid dynamics simulations against tracer data. *MASKANA*, Vol. 2, No. 1, 2011. Disponível em: < <http://diuc.ucuenca.edu.ec>> acessado em: 02 de maio de 2013.

ANDRADA, J. G. B.; SANTOS, P. S. VON SPERLING, M. Tratamento de esgoto simplificado, possibilitando atendimento a diversos critérios par a reuso. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.9, n.4 (Suplemento), p.112-117, 2005.

ANDRADA, J. G. B. Utilização de Filtros Grosseiros para Remoção de Algas Presentes em Efluentes de Lagoas de Polimento. Dissertação – Universidade Federal de Minas Gerais, Programa de Pós-Graduação em Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Belo Horizonte: 2005, 115 p.

ANSYS CFX 11.0. *User manual*, ANSYS Europe Ltd., 2006.

APHA; AWWA; WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20. ed.. Washington: APHA, 1998.

APHA. AWWA. WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington, D.C.: American Public Health Association. American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. 2005.

APONTE, A. R. Innovación Mediante Modelado Hidrodinámico Y Ecologico de Lagunas Facultativas Secundaria para la Reducción de la Contaminación Hídrica por Aguas Residuales Municipales en Zonas Tropicales. 22 fevereiro de 2013. 232 p. Teses – Universidade del Valle - Faculdade de Engenharia. Santiago de Cali, Colômbia, 2013.

ARANTES, R.F.M, VIEIRA, A.G.F., KATO, M.T. e FLORENCIO, L. Uso de lagoa de polimento para efluente de reator UASB. In: *C.A.L. Chernicharo (coord.), Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: Coletânea de Trabalhos Técnicos*, vol. 1, pp. 33-42. Projeto PROSAB, FINEP. Belo Horizonte, 2000.

ASSUNÇÃO, F. A. L. Estudo da Remoção de Nitrogênio, com Ênfase na Volatilização de Amônia, em Lagoas de Polimento de Efluentes de Reatores UASB Tratando Esgotos Urbanos de Belo Horizonte/MG. Dissertação – Universidade Federal de Minas Gerais, Programa de Pós-Graduação em Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Belo Horizonte: 2009, 114 p.

ASSUNCAO, F. A. L. ; VON SPERLING, M. Evaluation of environmental conditions associated with nitrogen removal in a series of maturation ponds treating anaerobic effluent. In: *9th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds*. IWA – International Water Association, Adelaide, Austrália, 01-04 agosto de 2011.

BARRON, J. J. ASHTON, C. The Effect of Temperature on Conductivity Measurement. Technical Services Department, Reagecon Diagnostics Ltd. Disponível:<www.regecon.com> Acessado: 10 de janeiro de 2014.

BIBBY SCIENTIFIC. Conductivity Meter: The effect of temperature on conductivity measurement. Application note: A02-001A. Disponível em: < <http://www.jenway.com/>> Acessado em: 10 de janeiro de 2014.

BOUZA-DEAÑO, R.; SALAS-RODRÍGUEZ, J. J. 2013 Distribution and spatial variability of sludges in a wastewater stabilization pond system without desludging for a long period of time. *Ecological Engineering*, vol 50, p. 5– 12, 2013.

BRACHO, N.; BRISSAUD, F.; VASEL, J. L. Hydrodynamic of ponds Part II : Practice. In: Palestra do 8º IWA conference on WSP. Belo Horizonte: 26 a 30 de abril de 2009.

BRITO, M. C. de S. O., von SPERLING, M., CHERNICHARO, C. A. de L. (1999). Características do lodo acumulado em uma lagoa chicaneada tratando efluentes de um reator UASB. In: *20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, 1999. Anais. [S.I.]: ABES. ref. I-161.

CATUNDA, P.F.C., MAYER, M.G.R., MOREIRA, E.A.M. e VAN HAANDEL, A. Acumulação de lodo em lagoas de polimento tratando esgoto digerido. In: C.A.L. Chernicharo (coord.), Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, Coletânea de Trabalhos Técnicos, vol. 1, pp. 67-74. Projeto PROSAB, FINEP. Belo Horizonte, 2000.

CAVALCANTI, P. F. F. Integrated application of the UASB reactor and ponds for domestic sewage treatment in tropical region, 2003, 138 p. Tese (Doutorado) – Univerdidade de Wageningen, Wageningen (Holanda), 2001.

CAVALCANTI, P. F. F.; VAN HAANDEL, A.; KATO, M. T.; VON SPERLING, M.; LUDUVICE, M. L.; MONTEGGIA, L. O. (2001a) Pós-tratamento de Efluente Anaeróbios por Lagoas de Polimento. In: Pós-Tratamento de Efluente de Reatores Anaeróbios. Carlos Augusto de Lemos Chernicharo (coord.), Projeto PROSAB, Belo Horizonte, 2001.

CAVALCANTI, P. F. F.; MAYER, M. das G. R.; MOREIRA, E. A.; HAANDEL, A. Van (2001b). Lagoas de polimento para o pós-tratamento de esgoto digerido – parte 2: remoção de patógenos. In: *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos* - volume 2. Carlos Augusto de Lemos Chernicharo (coord.), Projeto PROSAB. Belo Horizonte : [s.n.]. p. 79-86.

CHERNICHARO, C. A. L (coord.). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios., Projeto PROSAB. Belo Horizonte : [s.n.], 2001a.

CHERNICHARO, C. A. L (coord.). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – coletânea de artigos técnicos., Projeto PROSAB. Belo Horizonte : [s.n.], vol 2, 2001b.

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios*. 2ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG: 2007, 380 p, vol. 5. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias),2007.

CHIATTI, F. C.F., VON SPERLING, M. Influence of retention time, number of ponds and pond depth on nitrogen removal in shallow maturation ponds treating UASB reactor effluent. In: *9th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds*. IWA - International Water Association, Adelaide, Austrália, 01-04 Agosto de 2011.

CHONG, S.; SEN, T. K.; KAYAALP, A.; ANG, H. M. The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment – A State-of-the-art review. *Water Res*, vol. 46 (11), pp. 3434 – 3470, 2012.

COSSIO, F. Y. *Lagunas de Estabilización - Teoría, Diseño, Evaluación y Mantenimiento*. OPS/OMS, 1993.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução N° 357, de 17 de março de 2005.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução N° 430, de 13 de maio de 2011.

COPAM – Conselho Estadual de Política Ambiental. Deliberação Normativa Conjunta

COPAM/CERH-MG N° 1, de 05 de maio de 2008.

COTA, R. da S. *Hidrodinâmica e Desempenho de Filtros Verticais com Alimentação em Pulso, Plantados e Não Plantados, Empregados no Tratamento de Esgoto Sanitário Bruto*. Belo Horizonte: UFMG, 2011 Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, 2011.

D'CASTRO FILHO, F. J.; FLORÊNCIO, L.; GAVAZZA, S.; TAKAYUKI KATO, M. Característica do lodo acumulado em uma lagoa de polimento. In: *23 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande, Brasil, de 18 a 23 setembro de 2005.

DIAS, D. F.; POSSMOSER-NASCIMENTO, T. E.; RODRIGUEZ, V. A. J.; von SPERLING, M. Overall performance evaluation of shallow maturation ponds in series treating UASB reactor effluent: ten years of intensive monitoring of a system in Brazil. In: *3rd IWA Development Congress & Exhibition*. IWA - International Water Association, Nairobi, Quênia, 14-17 Outubro de 2013.

EL-SHAFI, S. A.; EL-GOHARY, F. A.; NASR, F. A.; PETER VAN DER STEEN, N.; GIJZEN, H. J. Nutrient recovery from domestic wastewater using a UASB-duckweed ponds system. *Bioresource Technology* 98 (4), 798e 807, 2007.

GONÇALVES, Ricardo Franci (coord). *Gerenciamento do lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas*. [S.I.]: Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, 1999.

HAYASHI, M. Water for Environmental Monitoring and Geophysical data Inversion. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 96, pp. 119–128, 2004.

KELLNER, E.; MOREIRA, J. F. V.; PIRES, E. C. Influência da estratificação térmica no volume útil e no comportamento hidrodinâmico de lagoa de estabilização: determinação

- experimental e teórica. *Eng. Sanit. Ambient.*[online]. vol.14, n.1, p. 129-138, 2009. ISSN 1413-4152.
- KHAN, A. A.; GAUZ, R. Z.; TYAGI, V. K.; LEW, B.; MEHROTRA, I; KAZMI, A. A. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. *Resources, Conservation and Recycling*. vol. 55, ed. 12, p. 1232-1251, 2011.
- LETINGA, G. Towards feasible and sustainable environmental protection for all. *Aquat Ecosyst Health Manage*; vol. 11(1), pp.116–24, 2008.
- LEVENSPIEL, O. *Engenharia das Reações Químicas*. São Paulo: Edgard Blugher, 2000. 563p.
- MACEDO, J. A. B.; *Águas & Águas*, 2ª ed., CRQ-MG, 2004.
- METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment, and reuse*. New York: Metcalf & Eddy, Inc., 4 th. ed., 2003, 1819 p.
- NELSON, K. L.; CISNERO, B. J.; TCHOBANOGLIOUS, G.; DARBY, J.L.. Sludge accumulation, characteristics, and pathogen inactivation in four primary waste stabilization ponds in central Mexico. *Water Research*, v. 38, p. 111-127, 2004.
- OLIVEIRA, S.M.A.C.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of different wastewater treatment technologies operating in a developing country. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, **1** (1). pp. 37-56, 2011.
- PASSOS, R. G. *Avaliação de desempenho de lagoas de estabilização por meio de dados de monitoramento e modelagem em fluidodinâmica computacional (CFD)*. Belo Horizonte: UFMG, 2012 Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, 2012.
- PASSOS, R. G.; RIBEIRO, T. B. e von SPERLING, M. Avaliação da acumulação e distribuição espacial de lodo em um sistema composto por lagoa facultativa e lagoa de maturação após 27 anos de operação. In: XV *SILUBESA*, 2012, Belo Horizonte. XV *SILUBESA* - Congresso Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2012.
- PASSOS, R. G.; von SPERLING, M.; RIBEIRO, T. B. Hydrodynamic evaluation of a full-scale facultative pond by CFD (Computational Fluid Dynamics) and field measurements. In: *10th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds*. IWA - International Water Association, Cartagena, Colômbia, 19-22 Agosto de 2013 (a).
- PASSOS, R. G.; von SPERLING, M.; RIBEIRO, T. B. Performance evaluation and spatial sludge distribution at facultative and maturation ponds treating wastewater from an international airport. In: *10th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds*. IWA - International Water Association, Colômbia, 19-22 Agosto de 2013 (b).
- PEÑA, M. R.; MARA, D. D.; SANCHEZ, A. Dispersion studies in anaerobic ponds: Implications for design and operation. *Water Science and Technology*, vol. 42, n. 10-11, p. 273-282, 2000.

PINTO, M. C. F. Manual Medição *in loco*: Temperatura, pH, Condutividade Elétrica e Oxigênio Dissolvido. CPRM – Serviço Geológico do Brasil, 2007. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br/>> Acessado: 20/12/2013.

SATO, N.; OKUBO, T.; ONERA, T.; OHASHI, A.; HARADA, H. Prospects for a self-sustainable sewage treatment system: a case study on full-scale UASB system in India's Yamuna River Basin. *Journal of Environmental Management*, vol. 80, num. 3, pp. 198-207, 2006.

SHILTON, A. *Studies into the hydraulics of waste stabilisation ponds*. New Zealand: MU, 2001 Tese de Doutorado, Massey University, 2001.

SHILTON, A.; HARRISON, J. *Guidelines for the hydraulic design of waste stabilisation ponds*, Massey University – Institute of Technology & Engineering, Palmerston North, Nova Zelândia, 78 p., 2003.

SILVA, L. L. da; DONNICI, C. L.; AYALA, J. D.; FREITAS, C. H de; MOREIRA, R. M. PINTO, A. M. F. Traçadores: o uso de agentes químicos para estudos hidrológicos, ambientais, petroquímicos e biológicos. *Quim. Nova*, vol. 32, No. 6, 1576-1585, 2009.

SOARES, A. M. E.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L.; MELO, M. C. Avaliação da remoção de patógenos em lagoas de estabilização com diferentes relações geométricas tratando efluente de um reator UASB compartimentado. In: C.A.L. Chernicharo (coord.), *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: Coletânea de Trabalhos Técnicos*, vol. 1, pp. 57-66. Projeto PROSAB, FINEP. Belo Horizonte, 2000.

TORRES, J. J.; SOLER, A.; SÁEZ, L. M.; LEAL, M.; AGUILAR, M. I. Study of the internal hydrodynamics in three facultative ponds of two municipal wssps in Spain. *Wat. Res.* vol. 33, n°5, p. 1133 - 1140, 1999.

VALERO, M. A. C.; MARA, D. The influence of algal biomass on tracer experiments in maturation ponds. *Desalination and Water Treatment – Science and Engineering 4*, p. 89-92, 2009.

VIEIRA, P. de C.. *Estudo do Comportamento Hidrodinâmico de um Filtro Biológico Percolador com Laterais Abertas Aplicado ao Pós-tratamento de Efluentes de Reator UASB*. Belo Horizonte: UFMG, 2013 Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, 2013

VILLAS, M.; BANDERALI, M. Como e porque medir a Condutividade Elétrica (CE) com sondas multiparâmetros? Ag Solve Monitoramento Ambiental, 2013. Disponível: <<http://www.agsolve.com.br/>> Acessado em 10 de janeiro de 2014.

VERBYLA, M. E.; OAKLEY, S. M.; MIHELICIC, J. R. Wastewater Infrastructure for Small Cities in an Urbanizing World: Integrating Protection of Human Health and the Environment with Resource Recovery and Food Security. *Environmental Science & Technology*, 47 (8), pp. 3595-3605, 2013.

VON SPERLING, M. Princípio Básico do Tratamento de Esgotos. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, vol. 2, 1996.

VON SPERLING, M.; JORDÃO, E. P.; KATO, M. T.; SOBRINHO, P. A.; BASTOS, R. K. X.; PIVELLI, R. Lagoas de estabilização. In: *Desinfecção de efluentes sanitários*. Ricardo Franci Gonçalves (coord.). Projeto PROSAB. Rio de Janeiro : ABES. cap. 7, p. 277-336, 2003.

VON SPERLING, M. *Lagoas de estabilização*. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG: 2002. (Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias).

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L. *Biological wastewater treatment in warm climate regions*. Two volumes. IWA Publishing, London. 2005. 1496 p

VON SPERLING, M. Performance evaluation and mathematical modelling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilization ponds. *Water Research*, 33(6), 1435-1448, 1999.

VON SPERLING, M (coord.) Desinfecção de efluentes de reatores anaeróbios em lagoas de polimento e fotorreatores. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, edital 3. Belo Horizonte: 2003.

VON SPERLING, M. (2005). Modelling of coliform removal in 186 facultative and maturation ponds around the world. *Water Research*, **39**, pp. 5261-5273. Elsevier Ltd.

VON SPERLING, M., OLIVEIRA, C.M., ANDRADA, J.G.B., GODINHO, V.M., ASSUNÇÃO, F.A.L., MELO JR., W.R. (2008). Performance evaluation of a simple wastewater treatment system comprised by UASB reactor, shallow polishing ponds and coarse rock filter. *Water Science and Technology*, **58** (6). pp. 1313-1319.

VON SPERLING, M. CERNICHARO, C. A. L.; SOARES, A. M. E.; ZERBINI, A. M. Coliform and helminth eggs removal in a combined UASB reator – baffled pond system in Brazil: performance evaluation and mathematical modelling. *Water Science and Technology*, 45 (10). pp. 237-242.

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 Sci. Technol.*, v. 51, ed. 12, p. 91-97, 2005.

VON SPERLING, M., MASCARENHAS, L.C.A.M. (2005). Performance of very shallow ponds treating effluents from an UASB reactor. *Water Science and Technology*, **51** (12). pp. 83-90.

WALIA, R.; KUMAR, P.; MEHROTRA, I. Performance of UASB based sewage treatment plant in India: polishing by diffusers an alternative. *Water Science and Technology*, vol. 63 (4), pp. 680-688, 2011.

WHO (World Health Organization). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 2: *Wastewater use in agriculture*. Geneva: WHO. 2006. 213p.

WICHERN, M.; GEHRING, T.; LÜBKEN, M. Modeling of biological systems. In: *IWA Treatise on Water Science*.v.4, p. 231-63, 2011.

APÊNDICE

TABELA A.1: Estatística da concentração do cloreto de sódio e condutividade do efluente do reator UASB, da efluente das Lc/lodo e Ls/lodo e valores de temperatura antes da aplicação do cloreto de sódio.

Estatística	Lc/Lodo Saída		Efluente do reator UASB		Lc/lodo Meio		Ls/lodo-saída			
	Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	Concentração NaCl (mg/L)	Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	Concentração NaCl (mg/L)	Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	Concentração NaCl (mg/L)	Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	Concentração NaCl (mg/L)	Temp. 60 cm ($^{\circ}\text{C}$)	Temp. 5 cm ($^{\circ}\text{C}$)
Núm dados	893	893	2631	2631	9911	9911	12225	12225	12581,0	12482,0
Mínimo	515	241	349	180	405	209	61	165	20,7	20,7
Máximo	713	347	839	438	702	366	341	292	28,7	22,7
Coef. Var	0,07	0,08	0,18	0,19	0,10	0,10	0,15	0,07	0,1	0,0
Médias										
Média	630	302	522	271	604	314	249	250	23,9	22,0
Mediana	632	304	506	263	617	321	256	253	23,5	22,1
Varição										
Desvio padrão	43	23	96	51	62	33	37	17	1,8	0,4
Méd - 1 desvpad	587	279	426	221	541	281	212	233	22,1	21,7
Méd + 1 desvpad	673	326	618	322	666	347	286	267	25,7	22,4
Percentis										
10%	574	273	423	219	508	264	207	231	21,8	21,6
25%	597	285	455	236	565	294	231	242	22,3	21,8
50%	632	304	506	263	617	321	256	253	23,5	22,1
75%	669	323	562	292	655	341	274	262	25,3	22,3
90%	683	331	630	328	674	351	286	267	26,6	22,4

