

TESE DE DOUTORADO

DINÂMICA DE SEDIMENTAÇÃO DE LODO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO.

Libertalamar Bilhalva Saraiva

Orientador: Prof. Dr. Henio Normando de Souza Melo

Co-Orientador: Prof. Ph.D. André Luís Calado Araújo

Natal/RN
Junho/2007

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

Divisão de Serviços Técnicos
Catalogação da Publicação na Fonte.
UFRN / Biblioteca Central Zila Mamede.

Saraiva, Libertalamar Bilhalva.

Dinâmica de sedimentação de lodo em lagoas de estabilização / Libertalamar Bilhalva Saraiva. – Natal [RN], 2007.

144 f. : il.

Orientador: Henio Normando de Souza Melo

Co-Orientador: André Luis Calado de Araújo

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Tecnologia. Departamento de Engenharia Química. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química.

1. Lagoa de estabilização - Tese. 2. Sedimentação de lodo - Tese. 3. dinâmica de sedimentação – Tese. 4. Lagoa facultativa primária - Tese. I. Pereira, Márcia Rodrigues. II. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. III. Título.

RN/UF/BCZM

CDU 628.35 (043.2)

Libertalamar Bilhalva Saraiva

**DINÂMICA DE SEDIMENTAÇÃO DE LODO EM
LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO.**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor.

Natal / RN
Junho / 2007

SARAIVA, Libertalamar Bilhalva – Dinâmica de Sedimentação de Lodo em Lagoas de Estabilização. Tese de Doutorado, UFRN, programa de Pós-Graduação na Engenharia Química, Área de concentração: Engenharia Ambiental, Natal/RN, Brasil.

Orientador: Prof. Dr. Henio Normando de Souza Melo

Co-orientador: Prof. Ph.D. André Luis Calado Araújo

RESUMO: As lagoas de estabilização são alternativas viáveis para o tratamento de esgoto no Brasil, pelas condições climáticas. Neste trabalho foi estudada uma lagoa facultativa primária, na cidade do Natal, estado do Rio Grande do Norte. O objetivo do estudo foi avaliar a dinâmica de sedimentação. A lagoa foi dividida em três seções ao longo de sua extensão denominadas A1, A2 e A3 e o estudo foi dividido em três fases. Na primeira foram feitos o mapeamento da camada de lodo, caracterização do lodo e a determinação da espessura por batimetria. Na segunda, a taxa de sedimentação de sólidos foi determinada usando armadilhas suspensas verticalmente na coluna de água a 50 cm e 100 cm de profundidade. Na terceira fase a re-suspensão dos sólidos foi verificada com traçador em 10% do volume da lagoa. Amostras de afluente e efluente foram coletadas para análise de pH, DBO, DQO e sólidos suspensos. O volume de lodo acumulado desde o começo da operação do sistema, foi de 13.583 m³. As constantes médias de sedimentação variaram entre 0,93 a 2,94 e 3,90 a 5,80 para as profundidades de 0,5 e 1 m, respectivamente. A relação entre sólidos voláteis e fixos (SV/SF) na camada de lodo aumentou ao longo da lagoa. As eficiências de remoção foram de 52,09 %, 36,12%, 37,50 % para DBO, DQO e SST, respectivamente. A taxa de acúmulo de lodo foi estimada em 0,17 m³. hab⁻¹.ano⁻¹ e o modelo matemático proposto conseguiu estimar de forma satisfatória o volume de lodo depositado. Os resultados mostram que a direção e a velocidade do vento tem uma influência direta na sedimentação dos sólidos nesta lagoa afetando a eficiência e o acúmulo de lodo.

PALAVRAS-CHAVE: Taxa de sedimentação de lodo, dinâmica de sedimentação, lagoa facultativa primária.

BANCA EXAMINADORA E DATA DA DEFESA DA TESE: 01 de junho de 2007.

Presidente: Prof. Dr. Henio Normando de Souza Melo (DEQ-UFRN)

Membros: Prof. Ph.D. André Luis Calado de Araújo (CEFET-RN)

Prof. Dr. Paulo Roberto Koetz (UPF-RS)

Prof. Ph.D. Howard William Pearson (DEQ/UEPB)

Prof. Dr. João Bosco de Araújo Paulo (DEQ/UFRN)

Profa. Dra. Josette Lourdes de Sousa Melo (DEQ/UFRN)

SARAIVA, Libertalamar Bilhalva – Sludge Sedimentation Dynamics in Stabilization Ponds, Dr. Tesys, UFRN, Pós –Graduate Program in Chemical Engineering, Subject Field: Environmental Engineering, Natal/RN, Brasil.

ABSTRACT - Stabilization ponds are an effective sewage treatment alternative for the climatic conditions prevailing in Brazil. In the present work, a primary facultative pond was studied, in the city of Natal, Rio Grande do Norte, Northeast Brazil. The aim of this study was to evaluate the sedimentation dynamics in the facultative pond. The pond was divided in three section or zones along its length starting from the inlet end namely A1, A2 and A3. The research was accomplished in three phases. In the first the mapping of the sludge layer was done, sludge core samples were also collected for analysis for total, fixed and volatile solids and the depth of the sludge layer was determined using a portable echo sounder. In the second solids sedimentation rates were measured using traps placed in the inlet and outlet zones and in the third phase resuspension sludge was evaluate using a tracer. The amount accumulated sludge since the start operation was 13.583 m³. The sedimentation constant averages changed between 0.93 to 2.94 and 3.90 to 5.80 for the depths of 0.5 and 1.0 m respectively. The relationship between volatile and fixed solids (SV/SF) increased along the pond. The removal efficiencies were 52.12%, 36.09%, and 37.50% for BOD, COD and SS, respectively. The sludge accumulation model proposed had a good adjustment with 0.17 m³/hab.year rate. The results presented here demonstrated that the wind had a direct influence on the sedimentation of solids in this pond affecting the efficiency and sludge accumulation.

Keywords: sludge sedimentation rate, sedimentation dynamics, stabilization pond.

DEDICATÓRIA

A Deus, fonte de toda sabedoria. À minha família que tem sido o porto seguro de todos os momentos. Ao meu filho que continua sendo o melhor companheiro de jornada nesta existência. E, a todos os operários deste país, principalmente aqueles que tanto me ajudaram durante todo o trabalho de campo, mesmo sem entender o porquê.

Agradecimentos

Ao Prof^o. Dr. Henio Normando de Souza Melo, pela orientação e amizade demonstrada durante o desenvolvimento do trabalho.

Ao Prof^o Dr. André Luis Calado Araújo pela co-orientação deste trabalho.

Ao Prof^o Dr. Howard William Pearson pelos valiosos conselhos e apoio durante a pesquisa.

À Prof^a. Dra. Josette Lourdes de Sousa Melo, pelas horas agradáveis de convívio e amizade.

A minha amiga Carla Gracy pelo companheirismo e parceria em todos os momentos desta jornada.

Aos amigos que fiz durante o desenvolvimento do trabalho: Anita Maria, Magna Angélica, Dulcinéia, e Mazinha. E, aos bolsistas Jakelan e Eduardo pela ajuda na realização das análises.

À Companhia de águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN), por ter permitido a utilização das lagoas de estabilização como sistema experimental e pelo apoio logístico. Em especial, ao Eng^o Marco Antônio Calazans Duarte, pelo incentivo dado para a realização do trabalho.

À Base Aérea de Natal, em especial ao setor de meteorologia pelos dados fornecidos para o desenvolvimento da pesquisa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro durante o período de permanência da pesquisa e ao PPGEQ pela oportunidade de aperfeiçoamento acadêmico.

Aos colegas de trabalho do CEFET-AM que me incentivaram a concluir o trabalho, em especial às professoras Sonia, Ana Mena e Bianca.

A todos os amigos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho e foram companheiros nesta caminhada.

“Olhos perdem e destroem beleza porque se acostumam com ela.

Não te vestirei com hábitos.

Terei os meus olhos sempre atentos aos teus encantos”.

Heitor Silveira

SUMÁRIO

1. Introdução.....	1
2. Aspectos teóricos.....	4
2.1. Lagoas de estabilização.....	5
2.2. Material sólido no esgoto bruto	7
2.3. Acúmulo de lodo em lagoas facultativas.....	8
2.4. Sedimentação dos sólidos	19
2.4.1. Sedimentação discreta.....	19
2.4.2. Sedimentação com floculação.....	21
2.5. Comportamento hidrodinâmico.....	24
2.5.1. Modelo de dispersão axial.....	28
2.6. Quantificação da sedimentação com uso de armadilhas de sedimentação (traps)...	31
3. Estado da arte	35
3.1 Lagoas de estabilização	36
3.2 Sedimentação de sólidos em lagoas	40
3.2.1 Estimativa da camada de lodo por taxas empíricas	40
3.2.2 Estimativa da camada de lodo por modelos matemáticos	
4. Metodologia experimental.	43
4.1. Localização e caracterização da área.....	44
4.2. Caracterização do sistema	45
4.3 Método de pesquisa.....	47
4.3.1. Mapeamento da camada de lodo	48
4.3.1.1. Determinação da espessura e distribuição espacial da camada acumulada	48
4.3.1.2. Caracterização do lodo sedimentado	48
4.3.1.3. Atividade metanogênica específica (AME)	49
4.3.2. Determinação da taxa de sedimentação (algas e sólidos suspensos)	51
4.3.2.1 Determinação do tamanho da partícula no sedimento coletado nas	
armadilhas, sedimento de fundo e sólido suspenso	53
afluente.....	
4.3.3 Estudo do comportamento hidrodinâmico da lagoa	54
4.3.3.1 Avaliação da detecção do corante na coluna líquida e no sedimento de	
fundo da lagoa.....	56
4.3.3.2 Experimentos com aplicação do traçador	57
4.3.4 Monitoramento do desempenho da lagoa	58
4.4 Apresentação dos dados e tratamento estatístico.....	60
5. Apresentação e análise dos resultados experimentais	61
5.1. Direção e velocidade do vento.....	61
5.2. Temperatura e oxigênio dissolvido	64
5.3. Avaliação parcial do fluxo hidráulico com a utilização de traçador.....	65
5.4 Variação dos parâmetros pH, DQO, DBO, SST, SSV e fosfatos no afluente e	
efluente	68
5.5 Caracterização dos sedimentos ao longo da lagoa.....	72
5.5.1 Concentração de sólidos totais, fixos e voláteis na camada de lodo	72
5.5.2 Concentração de fósforo, cálcio e pH na camada de lodo.....	75
5.5.3 Metano produzido na lagoa facultativa.....	76

5.5.4	Concentração de clorofila <i>a</i> na coluna líquida, camada de lodo e efluente.....	77
5.5.4.1	Cálculo da constante de sedimentação de algas (k_a).....	79
5.6	Distribuição da camada de lodo na lagoa facultativa	79
5.7	Medidas da taxa de sedimentação por armadilhas e cálculo da constante de sedimentação de sólidos suspensos (k_s).....	85
5.7.1	Medida da taxa de sedimentação da região A1	85
5.7.2	Medida da taxa de sedimentação (T_s) nas regiões A1 e A3	88
5.7.3	Cálculo da constante de sedimentação (K_s)	89
5.7.4	Determinação do tamanho das partículas do lodo de fundo, dos sólidos sedimentados nas armadilhas de sedimentação e sólidos afluentes.....	92
5.8	Acúmulo de lodo na lagoa facultativa	93
5.8.1	Modelo de acúmulo de lodo para a lagoa facultativa primária	93
5.9	Avaliações finais da lagoa facultativa primária.....	96
6.	Conclusões e recomendações	98
7.	Referências bibliográficas	101
8.	Anexos	108

Lista de figuras

Figura 4.1 Sistema de Tratamento de Efluentes de Ponta Negra – Natal – RN.....	47
Figura 4.2 Pontos de coletas de amostras e de medida de espessura de camada de lodo.	50
Figura 4.3 Colocação da armadilha na lagoa.....	52
Figura 4.4 Armadilhas, sinalizadas por bóias, distribuídas na transversal da lagoa.....	52
Figura 4.5 Coleta dos sedimentos nas armadilhas.....	52
Figura 4.6 Medida do volume de sedimento depositado.....	52
Figura 4.7 Pedestal com dois conjuntos de quatro armadilhas.....	53
Figura 4.8 Pedestal colocado na lagoa.....	53
Figura 4.9 Amostras da coluna líquida com corante antes e depois da filtração.....	57
Figura 4.10 Amostras de lodo com corante antes e depois da centrifugação.....	57
Figura 4.11 Injeção do corante na caixa de distribuição.....	58
Figura 4.12 Coleta de amostras na área demarcada pela corda.....	58
Figura 4.13 Coleta de amostra na lagoa.....	60
Figura 4.14 Coletor acrílico.....	60
Figura 5.1 Direção predominante do vento (maio 2003 a nov. 2004)	62
Figura 5.2 Frequências de velocidades do vento (mai/2003 a nov/2004).....	62
Figura 5.3 Variação da velocidade do vento durante 24 horas de monitoramento.....	63
Figura 5.4 Variação da direção do vento durante 24 horas.....	64
Figura 5.5 Corante na superfície da lagoa no primeiro experimento, sem camada de lodo.....	66
Figura 5.6 Surgimento do corante na superfície da água através da camada de lodo sobrenadante.....	66
Figura 5.7 Curva de concentração do traçador para o ponto P1 no 1º experimento.....	67
Figura 5.8 Curva de concentração do traçador para o ponto P1 no 2º experimento.....	67
Figura 5.9 Curva de concentração do traçador para o ponto P2 no 1º experimento.....	68

Figura 5.10 Curva de concentração do traçador para o ponto P2 no 2º experimento.....	68
Figura 5.11 Médias e faixas de variação de pH no afluente e efluente da lagoa.....	70
Figura 5.12 Médias e faixas de variação de DQO e DBO no afluente e efluente.....	71
Figura 5.13 Médias e faixas de variação de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluente.....	72
Figura 5.14 Variação de sólidos totais (ST) na camada de lodo com relação à distância da entrada.....	74
Figura 5.15 Variação e média da relação SV/SF na camada de lodo ao longo da lagoa, nas áreas A1, A2 e A3.....	74
Figura 5.16 Médias e faixas de variação da relação SV/SF na camada de lodo da lagoa no período de 20 meses.....	75
Figura 5.17 Médias e faixas de variação de clorofila <i>a</i> na coluna líquida e camada de lodo ao longo da lagoa.....	78
Figura 5.18 Evolução da constante de sedimentação de algas (k_a) medida em concentração de clorofila <i>a</i> ao longo da lagoa.....	79
Figura 5.19 Camada de lodo sobrenadante as 7h da manhã.....	81
Figura 5.20 Camada de lodo sobrenadante já se desfazendo com o efeito do vento.....	81
Figura 5.21 Variação da espessura da camada na área A1 em relação à frequência de predominância do vento na direção NE.....	81
Figura 5.22 Distribuição da camada de lodo em maio de 2003.....	82
Figura 5.23 Distribuição da camada de lodo em agosto de 2003.....	82
Figura 5.24 Distribuição da camada de lodo em novembro de 2003.....	83
Figura 5.25 Distribuição da camada de lodo em fevereiro de 2004.....	83
Figura 5.26 Distribuição da camada de lodo em agosto de 2004.....	84
Figura 5.27 Distribuição da camada de lodo em novembro de 2004.....	84
Figura 5.28 Médias e variações da taxa de sedimentação de sólidos suspensos totais (Ts) na área A1.....	86
Figura 5.29 Análise de Variância da Taxa de sedimentação de sólidos suspensos (Ts) na área A1.....	87
Figura 5.30 Taxa de sedimentação dos sólidos suspensos totais (Ts) nas posições das armadilhas na área A1.....	87

Figura 5.31 Análise de Variância da taxa de sedimentação nas áreas A1 (esquerda) e A3 (direita) entre os experimentos C ₆ e C ₇	89
Figura 5.32 Médias e variações da constante de sedimentação K _s nas áreas A1 e A3 a 0,5 e 1,0 m de profundidade.....	90
Figura 5.33 Variação da taxa de sedimentação dos valores preditos e medidos a 0,5m de profundidade (a) e 1,0m de profundidade (b).....	91
Figura 5.34 Tamanho médio das partículas do lodo de fundo das áreas A1, A2 e A3, armadilhas a 0,5 e 1,0 m na área A1 e sólidos afluentes (E.B.).....	92
Figura 5.35 Evolução do coeficiente de acúmulo de lodo K _{AS} entre maio 2003 e nov. 2004.....	95
Figura 5.36 Volumes de lodo de fundo acumulado na lagoa facultativa: preditos e medidos.....	95

Lista de tabelas

Tabela 4.1. Características da Estação de Tratamento de Esgotos (L = Comprimento, B = Largura, D = Profundidade).	46
Tabela 5.1 Temperatura e oxigênio dissolvido (OD) nas três áreas (A1, A2, A3) da lagoa.	64
Tabela 5.2 Valores médios e faixa de variação (mínimos e máximos) dos parâmetros monitorados no período de maio de 2003 a novembro de 2004.....	69
Tabela 5.3 Valores médios e faixa de variação (mínimos e máximos) dos sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis e relação SV/SF da camada de lodo nas áreas A1, A2 e A3.	73
Tabela 5.4 Valores médios e faixa de variação (mínimos e máximos) do pH, Fósforo e Cálcio na camada de lodo nas áreas A1, A2 e A3.	76
Tabela 5.5 Valores médios e faixa de variação (mínimos e máximos) de clorofila <i>a</i> e feofitina ao longo da direção longitudinal.....	77
Tabela 5.6 Espessuras médias (ponderadas) das camadas de lodo nas áreas A1, A2 e A3, e direção predominante do vento, número de medidas igual ou superior a 50.....	80
Tabela 5.7 Volume de lodo medido na lagoa durante o tempo de pesquisa (maio de 2003 a novembro de 2004).....	80
Tabela 5.8 Valores médios e faixa de variação (mínimos e máximos) da taxa de sedimentação de sólidos suspensos totais $Ts_{(SST)}$ e sólidos suspensos voláteis $Ts_{(SSV)}$ na Área A1, nas profundidades de 0,5 e 1,0 m e relação SV/SF.....	86
Tabela 5.9 Valores médios e faixa de variação da taxa de sedimentação nas áreas A1 e A3, profundidades de 0,5 e 1,0 m, pelos experimentos C6 e C7.....	88

Capítulo 1

Introdução

1 Introdução

A preocupação ecológica não é um movimento recente de conscientização popular, nem um modismo científico. A globalização das questões ambientais trouxe importantes conseqüências econômicas ao mundo inteiro, impondo aos países uma política ambiental perfeitamente definida com relação a sua posição na comunidade internacional, pois os fenômenos de poluição transcendem as fronteiras nacionais e afetam grandes extensões regionais. As comunidades começam a perceber a importância da questão ambiental, relacionada com a qualidade de vida e representada pelas questões de moradia, saneamento básico, educação e saúde.

O crescimento das cidades tem sido responsável pelo aumento da pressão das atividades antrópicas sobre os recursos naturais, contaminação dos ambientes aquáticos superficiais e do lençol freático. Em áreas de grande concentração populacional, esta pressão é ainda maior, decorrente da falta de recursos, aliada às péssimas condições de vida. Os ecossistemas aquáticos transformam-se em grandes corredores de esgoto a céu aberto, muitas vezes sendo também local de despejo de lixo, com enorme potencial de veiculação de inúmeras doenças infecto-contagiosas. As políticas governamentais ainda não contemplam adequadamente os serviços sanitários, embora o meio ambiente constitua uma das maiores preocupações do poder público.

As alternativas tecnológicas para o tratamento de esgoto, no Brasil, são favorecidas pelo clima tropical, principalmente nas regiões norte e nordeste. Os processos de tratamento podem ser constituídos de sistemas simples e de fácil operação e manutenção. Por isso, o uso de lagoas de estabilização é bastante expressivo especialmente nestas regiões.

A primeira lagoa de estabilização foi construída nos EUA, provavelmente em 1901, com a finalidade de armazenar o esgoto para uso na irrigação. Verificou-se que ocorria o efluente desta lagoa possuía melhor qualidade que o afluente. A partir de 1950, os principais pesquisadores começaram a publicar trabalhos na área e já na década de 60 se estabeleceu um intercâmbio de informações entre o meio científico. As primeiras lagoas construídas no Brasil foram as de São José dos Campos, SP, pelo engenheiro Benoit Victoretti, de acordo com o sistema australiano (duas lagoas em série, anaeróbia e facultativa).

Na cidade do Natal, as primeiras lagoas de estabilização surgiram na década de 80. Em 2001, entrou em operação o sistema de tratamento de Ponta Negra, situado na zona sul da cidade, para atender o bairro de Ponta Negra, além da rede hoteleira situada na Via Costeira. O sistema foi projetado para uma população de mais de 25000 habitantes e é constituído por uma lagoa facultativa primária (LFP) seguida de duas lagoas de maturação.

O objetivo do trabalho é estudar a dinâmica de sedimentação de lodo em uma lagoa facultativa primária tratando esgotos domésticos, através da determinação da taxa de sedimentação e com isto, contribuir para o conhecimento das relações e efeitos dos sólidos na eficiência da remoção da matéria orgânica.

Os objetivos específicos são:

- A. Avaliar a eficiência de remoção de sólidos suspensos e sua relação com a remoção de matéria orgânica pelos parâmetros Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO);
- B. Determinar a espessura da camada de lodo ao longo da lagoa, caracterizar o material sedimentado e quantificar as frações orgânicas e inorgânicas determinando sua relação no período da pesquisa;
- C. Determinar as taxas de sedimentação determinando as áreas de maior aporte de sedimentos;
- D. Estimar a formação da camada de lodo através de modelo matemático.

Capítulo 2

Aspectos teóricos

2 Aspectos teóricos

Os resíduos líquidos são classificados comumente em dois grupos principais: sanitários e industriais. As características destes resíduos variam quantitativa e qualitativamente com a sua utilização e conferem à água propriedades físicas, químicas ou biológicas indesejáveis. A matéria sólida, ainda que represente 0,1% do volume dos esgotos é a característica física mais importante em termos de dimensionamento e controle das operações nas unidades de tratamento (Jordão e Pessoa, 1995).

O tratamento de esgotos tem o objetivo de remover sólidos, compostos orgânicos dissolvidos, nutrientes e organismos patogênicos, além de atender a legislação ambiental vigente. As operações unitárias de tratamento podem abranger processos físicos, químicos e biológicos. Os métodos físicos ou pré-tratamento abrangem a remoção de sólidos suspensos, areias, óleos e gorduras, e para isso são utilizados equipamentos como grades, peneiras, centrífugas, flutuadores a ar comprimido, entre outros. Os métodos químicos são utilizados para remover principalmente o material coloidal e outros materiais que possam precipitar pela reação com um composto químico. Os métodos biológicos removem a matéria orgânica dissolvida e são aeróbios (em presença de oxigênio) e anaeróbios (na ausência de oxigênio), dependendo da população microbiana utilizada e do material a ser removido (Metcalf e Eddy, 1991).

A escolha do sistema a ser empregado será sempre função do uso da água no corpo receptor, da eficiência na remoção da matéria orgânica, da facilidade de operação da unidade instalada e da disponibilidade de recursos financeiros. Por isso os sistemas de lagoas de estabilização no tratamento de esgotos são os mais utilizados no Brasil onde as condições climáticas e as grandes extensões de terra ainda favorecem este tipo de tratamento.

2.1 Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são sistemas de tratamento biológico que convertem o conteúdo orgânico do esgoto em compostos mais estáveis pela ação de organismos como algas e bactérias. Podem ser classificadas com respeito ao tipo de atividade biológica que ocorre na lagoa em: anaeróbias, facultativas e de maturação (von Sperling, 1996).

As lagoas anaeróbias são unidades de tratamento com as maiores profundidades (4 a 5) m e recebem altas cargas orgânicas. A estabilização da matéria orgânica é realizada pelas bactérias

anaeróbias que quebram os compostos orgânicos e liberam metano e dióxido de carbono. O lodo é depositado no fundo e pode formar uma crosta na superfície. São eficientes e estáveis, mas o efluente destas lagoas não têm uma qualidade sanitária aceitável e sempre requer tratamento complementar além de ocorrerem odores pela redução e liberação dos compostos amoniacais e de enxofre. Se bem operadas, podem remover até 70% da demanda bioquímica de oxigênio afluente (DBO).

As lagoas facultativas com profundidades que variam entre um e dois metros podem ser do tipo facultativa primária que recebe esgoto bruto ou facultativa secundária que recebe esgoto já sedimentado e ou pré-estabilizado em lagoa anaeróbia. Estas lagoas apresentam três zonas verticais distintas: aeróbia (superfície), facultativa e anaeróbia (camada de fundo).

As lagoas de maturação possuem profundidades menores que as lagoas facultativas (1,0 a 1,5 m), favorecem a penetração da energia luminosa e o desenvolvimento de algas e cianobactérias. São usadas para o polimento dos efluentes de outras lagoas e redução dos microrganismos patogênicos, indicados por coliformes fecais.

Nas lagoas facultativas são normalmente descritas em termos da relação mútua entre as algas e as bactérias: as algas, via fotossíntese, produzem oxigênio requerido pelas bactérias heterotróficas aeróbias para oxidar a matéria orgânica. As bactérias metabolizam a matéria orgânica convertendo em dióxido de carbono e água e liberam nutrientes e outros compostos. As algas por sua vez utilizam o dióxido de carbono, água, amônia e outros compostos inorgânicos para a síntese celular, liberando oxigênio para o meio líquido. Constituem um grupo de organismos uni ou pluricelulares, móveis ou imóveis, dotados de pigmento fotossintético, a clorofila. As algas possam atingir contagem na faixa de 10^4 a 10^6 UFC/mL (Von Sperling, 1996; Kellner e Pires, 1998).

Muitos gêneros de algas podem ser identificados nas lagoas de estabilização. Os gêneros dominantes são usualmente *Chlorophyta* e *Euglenophyta*. Em geral a diversidade de espécies diminui com o aumento da carga orgânica. Espécies que possuem flagelos como *Chlamydomonas*, *Euglena* e *Pyrobotrys* tendem a dominar sob condições de maior turbidez onde presumivelmente suas capacidade de se mover em direção à superfície luminosa, lhes dá uma vantagem competitiva sobre formas não móveis como *Scenedesmus*, *Chlorella* e *Micractinium*, que são abundantes em águas mais transparentes. A concentração de algas em

lagoas facultativas, em regime, podem variar entre 1000-3000 $\mu\text{g.L}^{-1}$, mas isto depende da carga superficial aplicada (Mara e Pearson, 1987).

As algas sintetizam matéria orgânica e liberam oxigênio através da fotossíntese, durante as horas sujeitas à radiação luminosa. Por isso, a maior quantidade situa-se próximo à superfície da lagoa (50 cm), local de alta concentração de oxigênio. Mas em profundidades maiores, a energia luminosa decresce e diminui a concentração de algas e conseqüentemente a quantidade de oxigênio. Há um ponto ao longo da profundidade em que a produção de oxigênio e o consumo destes pelas próprias algas e pelos microrganismos decompositores de igualam, chamado oxipausa. Acima da oxipausa predominam condições aeróbias, enquanto abaixo desta, prevalecem as condições anóxicas ou anaeróbias. As algas respiram durante as 24 horas do dia, oxidando a matéria orgânica produzida e liberando energia para o crescimento, reprodução, locomoção (Von Sperling, 1996).

2.2 Material sólido no esgoto bruto

De acordo com Andoh e Smisson (1996) os esgotos, principalmente domésticos, contêm material sólido em uma grande gama de tamanhos, que são transportados pelos corpos d'água e carregados em velocidades iguais ou menores que as do fluxo. Alguns poluentes formam sólidos maiores por agregação (> 6 mm) que são ou não depositados. O material orgânico dos sólidos será degradado biologicamente e se transformará em um componente orgânico dentro dos sedimentos. Depósitos minerais podem ser encontrados aderidos à matéria orgânica depositada. Estes sedimentos podem ser reintroduzidos no fluxo líquido pela ação da tensão de cisalhamento do leito (Milne et al, 1996).

Os sólidos são classificados e analisados pela metodologia descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water (APHA, 1998):

- a) Sólido total (ST) - resíduo que permanece após evaporação a 105°C;
- b) Sólidos totais fixos (STF) – resíduo que permanece após calcinação a 600°C, as substâncias orgânicas volatilizam e as minerais ficam fixas sob a forma de cinza;
- c) Sólidos totais voláteis (STV) – calculado pela diferença dos sólidos totais e sólidos totais fixos;
- d) Sólidos suspensos totais (SST) – sólidos retidos por filtração, malha de 0,45 μm ;
- e) Sólidos dissolvidos totais (SDT) – fração que passa pelo filtro e pode estar em solução ou na forma coloidal.

2.3 Acúmulo de lodo em lagoas facultativas

O volume de lodo acumulado em lagoas de estabilização tanto pode ser devido a porção não biodegradável dos sólidos sedimentáveis que entram no sistema, como podem ser produzidos pela atividade biológica de microrganismos e algas, além das reações de precipitação, principalmente de fosfatos. A camada de lodo é afetada pela degradação anaeróbia e pela compressão desta camada. Além disso, os fenômenos de sedimentação e transporte de sedimentos caracterizam a forma e a distribuição da camada de lodo ao longo da lagoa.

A fração orgânica é estabilizada anaerobicamente, sendo convertida em água e gases, fazendo com que o volume acumulado seja menor que o volume sedimentado. A estabilização anaeróbia do lodo de fundo pode gerar subprodutos solúveis não estabilizados e matéria orgânica residual, os quais, ao retornarem à massa líquida são responsáveis pelo aumento da carga orgânica (von Sperling, 1996).

O acúmulo de lodo pode ser estimado com dados empíricos baseados em observações de sistemas em funcionamento ou predito pelos modelos matemáticos. Estes permitem avaliar o comportamento e acompanhar a evolução do processo, determinando pontos que não foram obtidos através das medições. As medições diárias de vazão, tempo de retenção hidráulica, carga de DBO e de sólidos permitem prever o desempenho das lagoas mediante outras situações (variação de temperatura, pH, tipo de lagoas).

Segundo Arceivala (1981), a taxa de acúmulo média de lodo em lagoa facultativa é da ordem de apenas (0,03 a 0,08) m³/ (hab.a). A equação de Arceivala modificada permite a estimativa do volume acumulado de lodo após um período de tempo (anos), em função da taxa de degradabilidade dos sólidos voláteis e do acúmulo de sólidos fixos, supondo que massa específica do lodo é 1,0 g.cm⁻³.

$$V_t = \frac{\frac{M_{SSV}}{K_{LV}}(1 - e^{-K_{LV}.t}) + t.M_{SSF}}{1000 \left(\frac{\text{sólidos}}{100} \right)} \quad (2.1)$$

Onde V_t é o volume de lodo acumulado após um período de tempo (m³); M_{SSV} é a massa de sólidos em suspensão voláteis retidos na lagoa (kg SSV. ano⁻¹); M_{SSF} é a massa de sólidos fixos retidos na lagoa (kg SSF. a⁻¹); K_{LV} , o coeficiente de degradação dos sólidos voláteis em

suspensão em condições anaeróbias (a^{-1}) e varia de (0,4 a 0,6). a^{-1} , com um valor médio de 0,5 a^{-1} ; t é o tempo (a) e os sólidos totais (%).

Para Saqqar e Pescod (1995), o volume de lodo acumulado em uma lagoa anaeróbia primária é controlado pela porção não biodegradável dos sólidos dissolvidos que tanto entram no sistema ou são produzidos como resultado da atividade biológica dos microrganismos. Baseados neste princípio, os autores modelaram o acúmulo de lodo, considerando os seguintes parâmetros como controladores do processo: (1) Sólidos suspensos no afluente, divididos em voláteis e fixos, (2) Sólidos suspensos do efluente, divididos em voláteis e fixos, (3) Sólidos suspensos que precipitam no leito da lagoa, divididos em voláteis e fixos e (4) Sólidos produzidos pela ação biológica.

Baseando-se na vazão mássica (kg.d^{-1}) para os parâmetros, o fluxo de massa que sedimenta na camada de fundo da lagoa, em quilos por dia, pode ser descrito pela equação:

$$\frac{dM}{dt} = (F_{SS,0} - F_{SS,1}) + \Delta F_x \quad (2.2)$$

Onde $F_{SS,0}$ é a vazão mássica de sólidos suspensos que entram na lagoa (kg.d^{-1}) e $F_{SS,1}$, a vazão mássica de sólidos suspensos que saem da lagoa (kg.d^{-1}). Os sólidos produzidos pela ação biológica são dados por ΔF_x (kg.d^{-1}).

Os sólidos produzidos pela ação biológica podem ser calculados:

$$\Delta F_x = Y \Delta F_{QDB,0} = Y(F_{DBO,0} - F_{DBO,1}) \quad (2.3)$$

Em que $F_{DBO,0}$ é a vazão mássica de DBO total no afluente (kg.d^{-1}) e $F_{DBO,1}$ é a vazão mássica de DBO total efluente (kg.d^{-1}). E, Y é o coeficiente de rendimento = $\Delta F_x / \Delta F_{CDBO}$.

Devido às diferenças na biodegradabilidade dos sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF), a equação (2.2) pode ser escrita:

$$\frac{dM}{dt} = (F_{SSV,0} - F_{SSV,1}) + (F_{SSF,0} - F_{SSF,1}) + Y(F_{DBO,0} - F_{DBO,1}) \quad (2.4)$$

As frações médias que são removidas pelas lagoas para os valores afluentes $F_{SSV,0}$, $F_{SSF,0}$ e $F_{DBO,0}$ são definidas pelas constantes f_1, f_2 e f_3 , respectivamente. As constantes j_1, j_2 e j_3 são definidas como as frações de sólidos não destruídos pelo processo de digestão de F_{VSS} , F_{FSS} e aqueles produzidos pela ação biológica, respectivamente.

A taxa volumétrica de lodo acumulado pode então ser expressa como:

$$Q_s = \frac{[(j_1 f_1)(F_{VSS,0}) + (j_2 f_2)(F_{FSS,0}) + (j_3 Y f_3)(F_{DBO,0})]}{SG_s \rho_w (1 - W_s)} \quad (2.5)$$

Onde Q_s é a taxa volumétrica de lodo seco acumulado ($m^3 \cdot d^{-1}$); SG_s é massa específica do lodo ($kg \cdot m^{-3}$) e ρ_w é a densidade da água e W_s , o conteúdo de líquido no lodo.

Os pesquisadores encontraram o valor de 0,1236 para $\rho_w (1 - W_s)$. Então, considerando $\gamma_1 = (j_1 f_1)/0,1236$; $\gamma_2 = (j_2 f_2)/0,1236$; $\gamma_3 = (j_3 Y f_3)/0,1236$ a equação 3.5 pode ser escrita:

$$Q_s = \left[\frac{(\gamma_1 F_{SSV,0} + \gamma_2 F_{SSF,0} + \gamma_3 F_{DBO,0})}{1000} \right] \quad (2.6)$$

Para calcular as constantes γ_1, γ_2 assume-se que uma lagoa anaeróbia primária é similar a um digestor anaeróbio; sendo assim para um tempo longo de detenção (100 d) a digestão anaeróbia causa em torno de 70% de destruição de $X_{SSV,0}$ e 20% de $X_{SSF,0}$ (EPA, 1978; Vesilind, 1979; WPCF, 1985 apud Saqqar & Pescod, 1995). Para γ_3 pode supor-se que as células bacterianas são formadas por: 60% de sólidos voláteis e 40% de sólidos fixos (Metcalf e Eddy, 1991). Calculando γ_1, γ_2 e γ_3 , os pesquisadores encontraram a equação para calcular o volume de lodo acumulado em metros cúbicos (V_{AS}), em termos de massa (kg) de SSV, SSF e DBO.

$$V_{AS} = 1,07 \frac{(1,7F_{XSSV,0} + 4,5F_{XSSF,0} + F_{C_{DBO},0})}{1000} \quad (2.7)$$

A decomposição do lodo sedimentado em uma lagoa anaeróbia primária ocorre em um tempo de retenção acima de cinco anos, comparado com a retenção em um reator anaeróbio. Então a equação pode ser escrita:

$$V_{AS} = k_{AS} \left[(1,7 F_{XSSV,0} + 4,5 F_{XSSF,0} + F_{C_{DBO},0}) / (1000) \right] \quad (2.8)$$

Onde k_{AS} é o coeficiente de acúmulo de lodo.

De acordo com Nelson (2002), para que se possa avaliar a evolução da camada de lodo em uma lagoa, três componentes devem ser considerados:

- (1) Acúmulo de sólidos totais na camada de lodo: sedimentação de sólidos suspensos, algas e bactérias;
- (2) Massa de sólidos acumulados que é removida por degradação anaeróbia;
- (3) Profundidade da camada de lodo pela massa acumulada e pela compressão.

O balanço de massa de sólidos na camada de lodo em certo volume de controle:

$$\frac{dM}{dt} = S_{iSS} + S_a + S_b \quad (2.9)$$

Na equação dM/dt significa o acúmulo de sólidos na camada de lodo (kg.a^{-1}); S_{iSS} , a taxa de sedimentação dos sólidos suspensos do afluente (kg.a^{-1}); S_a é a taxa de sedimentação em função do crescimento de algas (kg.a^{-1}) e S_b , a taxa de sedimentação pelo crescimento bacteriano (kg.a^{-1}). Cada um dos termos do modelo é desenvolvido separadamente.

A taxa de sedimentação dos sólidos suspensos afluentes é determinada por um balanço de massa de sólidos suspensos usando a água da lagoa como volume de controle:

$$\frac{dC_{SS}}{dt} V = QC_{SS,0} - QC_{SS,1} - S_{SS} \quad (2.10)$$

$C_{SS,0}$ é a concentração de sólidos suspensos no afluente (mg.L^{-1}); $C_{SS,1}$ é a concentração de sólidos suspensos no efluente (mg.L^{-1}); Q dá a vazão média anual ($\text{m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$); S_{SS} é a taxa de sedimentação de sólidos suspensos na camada de lodo (kg.a^{-1}) e V é o volume da lagoa em metros cúbicos.

O balanço de massa é feito somente pelos sólidos suspensos que entram na lagoa e não levam em conta outros sólidos suspensos, como os gerados dentro da lagoa pela produção de algas, ou bactérias ou ainda gerados pela precipitação de compostos inorgânicos. No estado estacionário, podemos dizer que a equação pode ser solucionada por:

$$S_{SS} = Q(C_{SS,0} - C_{SS,1}) \quad (2.11)$$

Para desenvolver o termo que descreve a taxa de acúmulo de algas na camada de lodo, devem ser feitas algumas considerações:

a) Assume-se que o crescimento de algas ocorre somente em uma camada chamada “ativa”, na superfície da lagoa, e que a concentração é constante ao longo desta camada (Pearson et al, 1987). A profundidade da camada é determinada pelo decréscimo de penetração de luz, que é controlada pela concentração de algas.

b) O crescimento de algas é apenas limitado pela luz e que todos os outros fatores necessários ao crescimento (nutrientes, carbono inorgânico) estão presentes em concentrações suficientes. O resultado disto é que a máxima quantidade de algas presentes na camada é fixa porque há uma troca entre a concentração de algas e a profundidade da camada.

c) O máximo de massa de algas por área é definida como χ . Se o máximo de massa de algas está sempre presente, então a taxa de sedimentação pode ser definida como:

$$S_a = \chi A k_a \quad (2.12)$$

Na equação χ é a massa de algas na camada medida em kg.m^{-2} ; A , representa a área da camada e k_a é a constante de sedimentação de algas medida em d^{-1} .

Para que a massa de algas possa ser mantida no valor máximo, a taxa de produção deve ser igual à taxa de remoção de algas por sedimentação na camada de lodo e saída no efluente da lagoa. Para isto:

$$\frac{d\bar{C}_a}{dt} V_a = Q_a C_{a,0} - Q_a C_{a,avg} + P_a A - \chi A k_a \quad (2.13)$$

Onde $C_{a, avg}$ é a concentração média de algas na camada em mg.L^{-1} ; $C_{a, 0}$ representa a concentração de algas no afluente em mg.L^{-1} ; Q_a é a vazão das algas através da camada ativa em $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$; P_a é a taxa superficial de produção de algas em kg.m^{-2} e χ representa a massa de algas na camada ativa em kg.m^{-2} .

Assumindo que a concentração de algas no afluente da lagoa facultativa primária é negligenciável, no estado estacionário a equação fica:

$$P_a = \frac{Q_a C_{a,avg}}{A} + k_a \chi \quad (2.14)$$

Então:

$$\chi = d_a C_{a,avg} \quad (2.15)$$

E, d_a é a profundidade da camada ativa.

Rearranjando a equação e considerando que $\frac{Ad_a}{Q_a \chi} = TRH_a$ (tempo de retenção hidráulica de algas):

$$P_a = \frac{Q_a \chi}{Ad_a} + k_a \chi = \chi \left(\frac{1}{TRH_a} + k_a \right) \quad (2.16)$$

A taxa de produção para manter a máxima massa de algas é função do tempo de retenção hidráulica da camada ativa de algas e da taxa de sedimentação. Assume-se que o fluxo é distribuído uniformemente por toda a profundidade, então o tempo de residência de algas pode ser substituído pelo tempo de residência da lagoa.

Para determinar a taxa de crescimento de bactérias heterotróficas em uma lagoa de estabilização devido ao consumo de matéria orgânica introduzida no afluente, é feito um balanço de massa na coluna d'água:

$$\frac{d\bar{C}_b}{dt}V = QC_{b,0} - QC_{b,1} + r_{g,b}V - S_b \quad (2.17)$$

Onde $C_{b,0}$ e $C_{b,1}$ é a concentração de bactéria no afluente e efluente da lagoa em mg.L^{-1} , respectivamente; $r_{g,b}$ é a taxa de crescimento de bactérias heterotróficas em $\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ e S_b representa a taxa de sedimentação de bactérias em kg.d^{-1} .

A taxa de crescimento das bactérias heterotróficas é relacionada ao consumo de matéria orgânica solúvel ou Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBOs) multiplicada pelo fator de rendimento Y , que é uma fração relativa à biomassa bacteriana gerada por unidade de substrato consumido.

A taxa de consumo de DBO no lodo é determinada pelo balanço na coluna de água:

$$\frac{d\bar{C}_{DBO}}{dt}V = QC_{DBO,0} - QC_{DBO,1} + f_{rb}r_dV_s - r_{DBO}V \quad (2.18)$$

Na equação as concentrações de DBO_5 no afluente e efluente são dadas por $C_{\text{DBO}_5,0}$ e $C_{\text{DBO}_5,1}$, respectivamente. As concentrações são medidas em mg.L^{-1} . A taxa de degradação de sólidos na camada de lodo em kg.d^{-1} é dada por r_dV enquanto, f_{rb} é a fração de sólidos biodegradáveis que é realimentado para a coluna de água como DBO e $r_{\text{DBO}}V$ é a taxa de degradação de DBO na camada de lodo em kg.d^{-1} .

No estado estacionário,

$$r_{\text{DBO}_5}V = Q(C_{\text{DBO}_5,0} - C_{\text{DBO}_5,1}) + f_{rb}r_dV_s \quad (2.19)$$

Assumindo que a concentração de bactérias no afluente é negligenciável:

$$S_b = Y[Q(C_{\text{DBO}_5,i} - C_{\text{DBO}_5,e}) + f_{rb}r_dV_s] - QC_{b,e} \quad (2.20)$$

As equações individuais descrevem as taxas de acúmulo de massa para sólidos suspensos do afluente, algas, bactérias. Substituindo estas equações na equação (2.9), temos:

$$\frac{dM}{dt} = Q(C_{SS,0} - C_{SS,1}) + \chi Ak_a + Y[Q(C_{DBO,0} - C_{DBO,1}) + f_{rb}r_dV_s] - QC_{b,1} \quad (2.21)$$

No modelo, os sólidos voláteis são usados como uma medida aproximada de sólidos orgânicos, enquanto que os sólidos fixos são utilizados como uma medida aproximada de sólidos inorgânicos. Isto leva a assumir que os sólidos voláteis estão sujeitos à degradação anaeróbia enquanto os sólidos fixos são conservados.

Nelson (2002) salienta que em função da compressão dos sólidos, na camada de lodo, a medida volumétrica de concentração não pode ser usada. Entretanto, mudanças na massa de sólidos voláteis com o tempo são descritas pela relação SV/SF. A mudança da taxa com o tempo, devido à degradação é descrita usando equação de primeira ordem:

$$\frac{dSV/SF}{dt} = -\frac{k_d(SV/SF)}{(1 + Rt)^n} \quad (2.22)$$

SV/SF é a relação de sólidos fixos e voláteis no lodo no tempo t; k_d é a constante de degradação anaeróbia de SV/SF; R é o fator para cinética de primeira ordem; n é uma constante.

A taxa de degradação decresce com a idade do lodo, mas a degradação inicial da matéria orgânica facilmente hidrolisável é rápida, enquanto a degradação de longo período é menor devido à matéria orgânica recalcitrante que requer processamento antes que possa ser hidrolisada e degradada pelas bactérias anaeróbias. Nelson e Yang (2005) encontraram com dados experimentais valores para a constante de degradação anaeróbia (k_d) o valor de 3 d^{-1} .

Dado o valor inicial da relação de sólidos voláteis e sólidos fixos em lodo recentemente depositado, o total acumulado de sólidos voláteis (SV) e sólidos fixos (SF) pode ser calculado (M_{SV} e M_{SF} , respectivamente). Uma aproximação iterativa pode ser usada para calcular a média da relação SV/SF na camada de lodo. A massa de sólidos degradados pode ser calculada por:

$$M_{SV,deg} = M_{SV} - M_{SF} (SV/SF)_{média} \quad (2.23)$$

Onde: $M_{SV,deg}$ é a massa de sólidos degradados (kg).

Finalmente, a massa de sólidos remanescentes após a degradação anaeróbia é calculada como:

$$M_d = M - M_{SV,deg} \quad (2.24)$$

Em que M_d é a massa de sólidos remanescentes (kg) e M é a massa total de sólidos (kg).

Dada a massa líquida de sólidos acumulados em um período de tempo (M_d), o terceiro componente do modelo calcula a concentração e espessura resultante da camada de lodo. Se a concentração total de sólidos da camada de lodo (ST_i) é conhecida, a massa de sólidos na camada:

$$M_i = ST_i A \Delta d_s \quad (2.25)$$

A área superficial da camada de lodo é A (m^2) e Δd_s é a espessura da camada (m).

A concentração de sólidos na camada pode ser relacionada com a razão de vazios:

$$ST_i = \frac{\gamma_{sol} / g}{1 + e_i} \quad (2.26)$$

Na equação γ_s é a massa específica dos sólidos; g é a aceleração da gravidade e e_i é a razão de vazios na camada de lodo.

Papadopoulos et al (2003) em seus trabalhos com lagoas anaeróbias observaram que a concentração de sólidos aumenta com o aumento da profundidade na camada de lodo, formando três camadas ou zonas distintas. A primeira zona, no fundo, e com conteúdo de sólidos em torno de 13%, foi referenciada pelo autor como lodo de alta densidade e é formada essencialmente pela porção inorgânica do lodo afluente. Esta camada pode ser facilmente distinguida pela cor preta do lodo. Acima, há uma zona moderadamente viscosa de cor

acinzentada com alta concentração de matéria orgânica biodegradável principalmente formada pelos sólidos suspensos voláteis. Esta camada é considerada uma das mais ativas biologicamente onde ocorre a degradação anaeróbica e foi chamada de “camada de lodo volátil”. Por último há uma camada de lodo liquefeito com concentração baixa de sólidos, conhecida como camada sobrenadante.

A espessura das camadas de sedimentos nem sempre são regulares ao longo das lagoas e refletem as condições hidráulicas do sistema. Os pesquisadores Ghrabi e Ferchichi (1994) e Nelson e Jiménez (2000) encontraram acúmulos de sedimentos em locais próximos das entradas de esgoto, nos cantos, formando curtos circuitos e próximos às paredes de saída das lagoas.

A variação temporal do volume de lodo acumulado é dependente das condições climáticas principalmente temperatura que propicia aumento da velocidade de estabilização do lodo anaeróbio com o aumento da metanogênese e um decréscimo progressivo da concentração dos ácidos voláteis no lodo, propiciando o equilíbrio entre a acidogênese e metanogênese. A produção de biogás acontece pela degradação do lodo. A influência da temperatura envolve variações sazonais importantes na produção de biogás que pode ser calculada pela expressão encontrada por Picot et al (2002).

$$E_{\text{biogás}} = 4,8451 \cdot e^{0,1203T} \quad (2.27)$$

Onde E é a produção de biogás ($\text{L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) e T ($^{\circ}\text{C}$).

Marais apud Kellner e Pires (1998) mostrou em 1966 uma expressão matemática para a produção de gás pela camada de lodo, partindo da premissa de que a degradação anaeróbia do lodo pode ser representada por uma equação de primeira ordem. Assim considerou que toda a DBO refere-se ao último estágio, devido às diferenças das velocidades de degradação do líquido e dos lodos e de suas dependências com a temperatura. A fração da DBO afluente (Pui), está dispersa dentro do volume líquido, enquanto que a fração sólida permanece sedimentada no lodo. As constantes de reação K para o líquido da lagoa e K_S para o lodo são dependentes da temperatura de acordo com a seguinte equação:

$$K_T = K_{T_0} \cdot \beta^{(T_0 - T)} \quad (2.28)$$

Onde K_t é a constante de reação na temperatura corrigida pela equação (T) e K_{T_0} é a constante de reação na temperatura T_0 .

A fração C_p da DBO liberada pelo lodo devido à fermentação, entra no volume líquido da lagoa; a fração remanescente C_g deixa o sistema como gás. Assim, as seguintes equações diferenciais podem ser deduzidas:

a) DBO final, no lodo:

$$\frac{dS_t}{dt} = -K \cdot S_t + f_s \cdot C_{DBO,0} \cdot Q \quad (2.29)$$

Onde S_t é a DBO no lodo ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); K é a constante de degradação de primeira ordem referente à camada de lodo e corrigida pela temperatura (d^{-1}); f_s é a fração de DBO que permanece sedimentada no lodo; Q é a vazão em $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$; $C_{DBO,0}$ é a DBO final afluyente em $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e t é o tempo (d).

b) Produção de gás pela camada de lodo:

$$\frac{dV_g}{dt} = c_v \cdot c_g \cdot K_s \cdot S_t \quad (2.30)$$

Onde c_v é o coeficiente de conversão da DBO final na camada de lodo em gás ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$); c_g é a fração dos produtos fermentativos do lodo que entram no volume líquido na forma de gás ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$); V_g é o volume de gás gerado no lodo (m^3).

c) DBO, na lagoa:

$$\frac{dC_{DBO}}{dt} = -\left(K + \frac{1}{\theta}\right) \cdot P_u + \frac{f_p \cdot C_{DBO,0}}{\theta} + \frac{K_s \cdot c_p \cdot S_t}{V} \quad (2.31)$$

Se a DBO afluyente, a vazão e a temperatura permanecerem constantes, a DBO do líquido e a DBO total no lodo atingirão o equilíbrio, ou seja, $\frac{dC_{DBO}}{dt} = 0$ e $\frac{dS_t}{dt} = 0$.

2.4 Sedimentação dos sólidos

A sedimentação dos sólidos se baseia na diferença de peso específico entre as partículas sólidas e o líquido onde se encontram. Para entender a sedimentação é preciso conhecer o processo de transporte de sedimentos (sedimentação por convecção e difusão turbulenta), a agregação de partículas (coagulação), a desagregação (quebra) e a resultante deposição do sedimento.

A sedimentação pode ser dividida em três tipos: sedimentação discreta, sedimentação com floculação e sedimentação por zonas.

2.4.1 Sedimentação discreta

A sedimentação discreta das partículas pode ser analisada através das leis de Newton e Stokes. A primeira lei de Newton fundamenta o fenômeno de sedimentação discreta, baseada na suposição de que as partículas são esféricas com diâmetros homogêneos. Quando uma partícula sedimenta, vai se acelerando até que as forças que provocam a sedimentação, em particular o peso efetivo da partícula, se equilibram com as forças resistivas (força de atrito) oferecidas pelo líquido (Eckenfelder, 1989). No equilíbrio a partícula alcança uma velocidade de sedimentação constante. A força que provoca a sedimentação, no caso o peso efetivo da partícula é a diferença entre o seu peso e a resistência hidrostática:

$$F_s = V\rho_s g - V\rho_L g = (\rho_s - \rho_L)gV_p \quad (2.32)$$

Onde F_s é o peso efetivo da partícula (N); ρ_s e ρ_L são as massas específicas da partícula e do líquido, respectivamente; g é a aceleração da gravidade e V_p é o volume da partícula esférica.

A força de resistência do líquido é:

$$F_E = C_D A (\rho_L v^2 / 2) \quad (2.33)$$

Na equação F_E é a força de resistência do líquido (N); C_D é o coeficiente de arraste; A é a área projetada da partícula esférica e v é a velocidade relativa entre a partícula e o fluido.

Para as condições que definem a velocidade final de sedimentação, $F_S = F_E$.

$$(\rho_s - \rho_L)gV_p = C_D A (\rho_L v_s^2 / 2) \quad (2.34)$$

Onde: $v = v_s$ – velocidade de sedimentação.

Substituindo V_p por $1/6\pi d^3$ e A por $1/4\pi d^2$, temos a Lei de Newton:

$$v_s = \left[\frac{4}{3} \left(\frac{g}{C_D} \right) \frac{\rho_s - \rho_L}{\rho_L} \right]^{1/2} \quad (2.35)$$

Para as partículas esféricas, o coeficiente de arraste C_D está relacionado com o número de Reynolds N_R . Pode se obter uma aproximação:

$$C_D = b / N_R^n \quad (2.36)$$

Muitos problemas de sedimentação nos tratamentos de águas residuais se encontram na zona de Stokes, então:

Pela lei de Stokes, $N_R < 2$, $C_D = 24 / N_R$.

$$C_D = 24 / N_R = 24 \mu_L / d v_s \rho_L \quad (2.37)$$

Simplificando se obtém a Lei de Stokes

$$v_s = \left(\frac{1}{18} \right) \frac{\rho_s - \rho_L}{\rho_L} \frac{g}{\mu_L} d^2 \quad (2.38)$$

Para a equação v_s é a velocidade de sedimentação; ρ_s e ρ_L são as densidades do sólido e da água, respectivamente ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$); μ_L é a viscosidade cinemática do líquido ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$).

Para a sedimentação discreta a velocidade de sedimentação é uma constante para qualquer trajetória específica, ou seja, v_s não varia ao longo de qualquer trajetória. Isto se deve ao fato de que uma partícula discreta não estar submetida a nenhum processo de coalescência.

2.4.2 Sedimentação com floculação

A sedimentação ocorre quando a velocidade aumenta devido a efeitos de coalescência com outras partículas. A trajetória das partículas tem forma curva, em lugar das linhas retas que se produzem na sedimentação discreta (Eckenfelder 1989).

Segundo Krishnappan e Marsalek (2002), a sedimentação com alta floculação afeta a densidade dos flocos (sedimentos agrupados) e suas características de sedimentação. O sedimento que chega ao fundo da lagoa está sujeito a um elevado nível de tensão de cisalhamento do leito na interface leito/sedimento e pode ser impedida de se depositar. A tensão pode ainda, erodir sólidos finos já sedimentados que entram novamente na coluna d'água.

Krishnappan (1990) propôs um modelo de floculação e sedimentação onde o movimento das partículas foi considerado em dois estágios alternados: floculação e sedimentação. A sedimentação pode ser analisada por uma equação de fluxo unidimensional não uniforme de difusão – convecção:

$$\frac{\partial C_K}{\partial t} + v_K \frac{\partial C_K}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D \frac{\partial C_K}{\partial z} \right) \quad (2.39)$$

Na equação C_K é a concentração volumétrica da fração do sedimento de tamanho k (mg.L^{-1}); v_K é a velocidade de queda da fração (m.s^{-1}); D é o coeficiente de difusão turbulento ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$); t é o tempo (s) e z é a distância vertical da superfície da água (m).

Na superfície da água (fronteira) assume-se que não há transferência de sedimento e assim o fluxo de sedimentação é igual ao fluxo difusivo. No fundo, o fluxo ascendente de sedimento é igual à diferença entre o fluxo de erosão (Q_E) e o fluxo de deposição (Q_S):

$$D \frac{\partial C_K}{\partial z} - v_K C_K = Q_E - Q_S \quad (2.40)$$

Como condição inicial assume-se que a concentração de sedimentos acima da coluna d'água é uniforme. A precisão deste esquema foi testada por comparação das predições numéricas com soluções analíticas para casos especiais em que a velocidade de sedimentação e o coeficiente de difusão turbulenta foram mantidos constantes. O fluxo de sedimentação foi calculado usando a equação de Krone:

$$Q_S = p v_k C_k \quad (2.41)$$

Onde p é a probabilidade que o floco sedimentado permaneça no leito. É relacionada à tensão de cisalhamento do leito e a tensão de cisalhamento crítica de deposição, que é definida como a tensão de cisalhamento acima da qual nenhum sólido suspenso será depositado; v_k é a velocidade de sedimentação dos flocos e C_k é a concentração de partículas no fluxo.

O estágio de coagulação do processo de sedimentação pode ser descrito por uma equação de agregação que expressa o balanço de concentração das partículas sujeitas à floculação como uma resultante da colisão binária de partículas de diferentes tamanhos ao longo do tempo. As partículas são agrupadas em classes por faixa de tamanho. No processo a massa das partículas do sedimento é conservada. A frequência de colisão depende do tipo de colisão mecânica das partículas, e podem ser estabelecidas por quatro mecanismos: movimento browniano, fluxo laminar ou turbulento, inércia das partículas em fluxo turbulento e sedimentação diferencial de partículas. A velocidade dos flocos formados é calculada pela equação de Stokes e a relação entre as densidades desenvolvida por Lau e Krishnappan (1997) para sedimentos finos granulados: $\rho_s - \rho_L = \rho_p \exp(-bd^c)$, onde ρ_s , ρ_L e ρ_p são as densidades do sólido, do líquido e do último material medido na água, respectivamente, d é o diâmetro do floco e, b e c são coeficientes empíricos.

As propriedades reológicas dos sedimentos afetam a mistura do meio e as trocas de massa entre as fases sólidas, líquidas e gasosas. De acordo com Wu e Lee (1998) um floco é definido como um agregado altamente poroso de muitas partículas primárias que exibem uma dimensão fracional. Para prever o movimento do floco requer conhecimento da força de arraste hidrodinâmica (F_A) exercida no floco.

$$F_A = \left(\frac{\pi}{4} d_f^2 \right) \left(\frac{1}{2} \rho v^2 \right) C_D \Omega \quad (2.42)$$

Onde C_D é o coeficiente de arraste, uma função do número de Reynolds ($C_D=24/Re$); v é a velocidade de movimento do floco ($m.s^{-1}$); d_f é o diâmetro do floco (m); ρ é a massa específica do floco e Ω é a proporção da resistência do floco comparado com uma partícula esférica.

A permeabilidade do floco é estimada em modelos de permeabilidade por muitos pesquisadores, entretanto todas as análises de permeabilidade estão baseadas na premissa de fluxo laminar, em que o número de Reynolds é menor que a unidade. Nesta condição as linhas da corrente do fluxo laminar se movem paralelamente à superfície da esfera, e são quase simétricas elevando-se ao lado da esfera, o processo é controlado pelas forças viscosas. O coeficiente de arraste varia inversamente ao número de Reynolds.

A valores elevados do número de Reynolds, no entanto, a pressão crescente na camada de fronteira, é menor que a da corrente livre. Aparece uma camada de separação e uma região com onda, criando um vortex em círculo. As forças de inércia entram em jogo e juntamente com as forças viscosas dominam o fluxo.

Para uma esfera altamente porosa, o fluido não somente se move em torno, mas também através da esfera. Com $Re=0,1$, a linha de corrente torna-se plana passando através dos poros das esferas. Exceto ao longo da linha central do interior da esfera há um sensível decréscimo da velocidade do fluido que permanece quase sem influência pela existência dos poros da esfera. Com Re próximo de 40, é observado um comportamento similar, mas as velocidades correspondentes são maiores.

O transporte de sedimentos é função do fluxo hidráulico, da composição do leito e do suprimento de sedimentos. A composição do leito pode mudar quando partículas são erodidas ou depositadas, mudando o fluxo e a taxa fracional de transporte (Langendoen, 2000). As partículas do sedimento se movimentam entre o leito e a camada de sólidos suspensos.

O fluxo de sedimento entre a corrente de fundo e o fluido acima do leito não depende somente das condições de fluxo e tamanho das frações disponíveis no leito ou transportadas pelo fluxo,

mas também das forças entre as partículas. As equações que governam o movimento passam pelo balanço e conservação da massa de sedimentos.

$$\frac{\partial C_k}{\partial t} + \frac{\partial v C_k}{\partial x} = E_k - S_k + q_s \quad (2.43)$$

Na equação x é a distancia ao longo da linha central do canal ou reservatório (m); v é a velocidade do fluxo; E_k é a vazão mássica de partículas erodidas (kg. s^{-1}); S_k é a vazão mássica de partículas sedimentadas (kg. s^{-1}); q_s é a vazão mássica de sedimentos das correntes adjacentes ao canal (kg. s^{-1}); k é a classe de partículas de tamanho k e C é a massa de sedimentos (kg). Em reatores fechados a vazão mássica de sedimentos das correntes adjacentes ao canal é nula.

A massa de sedimento C é definida como:

$$C = \frac{I}{1 \times 10^6 \frac{\gamma_s}{\gamma} A} \int c dA \quad (2.44)$$

Na equação c é a concentração pontual em mg.L^{-1} ; γ_s e γ são as densidades do sedimento e do líquido, respectivamente.

As taxas de deposição e ressuspensão diferem para sedimentos não coesivos e coesivos no material de fundo. O transporte, a deposição e o processo de erosão para sedimentos coesivos são extremamente complexos devido à alta variação nas propriedades dos sólidos, portanto do comportamento do meio. Os leitos coesivos podem ser muito firmes e altamente consolidados.

2.5 Comportamento hidrodinâmico

Todos os processos físico-químicos ou biológicos de tratamento de esgotos ocorrem num volume definido por limites físicos específicos (reator). As modificações na composição e concentração dos compostos durante a permanência da água residuária no reator são essenciais no tratamento de esgotos. Estas mudanças são causadas pelo transporte dos materiais no reator e pelas reações que ocorrem dentro dele (consumo e produção). O sistema pode ser estruturado para duas condições distintas: estado permanente ou estacionário e

estado dinâmico. O estado permanente é aquele onde não há acúmulos do composto no sistema, as concentrações de entrada e saída são constantes assim como a vazão. Já no estado dinâmico a concentração é variável com o tempo e, portanto há acúmulos (von Sperling, 1996).

O modelo hidrodinâmico é função do tipo de fluxo (batelada ou contínuo) e do padrão de mistura (fluxo pistão ou mistura completa). O padrão de mistura depende da forma geométrica do reator, da quantidade de energia produzida por volume, do tamanho da unidade, além de outros fatores.

Segundo Kellner e Pires (1998), o fluxo pistão é aquele no qual cada elemento do fluido deixa o reator na ordem em que entrou. Nenhum elemento se antecipa a outro ou sofre atraso no percurso. Conseqüentemente o tempo de retenção de cada elemento é o mesmo. O modelo físico deste reator assemelha-se ao escoamento turbulento em um duto. Nesse caso, a concentração de um pulso de traçador não reativo permanecerá constante ao longo de todo o reator. A equação do balanço de massa a um elemento de volume de controle resulta na formulação matemática expressa por:

$$\frac{dC}{dt} \cdot \Delta V = Q \cdot C_x - Q C_{x+\Delta x} + r_c \cdot \Delta V \quad (2.45)$$

Após as simplificações que incluem a substituição de ΔV por $A \Delta x$ e considerando-se o limite de Δx tendendo a zero:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{Q}{A} \frac{\partial C}{\partial x} + r_c \quad (2.46)$$

Na equação C é a concentração do reagente afluente (mg.L^{-1}); Q é a vazão ($\text{m}^3.\text{dia}^{-1}$); A é a área da seção transversal (m^2) e r_c é a taxa de reação. Para regime permanente e reação de primeira ordem é igual a $-KC$.

Lembrando que o tempo de detenção hidráulica (t) é a razão do volume pela vazão, quando a equação (3.46) é integrada, resulta na expressão:

$$C = C_0 \cdot e^{-K \cdot t} \quad (2.47)$$

O regime de mistura completa é aquele em que todos os elementos que entram no reator são imediatamente e totalmente dispersos. Assim, o conteúdo do reator é homogêneo, ou seja, a concentração é a mesma em qualquer ponto do reator. Matematicamente o balanço de massa para mistura completa pode ser dado pela expressão:

$$\frac{dC}{dt} \cdot V = Q(C_0 - C) + r_c \cdot V \quad (2.48)$$

Onde r_c é a taxa de reação volumétrica ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$).

Considerando que r_c pode ser expresso por uma reação de primeira ordem, ou seja, $r_c = -KC$, a equação 2.48, resulta:

$$\frac{dC}{dt} + \left(K + \frac{Q}{V} \right) \cdot C = \frac{Q}{V} C_0 \quad (2.49)$$

Conhecidas as condições iniciais, $C=C_0$ quando $t=0$, para um tempo t qualquer:

$$C = C_0 \cdot e^{-\left(K + \frac{Q}{V} \right) \cdot t} + \frac{Q \cdot C_0}{K \cdot V + Q} \left[1 - e^{-\left(K + \frac{Q}{V} \right) \cdot t} \right] \quad (2.50)$$

Quando $t \rightarrow \infty$

$$C = \frac{C_0}{1 + K \cdot t} \quad (2.51)$$

Na equação K é a constante cinética de primeira ordem (dia^{-1}) e t é o tempo de detenção hidráulica.

Os reatores reais não obedecem a nenhum dos dois regimes (fluxo disperso e mistura completa), eles sempre se desviam dos ideais pelos fatores: dispersão, curto circuito e volumes mortos. A dispersão é o transporte longitudinal do material devido à turbulência e difusão molecular. O curto circuito envolve parte do fluxo e é o resultado de diferenças nos

parâmetros controladores, como por exemplo, a densidade. O efeito do curto circuito é a variação no tempo de residência efetivo. Os volumes mortos são similares ao curto circuito, são funções das características físicas do sistema.

No equacionamento para reatores com escoamento disperso tem de se levar em conta a intensidade de dispersão e das condições de contorno existentes. O modelo físico é o mesmo que para fluxo pistão, apenas se acrescenta o efeito da dispersão do composto reativo que está sendo modelado. Como o equacionamento matemático para este tipo de fluxo depende da intensidade da dispersão, deve ser adotada uma expressão não particular para o fluxo de massa, m_X . Considerando-se $m_X=f.U_X$, onde f é uma função que descreve a concentração mássica e U_X é a velocidade mássica na direção X , o balanço de massa:

$$\frac{df}{dt}.V = m_x.A_C - m_{x+\Delta x}.A_C + K.f.V \quad (2.52)$$

Na equação A_C é a área da seção transversal (m^2); Δ_x é o comprimento do elemento de controle (m) e V é o volume de controle.

Para o regime permanente:

$$\nabla m_x + K.f = 0 \quad (2.53)$$

O fluxo de massa na direção x é representado por $J_x = -D \frac{\partial f}{\partial t}$, onde J_x é o fluxo de massa na direção x e D , o coeficiente de dispersão.

Para um sistema binário com velocidade média do fluido constante, o fluxo mássico na direção x relativo à velocidade mássica será expresso por $J_x = f.(U_x - U)$, sendo J_x o fluxo de massa na direção x , U_x a velocidade mássica média na direção x e U a velocidade média de escoamento do fluido.

Da combinação das expressões obtém-se a equação diferencial adimensional que descreve o escoamento disperso:

$$d \cdot \frac{d^2 f}{dz^2} - \frac{df}{dz} - K.t.f = 0 \quad (2.54)$$

Onde $d = \frac{D}{uL}$ é o número de dispersão e z a variável espacial adimensional x/L .

Admitindo-se que na saída do reator $z=1$ (todo o reagente foi degradado) e as condições de contorno que estabelece que o fluxo do reagente que entra na tubulação, $f(0^-)$, é praticamente igual àquele dentro do reator, $f(0^+)$, ou seja, a dispersão que ocorre imediatamente após a entrada do reagente no reator tubular é desprezada.

$$\frac{C}{C_0} = \frac{4.a.e^{\frac{1}{2d}}}{(1+a)^2.e^{\frac{a}{2d}} - (1-a)^2.e^{\frac{-a}{2d}}} \quad (2.55)$$

E $a = \sqrt{1 + 4.K.t.d}$

2.5.1 Modelo de dispersão axial

Considerando o escoamento pistonado de um fluido, em cuja frente em escoamento se sobrepõe algum grau de mistura, com magnitude independente da posição no interior do reator. Esta condição implica a inexistência de bolsões estagnantes e de desvio total ou curto-circuito do fluido no reator. Isto é chamado de modelo pistonado com dispersão ou simplesmente modelo de dispersão. Com intensidades de turbulência ou de mistura, as estimativas deste modelo deveriam oscilar entre escoamento pistonado em um extremo e mistura perfeita em outro. Como resultado, o volume do reator para este modelo estará entre aquele calculado para o escoamento pistonado e para o escoamento com mistura perfeita (Levenspiel, 2000).

Uma vez que o processo de mistura envolve uma redistribuição de material devido à intrusão ou vórtices que se repete muitas vezes durante o escoamento do fluido através do reator, pode-se considerar estes distúrbios como acontecimentos estatísticos, como na difusão molecular. A difusão molecular na direção longitudinal é governada pela equação diferencial dada pela lei de Fick (Levenspiel, 2000; Cremasco, 2002):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (2.56)$$

Na equação $\frac{\partial C}{\partial t}$ é a vazão mássica ($\text{kg}\cdot\text{dia}^{-1}$); D é o coeficiente de difusão molecular, caracteriza unicamente o processo ($\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$) e $\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}$ é a difusão molecular na direção longitudinal.

De forma análoga pode-se considerar que todas as contribuições à mistura do fluido na direção x sejam descritas por uma forma similar, onde D caracteriza unicamente o grau de mistura completa durante o escoamento e é denominado coeficiente de dispersão axial ou longitudinal. O termo axial ou longitudinal é empregado para distinguir entre mistura na direção do escoamento e mistura na direção lateral ou radial. Estas duas quantidades podem ser bem diferentes em magnitude, como por exemplo, no escoamento laminar de um fluido em um tubo a mistura axial acontece principalmente devido aos gradientes de velocidade, enquanto que a mistura radial ocorre devido apenas à difusão molecular.

Na forma adimensional, onde $z = (ut + x)/L$ e $\theta = t/\bar{t} = tu/L$, a equação 2.56 se torna:

$$\frac{\partial C}{\partial \theta} = \left(\frac{D}{uL} \right) \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \frac{\partial C}{\partial z} \quad (2.57)$$

Onde o grupo adimensional (D/uL) , número de dispersão, é o parâmetro que mede o grau de dispersão axial.

Portanto:

$\frac{D}{uL} \rightarrow 0$ Dispersão negligenciável; escoamento pistonado;

$\frac{D}{uL} \rightarrow \infty$ Grande dispersão; escoamento de mistura perfeita;

O valor de $d = \frac{D}{uL}$ pode ser estimado através do estudo experimental com traçadores pela técnica de estímulo e resposta.

A técnica de estímulo-resposta consiste na introdução de certa quantidade de um traçador no líquido afluente, com medições contínuas da concentração do traçador no efluente. O traçador pode ser injetado de forma instantânea (pulso), injeção contínua, injeção em rampa, entre outras.

Os traçadores são regularmente aplicados nos sistemas para determinar os parâmetros hidráulicos. Para manter concentrações convenientes ao processo de detecção e minimizar os efeitos nocivos ao meio ambiente pesquisado, os traçadores devem ser compostos inertes ou que não interfiram nos processos dentro dos reatores, no caso de lagoas, na atividade biológica. Não podem ser biodegradáveis e nem adsorvidos ou absorvidos pela biomassa.

Os traçadores mais adequados para utilização em ambientes aquáticos são os físicos (bóias) e químicos (sais, radioisótopos, corantes fluorescentes ou não) (Marecos do Monte e Mara, 1987 apud Kellner e Pires, 1998). Os corantes fluorescentes apresentam maiores vantagens, pois são detectáveis a baixas concentrações ($0,01\text{mg.L}^{-1}$) e muitos não são tóxicos. Os mais utilizados pelos pesquisadores têm sido as rodaminas.

Levenspiel (1974) apud Kellner e Pires (1998) desenvolveu um método para determinar experimentalmente o valor do número de dispersão (d), baseado na curva de variação da concentração de um traçador em função do tempo pela concentração. Em princípio o método é simples, basta introduzir uma certa quantidade de traçador no afluente do reator (lagoa) e medir as concentrações do efluente. O tempo médio de passagem ou tempo de detenção hidráulica (\bar{t}) localiza-se no centro de massa da curva concentração x tempo e pode ser calculado:

$$\bar{t} = \frac{\int_0^{\infty} t.C.dt}{\int_0^{\infty} C dt} \approx \frac{\sum t_i C_i \Delta t_i}{\sum C_i \Delta t_i} \quad (2.58)$$

A dispersão é a medida do espalhamento e é avaliada variância adimensional σ^2 .

$$\sigma^2 = \frac{\int_0^{\infty} (t - \bar{t})^2 \cdot C \cdot dt}{\int_0^{\infty} C \cdot dt} = \frac{\int_0^{\infty} t^2 \cdot C \cdot dt}{\int_0^{\infty} C \cdot dt} - \bar{t}^2 \text{ ou } \sigma^2 = \frac{\sum (t_i - \bar{t})^2 \cdot C_i \cdot \Delta t_i}{\sum C_i \cdot \Delta t_i} = \frac{\sum t_i^2 \cdot C_i \cdot \Delta t_i}{\sum C_i \cdot \Delta t_i} - \bar{t}^2 \quad (2.59)$$

A variância, cuja unidade é tempo ao quadrado (t^2) representa o quadrado do espalhamento da distribuição à medida que passa através da saída.

2.6 Quantificação da sedimentação com uso de armadilhas de sedimentação (traps)

A quantificação da sedimentação em rios, lagoas e outros corpos d'água não é uma tarefa fácil. O cálculo do balanço de massa é aplicável somente em casos onde o gradiente de concentração é perfeitamente detectável e pode ser medido com precisão. Dados de muito tempo são muitas vezes necessários para obter comportamentos reais de retenção de sedimentos em fluxos ou dirigidos em função da diferença de concentração temporal e espacial (Kozerski, 2002).

Entre os muitos métodos de medição de sedimento o uso de armadilha é o mais difundido sendo bastante utilizado em lagos, rios e até oceanos. As armadilhas de sedimentação ou “sediments traps” foram usadas pela primeira vez na virada do século, sendo reintroduzidas na década de 50 e popularizadas nas últimas décadas. Uma revisão extensa foi realizada por Bloesch e Burns (1980), Reynolds et al (1980) e Blomkvist e Hakanson (1981).

O primeiro uso de coletor de sedimentos foi feito por Albert Heim no século XIX. Em torno de 1950, a coleta de sedimentos com armadilhas começou a ser mais popularizada, havendo então, um aumento de trabalhos publicados. O progresso foi limitado devido ao uso de múltiplas formas de armadilhas sem nenhuma investigação científica dos princípios físicos.

Um dos maiores problemas na utilização de armadilhas de sedimentação baseava-se na concepção errônea de “snow-fence”, no qual os coletores de qualquer espécie tenderiam a superestimar o material coletado pela diminuição da turbulência ao redor da câmara ou subestimar pela perda de material coletado (Kozerski, 2002). Tal fato fez com que diferentes modelos fossem testados e utilizados em pesquisas incluindo, jarras, funis, garrafas e cilindros, sendo que o último foi considerado o melhor instrumento para avaliar corretamente

o fluxo de deposição descendente da matéria particulada (Rosa et al, 1991), desde que apresente uma relação comprimento diâmetro adequado.

Em trabalhos realizados com armadilhas de sedimentação como os de Gardner (1980), Bloesch e Burn (1980) e Blomkvist e Hakanson (1981) chegaram à conclusão que os cilindros simples são as melhores formas nos diferentes tipos de fluxo, enquanto as garrafas (com gargalo estreito) superestimam a sedimentação e os funis subestimam o material coletado. Os cilindros devem ter uma relação $L/D > 3$, devendo ser aumentada em águas turbulentas e os cilindros devem ter diâmetros maiores que 4 centímetros.

As armadilhas de sedimentação são feitas de PVC rígido ou plexiglass. Materiais revestidos de teflon podem ser usados para prevenir a contaminação se organoclorados forem analisados e materiais metálicos devem ser evitados se o objeto de pesquisa forem metais (Rosa et al, 1991).

Blomkvist e Hakanson em 1981 salientam que podem ser distinguidos vários tipos de armadilhas com relação à sua construção como: (1) Apoiadas nos sedimentos, são usadas em áreas de acúmulo onde não ocorra transporte e podem se apoiadas na superfície do sedimento ou acima deste, na água; (2) Armadilhas de sedimentação apoiadas em bóias, suspensas abaixo da superfície da água, podendo ser ancoradas ou suspensas.

Diferentes problemas podem decorrer da utilização de armadilhas de sedimentação e a eficiência de retenção ainda hoje é questionada em função das diferenças dos materiais colhidos como zooplâncton (aprisionados e ativos dentro das câmaras), decomposição da matéria orgânica pelas bactérias dentro das armadilhas e a re-suspensão do material de fundo para dentro das câmaras.

O problema da decomposição da matéria orgânica está relacionado com o tempo de exposição das armadilhas, temperatura da água, da composição do material particulado. Com relação ao tempo, experimentos em rios e lagoas com diferentes espaços de tempo têm demonstrado que em muitas situações a perda através da decomposição é aceitável com máximo de 10% se as armadilhas não forem expostas por mais de uma ou duas semanas (Rosa et al, 1991). O tempo de exposição de duas semanas tem sido recomendado por Bloesch e Burns, (1980) e adotado pela maioria dos pesquisadores.

As armadilhas são eficientes tanto em fluxos laminares como turbulentos. Para isto, é preciso determinar os processos que afetam a sedimentação nos dois tipos de fluxo: (1) Efeito da turbulência na sedimentação das partículas, da coluna d'água e dentro das armadilhas; (2) Efeito da forma do recipiente na eficiência da coleta nos dois tipos de fluxo; (3) Interação da forma e da turbulência na concentração média das partículas suspensas dentro da armadilha de sedimentação; (4) Efeito da concentração da partícula dentro de uma armadilha na eficiência da coleta (Kozerski, 1994).

Na coluna d'água a turbulência pode causar re-suspensão das partículas de fundo e assim as redistribuir, causando um fluxo de transporte ascendente. A re-suspensão também pode ocorrer se houver uma corrente de fundo que induza uma tensão de cisalhamento suficiente para romper a força de coesão dos sedimentos do leito. A tensão pode ser gerada na degradação dos sedimentos orgânicos anteriormente sedimentados, com desprendimento de metano e CO₂, o que causa uma pressão ascendente.

Com o vento como força motora, duas zonas básicas de re-suspensão podem ser distinguidas: áreas rasas e áreas de fundo, ou possíveis áreas de re-suspensão episódicas. A re-suspensão em locais rasos ocorrem onde a onda gerada pelo vento movimenta a camada de água provocando um movimento orbital circular que começa elíptico e causa um movimento oscilatório horizontal da água imediatamente acima dos sedimentos de fundo (Bloesch, 1995).

A re-suspensão é basicamente uma função das propriedades dos sedimentos de fundo e depende de parâmetros como tamanho e forma das partículas, tipo de material sedimentado, conteúdo orgânico, conteúdo de água, coesividade dos sedimentos (material fresco ou compactado). Os mecanismos que proporcionam a mudança de tamanho e densidade de partículas suspensas e sedimentadas, como a dissolução, precipitação, coagulação, degradação bacteriana, agregação e produção de zooplâncton fecal são também importantes condições para a formação dos sedimentos de fundo.

A re-suspensão é um dos principais problemas envolvidos na avaliação da taxa de sedimentação por armadilhas, podendo questionar a validade dos resultados de quantificação do material transportado ao fundo da lagoa. A quantidade de material que ascende aumenta

próximo ao fundo em períodos de vento persistente, ruptura de termoclina, chuva e também pela atividade dos microrganismos.

A comparação das características físico-químicas das partículas coletadas pelas armadilhas e as da superfície do sedimento pode servir para distinguir e quantificar a re-suspensão (Marquisá, 1998 apud Leite, 1998).

A re-suspensão também pode ser estimada pelo método da coleção de sedimentos por uma série vertical de armadilhas de sedimentação “traps” expostas perto do fundo ou por comparação das armadilhas expostas justamente abaixo da termoclina, com armadilhas perto do fundo. Pelo uso de armadilhas em intervalos seqüenciais pequenas porções de sedimentos podem ser detectadas. No entanto, o problema é encontrar o nível de referência apropriado, onde a re-suspensão não interfira na concentração da matéria orgânica na coluna d’água acima das armadilhas (Bloesch, 1994).

Capítulo 3

Estado da Arte

3 Estado da arte

3.1 Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são sistemas de tratamento biológico em que a estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriológica e/ ou redução fotossintética das algas (Jordão & Pessoa, 1995). São ideais para uso em climas quentes, onde a temperatura ambiente não limita a atividade microbiana, podendo ser aplicadas ao tratamento de uma grande variedade de águas residuárias, e consideradas como uma das técnicas mais simples de tratamento de esgotos. São reservatórios rasos, contidos por diques de terra, paredes de contenção ou escavados no solo. Podem ser consideradas como o principal método de tentativa para acelerar os processos naturais de purificação e estabilização (Ellis, 1983 *apud* Araújo, 1993).

Nos Estados Unidos, no começo do século XX, provavelmente em 1901, começou o uso de lagoas de estabilização, quando uma lagoa de armazenamento foi construída no Texas, com a finalidade de utilizar água para a irrigação. Verificou-se então que os efluentes da lagoa possuíam qualidade superior aos afluentes (Silva e Mara, 1979).

As primeiras lagoas em que os fenômenos de tratamento ocorreram, foram as de Santa Rosa, na Califórnia em 1924 e de Fesseden na Dakota do Norte em 1928 (Jordão e Pessoa, 1995). Na cidade de Santa Rosa, as autoridades numa tentativa de evitar a construção de uma estação de tratamento de águas residuárias convencional, decidiram construir leitos de cascalho descobertos, onde se fez passar o esgoto, acreditando-se que este teria o efeito de um filtro percolador. Mas, com o tempo observou-se que os filtros entupiram, resultando daí um acúmulo de esgotos de aproximadamente um metro. No entanto, o efluente da lagoa apresentava características equivalentes ao de um filtro biológico, não apresentando odor e podendo ser facilmente clorado. Na cidade de Fesseden, na tentativa de construir um sistema de tratamento para uma nova rede de coleta de águas residuárias, e não havendo receptor adequado, decidiu-se descarregar essas águas em uma depressão existente em um terreno fora da cidade, com o objetivo de afastar o odor que, possivelmente, se desenvolveria com a decomposição da matéria orgânica. Essa lagoa natural promoveu o tratamento de águas residuárias durante 30 anos, apresentando um bom desempenho e possibilitando aos projetistas e cientistas uma confiança maior para projetar e construir lagoas.

As lagoas, inicialmente, foram construídas sem nenhum critério técnico e praticamente de

forma acidental. Porém a partir de meados do século XX, os critérios técnicos começaram a serem desenvolvidos, de modo a estabelecer parâmetros para o dimensionamento, e melhor entendimento de seu funcionamento.

Em 1948, na cidade de Maddock, nos Estados Unidos, entra em operação a primeira lagoa projetada especificamente para receber e tratar esgoto bruto. Aproximadamente na mesma época, na Austrália, empregavam-se lagoas de estabilização com a finalidade de melhorar as condições dos efluentes de estações convencionais de tratamento de esgotos, tornando-se, portanto, o país pioneiro no uso de lagoas em série, as chamadas “lagoas australianas” (Jordão e Pessoa, 1995).

Mas foi na década de 50, e principalmente, durante a década de 60, que as lagoas de estabilização despertaram maiores interesses, sendo usadas largamente, não só como processo de tratamento das águas residuárias domésticas, mas também industriais, chamando a atenção dos estudiosos em várias partes do mundo, os quais passaram a aprofundar através de pesquisas o conhecimento sobre o processo em questão.

No Brasil, o primeiro sistema de lagoas de estabilização foi construído em 1960 na cidade de São José dos Campos, São Paulo, pelo Eng. Benoit Almeida Victoretti. Este era constituído por duas lagoas em série, de acordo com o sistema australiano, sendo uma lagoa anaeróbia e outra facultativa. Em 1967, na Cidade de Deus, Rio de Janeiro, foi construída uma lagoa também pioneira, inicialmente facultativa e depois aerada (Jordão e Pessoa, 1988).

A partir da década de 70, as lagoas de estabilização no Brasil são propagadas em vários estados do país e se firmam como processo de tratamento de esgotos, com contribuição de instituições como a CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Governo do estado de São Paulo e a EXTRABES – Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários, da Universidade Federal da Paraíba, para o desenvolvimento tecnológico de lagoas de estabilização. Desde então, as lagoas de estabilização são difundidas para outros estados brasileiros e se firmam como processo de tratamento de esgotos (Andrade Neto, 1997).

Por ser um processo inteiramente natural as lagoas de estabilização necessitam de altos tempos de detenção hidráulica, resultando assim na necessidade de grandes áreas para sua

implantação. De acordo com Ellis (1983) *apud* Silva (1992), além da área necessária, uma desvantagem adicional do uso de lagoas de estabilização é a presença de grandes concentrações de sólidos nos efluentes devido à biomassa de algas que se forma nas lagoas facultativas e de maturação.

Normalmente, as lagoas de estabilização são classificadas de acordo com a atividade metabólica predominante na degradação da matéria orgânica, em: anaeróbias, facultativas e de maturação. Entretanto, existem outras variantes tais como, lagoas aeradas mecanicamente, lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas, lagoas de alta taxa de degradação, lagoas profundas, lagoas facultativas avançadas. Além disso, podem ser arrançadas em diferentes combinações e quantidades, formando sistemas de lagoas em série. Estudos têm demonstrado que séries de lagoas produzem efluentes de melhor qualidade que uma única lagoa de área equivalente, submetida ao mesmo tempo de detenção hidráulica e a mesma carga orgânica nas mesmas condições climáticas.

A expressão “lagoas facultativas” foi proposta por William J. Oswald, da Universidade da Califórnia, para caracterizar as lagoas fotossintéticas mais comuns. Variações foram surgindo, na medida da necessidade de aumento de carga, diminuição da área e melhora da eficiência. As lagoas aeróbias facultativas são uma variante das anteriores, porém são providas de equipamentos de aeração com a finalidade de introduzir oxigênio à massa líquida. São adotadas com maior frequências em despejos orgânicos de origem industrial, principalmente, de indústrias de papel, de processamento de alimentos, petroquímicas (Mendonça, 1990).

O sistema australiano com lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa é considerado a melhor solução técnica e uma das mais econômicas quando comparado a outros sistemas. Na primeira lagoa, predomina o processo anaeróbio e, na segunda, o processo aeróbio, onde se atribui às algas, a função da produção e introdução da maior parte de oxigênio consumido pelas bactérias. A existência de uma etapa anaeróbia neste tipo de sistema é sempre uma causa de preocupação, devido à possibilidade da geração de maus odores (Von Sperling, 1996).

As lagoas de alta taxa são pouco profundas, projetadas para tratamento de águas residuárias decantadas, visando uma produção máxima de algas, e segundo Mara (1976) *apud* Mendonça (1990), deverão apenas ser usadas como método de tratamento, quando houver a viabilidade

do reaproveitamento da produção de algas. Caracterizam-se por possuir alta taxa de degradação bioquímica sob condições predominantemente aeróbias, sem a onerosa introdução de oxigênio artificialmente, e por este motivo, não apresentam problemas estéticos ou de desprendimento de maus odores (Andrade Neto, 1997).

Uma investigação preliminar sobre lagoas profundas tratando águas residuárias no Brasil, foi levada a efeito na EXTRABES (Campina Grande, PB) em 1984, usando uma série de lagoas piloto compreendendo uma anaeróbia seguida por uma facultativa secundária e três de maturação, tendo profundidade média de três metros. Os bons resultados apresentados na operação desse sistema encorajaram a continuação da pesquisa com lagoas profundas e em 1985, novas pesquisas foram realizadas usando dois sistemas experimentais em escala piloto. O primeiro sistema era constituído por cinco lagoas em série: uma anaeróbia, seguida por uma lagoa facultativa secundária e três de maturação. O segundo era formado por quatro lagoas facultativas primárias alimentadas com esgoto bruto (Silva, 1987).

A necessidade de redução da área ocupada, particularmente em sistemas de lagoas para grandes populações em áreas metropolitanas altamente densas, tem motivado a investigação e o uso de lagoas profundas, pois através de um procedimento completamente natural, melhoram a qualidade química e sanitária dos esgotos, possibilitando a reutilização desses na agricultura, ou seu lançamento em um corpo d'água (Oliveira et al., 1991).

As lagoas facultativas avançadas foram originalmente propostas e desenvolvidas na Universidade da Califórnia, em Berkeley, entre 1990 e 1991. Estas contemplam a utilização de sedimentação central, interna a lagoa facultativa. Os esgotos são introduzidos no fundo, como estes são profundos e projetados com uma pequena velocidade ascensional, se consegue efeito semelhante aos reatores anaeróbios de fluxo ascendente.

No Brasil, seguindo uma linha semelhante, a estação de tratamento de Samambaia - Distrito Federal, desenvolveu um sistema combinando reatores anaeróbios de fluxo ascendente interno a uma lagoa facultativa, onde é introduzido também um determinado volume no processo anaeróbio dentro da lagoa facultativa, localizado na parte inicial da lagoa e projetado nos moldes de um reator anaeróbio de fluxo ascendente, com separador de fases e coleta de gás. Assim, os esgotos são distribuídos no fundo do reator, com baixa velocidade ascensional, e após passar por este, encontram rapidamente camadas oxidantes, que é a própria lagoa

facultativa. Os sólidos que eventualmente passam pelo reator são decantados na parte seguinte da lagoa facultativa, uma vez que perdem rapidamente a sustentação pela redução da velocidade ascensional e liberação dos gases (Pinto et al, 1998).

O processo de estabilização em lagoas de estabilização tem sido apontado como a opção mais adequada para tratamento de esgotos em países em desenvolvimento, quando existe disponibilidade de área para sua instalação. Apesar da existência de considerável quantidade de pesquisas e publicações existentes, observa-se que, as lagoas convencionais são ainda reatores otimizados, dimensionados geralmente por equações empíricas, fruto de experiências regionais anteriores. Na verdade, pequenos cuidados na concepção do projeto podem evitar inconvenientes, tais como, liberação de odores desagradáveis, estética desfavorável, proliferação de mosquitos.

3.2 Sedimentação de sólidos em lagoas

A sedimentação de material sólido em lagoas de estabilização, principalmente nas lagoas primárias, sempre foi uma preocupação dos projetistas e pesquisadores. O lodo sedimentado pode produzir efeitos que diminuem a eficiência de remoção de matéria orgânica, pela mudança do fluxo hidrodinâmico, aparecimento de zonas mortas e caminhos preferenciais.

A determinação da camada de lodo formado em lagoas facultativas primárias passou ao longo do tempo pela estimativa de taxas empíricas obtidas de dados experimentais de sistemas em operação e pelos modelos racionais baseados no transporte de sedimentos e nas reações que ocorrem dentro da lagoa.

3.2.1 Estimativa da camada de lodo por taxas empíricas

As taxas empíricas podem ser expressas em termos de: (a) Volume de lodo acumulado por unidade de tempo per capita ($m^3 \cdot hab^{-1} \cdot a^{-1}$) e (b) Altura acumulada de lodo por unidade de tempo ($cm \cdot a^{-1}$).

Gloyna (1971) estimou um acúmulo de lodo na ordem de 0,03 a 0,05 m^3 de lodo por habitante por ano. Com esta estimativa e uma estabilização eficiente da camada de lodo, a tendência desta camada é se manter estável por vários anos.

Arceivala (1981) encontrou em experimentos com lagoas na Índia, o valor de 0,08 m^3 por habitante por ano. Este valor concorda com os valores sugeridos anteriormente por Gloyna,

mas continuam sendo estimativas baseadas no empirismo.

No intervalo de 1989 a 1995, lagoas anaeróbias e facultativas construídas no Brasil foram monitoradas e apresentaram camadas de lodo que variaram de 1,22; 3,10 e 5,70 cm.ano⁻¹ para a lagoa facultativa secundária em Mairiporã, a facultativa primária em Cidade de Deus – RJ e Tatuí – SP, respectivamente (Uechara e Vidal, 1989; Jordão e Pessoa, 1995 apud Kellner e Pires, 1998).

Barros et al (1995) e Von Sperling (1996) sugerem que a frequência necessária de descarga de lodo em lagoas seja superior a 10 anos, pois a fração orgânica do lodo é estabilizada anaerobicamente sendo convertida em água e gases. Assim sendo, o volume acumulado é inferior ao volume sedimentado. Porém eles recomendam que o lodo acumulado nas lagoas facultativas seja removido periodicamente, a fim de que não interfira o desempenho global do sistema, pois dependendo do local do acúmulo o volume da lagoa será reduzido e poderá haver zonas mortas e caminhos preferenciais.

Guimarães (1996) constatou em levantamento batimétrico de lagoas aeradas tratando efluente de indústria de refrigerante que o volume de lodo na lagoa após cinco anos de funcionamento se encontrava muito abaixo do valor de projeto.

3.2.2 Estimativa da camada de lodo por modelos matemáticos

Os modelos racionais estáticos e dinâmicos começam a serem desenvolvidos por muitos pesquisadores. Marais e Shaw (1961), para estimar a redução de bactéria fecal, desenvolveram um modelo baseado na equação do balanço de massa, supondo que a lagoa comporta-se como um reator de mistura completa e uma constante de degradação para reação de primeira ordem. Mas em 1966 eles incorporaram o efeito das condições anaeróbias na taxa de degradação que ocorre na camada de lodo considerando uma reação de 1ª ordem. Assim toda a DBO refere-se à diferença de velocidade de degradação do líquido e do lodo e é dependente da temperatura; uma fração da DBO afluente está dispersa no líquido e a fração sólida da DBO permanece no lodo; as constantes de reação K para o líquido da lagoa e K_s para o lodo são dependentes da temperatura. Segundo os pesquisadores a produção de gás pela camada de lodo é dependente da constante de degradação de primeira ordem, coeficiente de conversão da DBO última em gás, ou seja, atividade metanogênica específica e a fração de produtos fermentativos do lodo que entram no volume líquido em forma de gás.

Fritz, Middleton e Meredith (1979), baseados na dinâmica biológica ocorrida nos ambientes de lagoas, propuseram um modelo que consiste na resolução simultânea de equações que representam as variações temporais da biomassa. O balanço geral de massa leva em consideração a massa dos componentes afluentes, efluentes e o acúmulo ou depleção, dividindo em: balanço do carbono inorgânico e balanço do lodo anaeróbio. Este último leva em consideração o crescimento e sedimentação de algas e bactérias.

Saqqar e Pescod (1995) encontraram 1,7 m de camada de lodo acumulado em 44 meses em uma lagoa anaeróbia localizada em Alsamara, Jordânia. O volume de lodo sedimentado era de 1,28 m³ por 1000 m³ de fluxo. Eles desenvolveram um modelo baseando-se em um balanço de massa de sólidos suspensos e DBO, considerando a lagoa como um volume de controle fechado com as condições de contorno definidas na entrada e na saída.

Estudando uma lagoa anaeróbia, Paing et al (2000) constataram que o maior acúmulo de lodo se dava na zona próxima à entrada da lagoa, uma camada média de 36 cm de espessura no lodo acumulado na saída da lagoa, com atividade metanogênica de 2,9 ml CH₄. g SV⁻¹. d⁻¹ e uma produção média de metano de 25 L.m⁻².dia⁻¹. Em 2002, os pesquisadores avaliaram a produção de biogás coletado na superfície da lagoa e encontraram uma relação exponencial entre a produção de biogás e a temperatura ambiente, com uma média de produção de 49 L.m⁻².d⁻¹, contendo 83% de metano.

Nelson e Jiménez (2000) estudaram uma lagoa facultativa primária em Texcoco, no México e estimaram uma taxa média de acúmulo de lodo de 0,24 m. ano⁻¹. A camada depositada variou de 0,06 m na parte central da lagoa até 1,11m na zona próxima à entrada. Nelson (2002) propôs um modelo para avaliar a evolução da camada de lodo em uma lagoa facultativa considerando não somente o acúmulo de sólidos totais, mas a sedimentação provocada por bactérias e algas mortas. Este modelo leva em consideração a taxa de adensamento do lodo e permite calcular a massa de sólidos depositados baseando-se na relação entre sólidos voláteis e sólidos fixos.

Capítulo 4

Metodología experimental

4 Metodologia Experimental

4.1 Localização e caracterização da área

O estado do Rio Grande do Norte está localizado no nordeste do território brasileiro e possui fronteiras com os estados do Ceará a oeste e a Paraíba ao sul, sendo limitado ao norte e ao leste pelo oceano Atlântico.

O clima tropical caracterizado como semi-árido predomina sobre as regiões do estado apresentando altas temperaturas e chuvas escassas. As temperaturas médias anuais da região variam em torno de 26°C, enquanto os regimes de chuvas são representados por índices pluviométricos inferiores a 1500 mm anuais, com variações entre o litoral, onde esta média chega a ser superada, e o interior do Estado, que apresenta índices de precipitação inferiores a 800 mm anuais. Devido ao regime de chuvas, muitos dos rios do Rio Grande do Norte são temporários.

No estado predominam as altitudes inferiores a 200 metros, representadas pela região da planície costeira, cujas baixas altitudes se estendem pelo interior através dos vales de rios como o Potengi, o Açu, o Mossoró e o Ceará-Mirim. O litoral potiguar tem como característica peculiar a presença de muitas dunas, como nas praias de Natal. Ao sul de seu território, o Rio Grande do Norte apresenta suas mais elevadas altitudes, em média inferiores a 800 metros. A maior altitude apresentada no estado está localizada na Serra do Coqueiro, que, em seu mais elevado ponto, atinge 868 metros (Engesoft, 1998).

A cidade de Natal apresenta-se com várias unidades ambientais, tais como dunas, mangues, estuários, riachos, lagoas, áreas inundáveis, praias, recifes, falésias e áreas verdes. Nestas unidades são encontradas diversificadas formas de fauna e flora. A flora ainda é uma vegetação nativa, mas são encontrados queimadas e desmatamentos em virtude do avanço da área urbanizada, modificando assim a paisagem natural e o clima (ENGESOFT, 1998, apud SILVA et al, 2001). Possui uma população de 800000 habitantes e apenas 35% desta é atendida pelo sistema de esgotamentos sanitários, divididos em duas zonas distintas denominadas zona sul e zona norte. O sistema é de responsabilidade da Companhia de Águas e Esgotos do estado do Rio Grande do Norte (CAERN).

4.2 Caracterização do sistema

O sistema está localizado no bairro de Ponta Negra a sudoeste da cidade de Natal, limitado ao norte pelo Parque das Dunas, ao leste com o oceano Atlântico e a oeste com o bairro de Neópolis. Esta é uma Zona de Adensamento Básico (180 hab/ha) e áreas de Proteção Ambiental (APA).

Ponta Negra é um bairro de Natal com infra-estrutura urbana relativamente nova. Seu crescimento se deu de maneira rápida e sem que houvesse tempo para planejamento. Ele possui amplos conjuntos residenciais, áreas nobres próximas à orla marítima, favelas e vilas com infra-estrutura de esgotamentos sanitários e de drenagem bastante precárias (Engesoft,1998).

De acordo com os estudos realizados, o local de tratamento foi escolhido no bairro de Ponta Negra, porque a região beneficiada está cercada por áreas urbanizadas, áreas estratégicas militares ou áreas de proteção ambiental. Quanto ao sistema da Via Costeira, adotou-se uma variação de um sistema concebido pela CAERN, onde os hotéis enviam seus efluentes para o sistema público e este os envia para o sistema de Ponta Negra.

Em 2001, entrou em operação o sistema de lagoas de estabilização para tratamento dos esgotos de uma parte dos bairros de Mãe Luiza e Ponta Negra e da avenida Senador Dinarte Mariz (Via Costeira), situado na zona sul da cidade, atendendo a uma população inicial de 25.350 habitantes. Esta ETE está localizada em área de expansão imobiliária, a 5°47'42'' de latitude Sul e 35°12'34'' de longitude Oeste.

O sistema foi projetado em duas etapas de construção: a primeira atendendo a uma população de 25350 habitantes e uma vazão de 75 L/s, e a segunda etapa, prevista ampliação de acordo com projeto em 2006, para atender uma população de 33550 habitantes e uma vazão de 95 L/s. Consiste em um conjunto de três lagoas em série, sendo uma lagoa facultativa primária (LFP) e duas lagoas de maturação (LM1 e LM2), ocupando uma área de 11 ha no total, cujas características estão apresentadas na Tabela 5.1.

Os dados meteorológicos usados para o projeto da estação foram baseados na série histórica de 1961-1990 do Departamento Nacional de Meteorologia, série de 1961-1990. A

temperatura média anual da região é de 25°C, umidade relativa média de 79,3%, com pluviosidade média de 1261,1 mm, sendo que o período mais chuvoso vai de fevereiro a julho. A evaporação média é 1553,5 mm e a maior evaporação acontece no período entre os meses de agosto e fevereiro. A insolação média anual é de 2677 horas. O regime de ventos é de sul e de leste, ambos associados aos demais mega elementos controladores, tanto, continentais, quanto oceânicos.

Para o dimensionamento foi utilizado o método empírico baseado na carga orgânica superficial máxima aplicada à lagoa (Mara e Pearson, 1998), carga orgânica superficial aplicada de 350 kg DBO. ha⁻¹.d⁻¹.

Tabela 4.1 Características da Estação de Tratamento de Esgotos (L = Comprimento, B = Largura, D = Profundidade). Fonte: CAERN

Lagoas	Dimensões (m)					Área (m ²)	Volume (m ³)
	L ₁	L ₂	B ₁	B ₂	D		
Facultativa	438,5	450,6	58,4	168,1	2,0	55.174,2	110.348,4
Maturação 1	138,0	144,4	171,1	212,0	1,5	28.037,8	42.056,7
Maturação 2	116,0	120,5	210,0	246,6	1,5	28.599,5	42.899,2

O sistema é alimentado com esgoto doméstico, proveniente das três bacias com sete estações elevatórias. Após a reunião do esgoto na última estação elevatória o mesmo é bombeado através de um emissário para a entrada da estação de tratamento, onde passa por um tratamento preliminar (constituído por grade e caixa de areia), uma calha parshall com medidor de vazão de fabricação Prosonic, contendo sensor modelo FDU80-RGIA e um transmissor e indicador de nível por ultrassom. O esgoto é conduzido por gravidade para a lagoa facultativa primária e para as duas lagoas de maturação em série. O efluente final é infiltrado no solo através de um sistema de calhas de infiltração. A Figura 5.1 mostra uma vista aérea do sistema de lagoas.



Figura 4.1 Sistema de Tratamento de Efluentes de Ponta Negra – Natal – RN.

Fonte: CAERN

4.3 Método de pesquisa

A pesquisa foi realizada na lagoa facultativa primária, pois em uma medida prévia da camada de lodo depositado nas lagoas se constatou que havia acúmulo somente na lagoa facultativa primária. Esta lagoa tem uma forma trapezoidal com 58,4 m de largura no lado relativo à entrada de efluente e 168,1m na saída, com uma área de 5,5 hectares. Sua profundidade média de projeto é de 2,0 m. A alimentação da lagoa é distribuída em três tubulações de 300 mm a 50 cm do fundo.

A pesquisa experimental foi dividida da seguinte maneira:

- a) Mapeamento da camada de lodo: determinação da espessura e distribuição espacial da camada acumulada, caracterização do lodo sedimentado, determinação da atividade metanogênica específica (AME) no lodo de fundo;
- b) Determinação da taxa de sedimentação (algas e sólidos suspensos) com armadilhas de sedimentação;
- c) Estudo do comportamento hidrodinâmico da lagoa: avaliação parcial realizada experimentalmente pela técnica estímulo-resposta usando um traçador.
- d) Monitoramento do desempenho da lagoa pelos parâmetros: pH, DBO, DQO, Sólidos (totais e suspensos) e fosfatos no afluente e efluente da lagoa facultativa;

4.3.1 Mapeamento da camada de lodo

O procedimento inicial para mapear a camada de lodo foi dividir a lagoa em pequenas áreas demarcadas por pontos sinalizadores construídos em PVC de 150mm de diâmetro e 60 cm de altura, fixos em sapata de concreto de 50 x 50 cm, presos a uma bóia por meio de corda. Os sinalizadores foram posicionados por sistema de posicionamento geográfico (GPS II Plus-Garmin), totalizando 30 (trinta) pontos distribuídos em toda a extensão da lagoa e referenciados aos quatro vértices, como apresentado na Figura 5.2.

4.3.1.1 Determinação da espessura e distribuição espacial da camada acumulada

Com a lagoa sinalizada foi realizada uma primeira avaliação do acúmulo de lodo medindo a espessura da camada em pontos próximos aos sinalizadores. Foi utilizado o Eco Batímetro Portátil e para confirmação o método empírico “White towel test”, descrito por Mara e Pearson em 1998. Este método consiste na utilização de toalhas brancas enroladas em uma haste de madeira que é inserido na camada de lodo até o fundo da lagoa. Quando retirado, mede-se a porção da toalha com lodo aderido.

Pelos resultados das medidas da camada de lodo, foi possível verificar que o maior acúmulo de sólidos se encontrava na área mais próxima à entrada e se estendia até próximo do ponto sinalizador 7. A área compreendida entre a entrada e os pontos 7, 8 e 9 foi denominada A1. Utilizando o mesmo critério foram convencionadas as áreas A2 e A3. Com as coordenadas dos pontos extremos de cada área foi possível estimar as superfícies em 14.175, 17.168 e 23.831 m² para A1, A2 e A3, respectivamente.

A camada de lodo foi medida em mais cinco ocasiões entre agosto de 2003 e novembro de 2004. O volume de lodo em cada área foi estimado pela média das medidas nos pontos próximos aos sinalizadores e a espessura média da camada ponderada para cada área.

4.3.1.2 Caracterização do lodo sedimentado

As amostras de lodo foram coletadas nos 30 pontos sinalizados e subsequentemente seccionadas no laboratório para análise de pH, sólidos totais (fixos e voláteis), fósforo e cálcio. Com as mesmas amostras foram medidas também as massas específicas do lodo. Todas as análises seguiram metodologia padrão (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1998).

4.3.1.3 Atividade metanogênica específica (AME)

Nas amostras de lodo coletadas no fundo da lagoa foram feitos testes de atividade metanogênica específica, durante o período de março de 2004 a outubro de 2004. A atividade metanogênica é calculada a partir da medida direta da taxa de produção de metano ou consumo de um substrato, por unidade de massa (SSV) e unidade de tempo. O parâmetro atividade metanogênica específica empregado como complemento ao parâmetro, “sólidos suspensos voláteis” permite a avaliação da capacidade geradora de gás metano em lodos anaeróbios (Poetsch e Koetz, 1998).

Para o teste de AME, a concentração inicial da biomassa (proveniente do lodo de fundo relativo à área respectiva) foi calculada pelo valor de sólidos voláteis totais (SVT). A solução nutritiva foi preparada de acordo com a recomendação de Monteggia (1997) e o substrato foi preparado com acetato de sódio a 40 g.L^{-1} .

Para cada biomassa (áreas A1, A2 e A3) foram feitas duas repetições e um controle (sem adição de substrato). A biomassa foi calculada relacionando a concentração de SVT e o volume da mistura final do lodo (L). A concentração final do lodo foi de $2,5 \text{ gSVT.L}^{-1}$ e $2,0 \text{ gDQO.L}^{-1}$ de substrato, com uma relação de S_0/X_0 de 0,8.

Os frascos vedados ficaram em repouso por 24 horas a temperatura de 30°C , para adaptação às condições do teste. Após esta aclimatação, foi adicionado substrato à solução do frasco teste. Os testes foram realizados em incubadora orbital rotativa a 160 rpm e temperatura de 30°C , com duas repetições e um branco. Os frascos com capacidade de 400 ml foram conectados a frascos da mesma capacidade com solução de NaOH a 3% para absorção do CO_2 e a medida da produção de gás foi avaliada através de deslocamento de líquido.

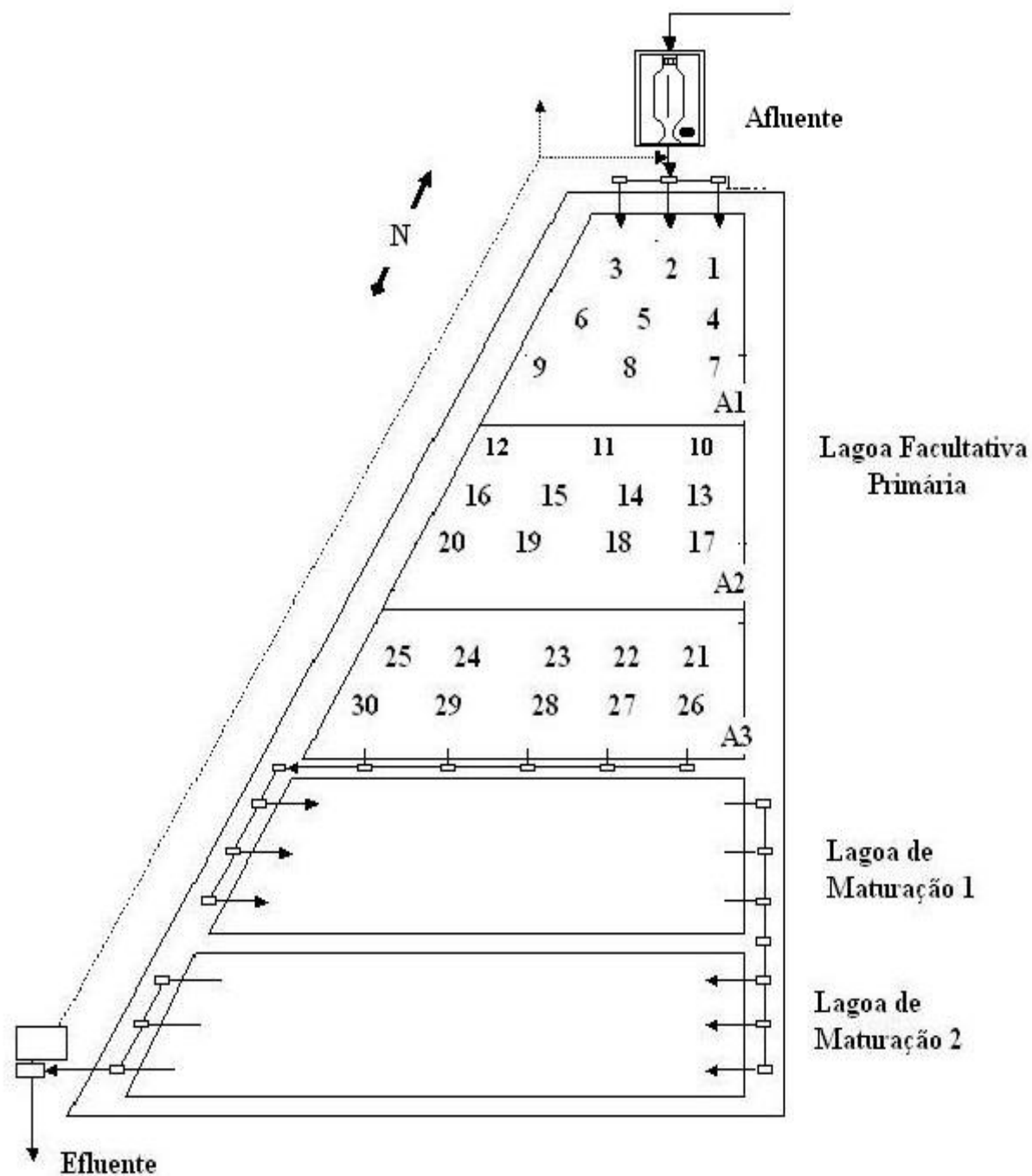


Figura 4.2 Pontos de coletas de amostras e de medida de espessura de camada de lodo.

4.3.2 Determinação da taxa de sedimentação (algas e sólidos suspensos)

A taxa de sedimentação de algas foi calculada através da concentração de clorofila *a* analisada em amostras coletadas na coluna de água e na camada de lodo sedimentado, nos pontos P4, P6, P10, P12, P22 e P25. Estes pontos foram escolhidos por formarem retas no sentido diagonal da lagoa.

O estudo da sedimentação dos sólidos suspensos foi realizado em três etapas, usando coletores ou armadilhas de sedimentação para coleta do material sedimentado. As armadilhas foram confeccionadas em tubo de PVC nas dimensões de 50 mm de diâmetro por 30 cm de comprimento o que dá uma relação de 1/6, ideal para este tipo de estudo e foram fechadas com cap em uma das extremidades.

Na primeira etapa os experimentos foram realizados na área A1 por ser a região com maior precipitação e que sofre a maior influência dos ventos. As armadilhas em número de 12 foram distribuídas na direção transversal da lagoa a aproximadamente 50 m da entrada da lagoa. Elas foram suspensas abaixo da superfície de água a 0,5 e 1,0 m de profundidade, utilizando uma corda de sustentação onde eram presas com arame juntamente com as bóias. A corda foi fixada nas laterais externas dos taludes em um suporte de ferro, enterrado, conforme mostrado nas Figuras 5.3 e 5.4.

As armadilhas ficaram expostas ao fluxo de esgoto durante um tempo fixo de permanência que variou de quinze dias no primeiro experimento (C1) e de sete dias no segundo experimento (C2). O material sedimentado foi coletado em cada uma das armadilhas e medido em proveta, (Figuras 5.5 e 5.6). As amostras de sedimentos coletadas foram analisadas no LEACQ. A taxa de sedimentação foi determinada pela quantificação dos sedimentos depositados, calculados em relação à área da armadilha e ao tempo de permanência.

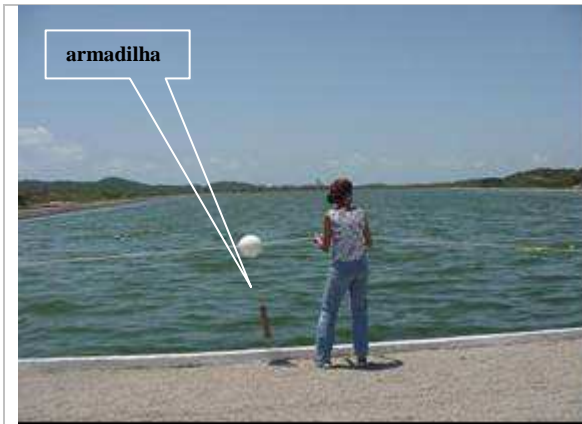


Figura 4.3 Colocação da armadilha na lagoa.



Figura 4.4 Armadilhas, sinalizadas por bóias, distribuídas na transversal da lagoa.



Figura 4.5 Coleta dos sedimentos nas armadilhas.



Figura 4.6 Medida do volume de sedimento depositado.

Na segunda etapa o modo de exposição das armadilhas foi modificado. Antes suspensas, as armadilhas foram ancoradas em pedestais de PVC fixos em base de concreto de 50 x 50 cm. Conjunto de quatro armadilhas ficava preso ao redor do pedestal a 0,5 m e 1,0 m de profundidade, totalizando oito armadilhas por pedestal, como mostrado na Figura 5.7. Três pedestais foram colocados na direção transversal da lagoa a aproximadamente 50 m da entrada da lagoa (Figura 5.8), em frente a cada uma das três tubulações de entrada. O tempo de permanência dos experimentos C3, C4 e C5 foi de oito dias. As amostras coletadas após o tempo de permanência eram levadas ao LEACQ e os sólidos sedimentados quantificados como sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis.



Figura 4.7 Pedestal com dois conjuntos de quatro armadilhas.



Figura 4.8 Pedestal colocado na lagoa.

Na terceira etapa, com a finalidade de avaliar a taxa de sedimentação em regiões onde o acúmulo de lodo não era expressivo, foram colocados os pedestais na direção longitudinal, centralizados e cobrindo as três regiões de estudo, ou seja, A1, A2 e A3, para que pudessem ser avaliadas as sedimentações das três áreas separadamente. Os pedestais das áreas A1 e A3 permaneceram na vertical mesmo com ventos acima de $4\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$, mas não havia camada de lodo suficiente para sustentar o pedestal que ficou na região A2, por isso neste local não houve coleta de dados. Os tempos de permanência para os dois experimentos realizados (C6 e C7) foram de sete dias em cada um.

Nas três etapas da realização dos experimentos para determinação da taxa de sedimentação, as amostras foram coletadas no período da manhã, entre 7 h e 11 h em função da velocidade do vento na região. Nas amostras coletadas em todos os experimentos a análise de sólidos suspensos foi realizada pelo método da centrifugação.

4.3.2.1 Determinação do tamanho da partícula no sedimento coletado nas armadilhas, sedimento de fundo e sólido suspenso afluente.

Para verificar a interferência da re-suspensão na taxa de sedimentação foi desenvolvido um método de secagem do lodo que não interferisse nas suas características físicas e permitisse a separação e classificação das partículas por peneiramento.

Os sedimentos de fundo da lagoa e sedimentos coletados nas armadilhas foram secos em estufa com circulação de ar a 40°C até secagem total. Para que a corrente de ar não arrastasse partículas menores foram colocados anteparos que protegem a amostra. Depois de secos os

sólidos eram agitados delicadamente para separação das partículas e classificados por peneiramento em peneiras Tyler. Para uniformizar o procedimento todos os sólidos sofreram o mesmo tratamento de secagem e separação por peneiras.

O método mais comum de exprimir as dimensões das partículas é o das peneiras padronizadas. Neste dispositivo, a fase sólida é colocada no topo de uma série de peneiras. Cada peneira tem abertura menor que a precedente, usualmente formando uma série em $2^{1/n}$. Quando as peneiras são sacudidas, as partículas passam através delas até que seja atingida uma que tenha as aberturas muito pequenas para as partículas passarem. O tamanho das partículas coletadas em qualquer peneira é expresso como um comprimento médio apropriado entre as aberturas da peneira imediatamente anterior e a abertura da peneira coletora. A análise em peneiras é feita sempre que as dimensões das partículas estão dentro das faixas que podem ser definidas por este equipamento. As peneiras padronizadas da série americana ou Tyler com um intervalo padrão de $\sqrt{2}$ (Foust, 1982).

A fração menor que 250 μm foi analisada por difração a laser (equipamento da Shimadzu) considerando um fator de forma igual a um.

Para avaliar empiricamente o tamanho do floco formado pela sedimentação do aflente à lagoa, este foi sedimentado em provetas de 2000 mL, concentrados com sedimentações sucessivas e, depois secos em estufa com circulação de ar a 40°C, levemente agitados para separação das partículas. Este sedimento foi medido diretamente por difração a laser considerando os flocos com esfericidade igual a um.

4.3.3 Estudo do comportamento hidrodinâmico da lagoa

Com o objetivo de avaliar a influência da direção e velocidade do vento no fluxo de sedimentos, foi feito um estudo parcial do comportamento hidrodinâmico da lagoa em 10% da área total, usando um traçador, pela técnica de estímulo-resposta.

Antes do experimento com traçador, foram feitas algumas experiências de medida da velocidade do fluxo usando “drogues” (objetos colocados no fluxo). As investigações foram realizadas nos meses de setembro e outubro de 2003. Como drogues foram utilizadas laranjas e cocos verdes. Foram medidas as velocidades aproximadas do fluxo e contra fluxo.

As técnicas de traçagem utilizam normalmente os traçadores fluorescentes por apresentarem vantagens de detecção em concentrações bastante baixas. Os compostos fluorescentes podem ser analisados pelo método fluorimétrico, que é a medida da emissão da luz a um comprimento de onda específico. Porém, este composto tem um custo elevado o que inviabilizou a execução do experimento por falta de recursos financeiros.

A solução do impasse seria encontrar um composto que tivesse as características aceitáveis de um traçador. Os corantes foram os primeiros a serem cogitados, pois são fáceis de serem detectados visualmente e os métodos de análise são bastante disponíveis como a espectrofotometria molecular no visível (medida da absorção da luz em um comprimento de onda na faixa de 400 nm a 700 nm). Então, procurou-se por corantes que pudessem ser utilizados em ambientes aquáticos sem interferir na vida dos organismos e nem fosse adsorvido pela camada de sólidos depositada.

Os corantes alimentícios possuem as propriedades exigidas como traçador. Então, foram realizados testes em laboratório e na lagoa com os corantes: vermelho bordeaux, rosa brilhante, azul e roxo vinho. Os testes tinham dois objetivos: o primeiro era verificar a assimilação do corante pelas algas e outros microrganismos (detecção do corante na água da lagoa) e o segundo verificar a adsorção do corante pela camada de lodo.

Os corantes então, foram diluídos em água da lagoa, em uma concentração escolhida aleatoriamente de 200 mg.L⁻¹, com a finalidade de verificar a interferência da cor verde da lagoa (algas) na detecção do corante. Por isso foi feita uma filtração da água da lagoa já com o corante em membrana Ap 40 e verificou-se que as algas ficavam retidas na membrana e o corante podia ser perfeitamente detectado. Da mesma forma, o corante foi aplicado em uma amostra de sedimento que foi depois de 30 minutos centrifugada a 2500 rpm. No sobrenadante foi analisada a concentração de corante e verificou-se que não houve adsorção pelo lodo.

Para a detecção foi escolhido o método espectrofotométrico de absorção molecular no visível por ser de fácil manuseio e bastante acessível. O equipamento utilizado foi um espectrofotômetro UV/visível, da Varian, com microprocessador e software para processamento de imagens. Uma varredura foi feita com os corantes, determinando qual o

corante adequado, a menor concentração detectável e o comprimento de onda com a maior absorção. A menor concentração foi de 1mg.L^{-1} do corante vermelho bordeaux em comprimento de onda de 521 nm.

Os testes com o corante mostraram que ele poderia ser utilizado como traçador. O corante vermelho bordeaux (Amaranto) possui boa solubilidade, não interfere na vida dos organismos aquáticos, é facilmente degradado pelos microrganismos. Além do custo acessível e da disponibilidade no mercado.

Com escolha do corante os próximos passos foram:

- a) Avaliação da detecção do corante na coluna líquida e no sedimento de fundo da lagoa;
- b) Aplicação do corante na lagoa.

4.3.3.1 Avaliação da detecção do corante na coluna líquida e no sedimento de fundo da lagoa

Partindo da menor concentração detectada na água residuária no teste anterior, foram feitas avaliações do corante no líquido e no sedimento da lagoa. Para isto foram diluídas quantidades de 2.000 mg.L^{-1} e 1.000 mg.L^{-1} no líquido e no sedimento para visualmente avaliar a interferência que os compostos coloridos da lagoa e do sedimento poderiam ter sobre a detecção do corante. O líquido foi, como no teste anterior, filtrado usando membrana Ap 40 e o sedimento foi centrifugado. Como pode ser visto pelas figuras 5.9 e 5.10 não houve interferência visual no líquido e no sedimento, apesar de haver uma leve turbidez no líquido centrifugado. Da menor concentração foram feitas diluições até o valor de $1,25\text{ mg.L}^{-1}$, menor concentração detectada na lagoa. A curva de calibração foi preparada com quantidades crescentes baseando-se na Lei de Lambert-Beer em que a absorvância é diretamente proporcional à concentração.

A quantidade do traçador necessária para o volume total da lagoa (110.348 m^3) foi calculada a partir da concentração mínima de detecção ($1,25\text{mg.L}^{-1}$), ou seja 140 kg de corante.



Figura 4.9 Amostras da coluna líquida com corante antes e depois da filtração.

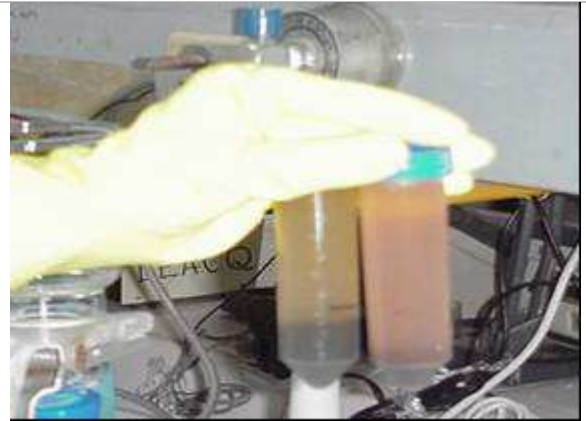


Figura 4.10 Amostras de lodo com corante antes e depois da centrifugação.

4.3.3.2 Experimentos com aplicação do traçador

O traçador foi aplicado na lagoa facultativa em três ocasiões diferentes. Na primeira foram aplicados apenas 1 kg de corante diluídos em 3,5 litros de água da lagoa, injetado de uma vez só na canalização central para visualizar o tempo de aparecimento do corante na superfície da água e sua dispersão. O corante levou 30 segundos para atravessar a camada de lodo que na ocasião era de 80 cm. As coletas de amostras em três profundidades (0,3 m; 1,0 m e 2,0 m), começaram assim que o corante apareceu, em um ponto localizado a 15 metros de distância da entrada na direção longitudinal e aproximadamente 30 m na direção transversal. As amostras foram coletadas com coletor cilíndrico de 50 mm com abertura inferior controlada.

Para um experimento em escala real seriam necessários no mínimo 140 kg de corante. Como esta quantidade se tornou inviável do ponto de vista financeiro optou-se por fazer um teste parcial na lagoa facultativa contemplando a área de maior interesse que foi denominada de A1 no início da pesquisa. Como foram adquiridos somente 20 kg de corante foi decidido fazer uma estimativa parcial numa parcela do reator correspondente a 10% de seu comprimento total. Esta área foi demarcada com uma corda presa aos taludes laterais a 30 m do talude de entrada da lagoa. Outra decisão importante foi a de fazer duas aplicações com 10 kg de corante em cada uma delas.

A aplicação dos primeiros 10 kg de corante (experimento 1) foi realizada no dia 3 de maio de 2005 e a segunda no dia 9 de maio de 2005, as 8 h da manhã nas duas aplicações. O corante foi diluído em 50 litros de água da lagoa, correspondendo a uma concentração inicial de 200 mg.L^{-1} . O traçador foi lançado de uma só vez (sinal do tipo pulso) na caixa de passagem

localizada na entrada da lagoa, que abrange as três canalizações de entrada, conforme mostrado na Figura 5.11.

As coletas foram realizadas imediatamente após o aparecimento do corante na superfície da lagoa (Figura 5.12) em 6 pontos georeferenciados com o auxílio do GPS, próximos à corda, distante 30 m da entrada e distribuídos na área referente a 10% do total da lagoa. Nos pontos, as coletas foram realizadas em três profundidades: 2m (amostra de sedimento), a 1,0 m (meio da coluna) e 0,30 m (superfície). Para cada profundidade foram coletadas amostras com volume de 50 mL.

O acompanhamento da dispersão do traçador foi feito com coletas de amostras nos pontos e profundidades acima mencionadas em intervalos de 2, 5, 7, 9 e 23 horas após o surgimento do traçador na primeira aplicação e 2,5,7,8,24,25, 29 e 32 horas na segunda coleta.



Figura 4.11 Injeção do corante na caixa de distribuição.



Figura 4.12 Coleta de amostras na área demarcada pela corda.

4.3.4 Monitoramento do desempenho da lagoa

A lagoa facultativa primária foi monitorada durante maio de 2003 a novembro de 2004, com medidas dos parâmetros: temperatura, pH, DBO, DQO, SS, fósforo (fosfato).

As amostras para DQO, DBO, SS e fosfatos foram coletadas mensalmente no período da manhã (entre 7h e 11h). O horário de coleta foi escolhido por duas razões: primeiro, a velocidade do vento neste horário ainda permitia a entrada do barco na lagoa com relativa segurança (Figura 5.13 e 5.14) e, as análises eram realizadas no mesmo dia. A temperatura e o pH da água foram medidos com termômetro de mercúrio e pHmetro digital de campo,

respectivamente. Além disso, foram realizados dois perfis de 24 h, com coleta de afluente e efluente em intervalos de 30 min e verificou-se que o valor da média diária para DQO e DBO estava bastante próximo da concentração encontrada no horário da manhã.

As coletas foram realizadas utilizando um coletor cilíndrico de 50mm de diâmetro com abertura controlada, as amostras de afluente foram coletadas com balde plástico na caixa distribuidora da entrada da lagoa. As amostras de lodo foram coletadas na coluna de lodo em cada ponto das áreas.

No mesmo período, foi realizado “in situ” um semiperfil de temperatura, oxigênio dissolvido e de clorofila *a* em diferentes horas do dia e profundidade da lagoa. A temperatura e o oxigênio dissolvido foram medidos diretamente com oxímetro, no período das 13 h, em seis profundidades de 0,30 m a 1,80 m. As amostras de clorofila *a* foram coletadas nas profundidades de 0,10 m a 2,0 m (de 10 cm em 10 cm), as 9 h; 13 h e 16 h, filtradas imediatamente após a coleta e analisadas pelo método da extração a frio (<10°C) em acetona a 90% e leitura direta em espectrofotômetro. Para analisar feofitina, o extrato é acidificado com ácido clorídrico 0,1N.

As análises foram realizadas no Laboratório de Engenharia Ambiental e Controle de Qualidade (LEACQ). O oxigênio dissolvido (OD) foi analisado pelo método de Winkler (frascos padrões), incubados a uma temperatura de 20°C. Para DQO foi utilizado o método de Digestão em Refluxo Fechado e leitura direta no espectrofotômetro. As amostras foram digeridas com uma mistura de ácido sulfúrico e nítrico para a determinação de fósforo e com ácido nítrico para a determinação de cálcio. O fósforo foi analisado como ortofosfato por colorimetria pelo método do ácido ascórbico e o cálcio foi determinado por espectrofotometria de absorção atômica. Em amostras de lodo foram determinados também os pesos específicos. Todas as técnicas para determinação dos parâmetros (coleta e análises) foram seguidas pelos métodos padrões (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1998).



Figura 4.13 Coleta de amostra na lagoa.



Figura 4.14 Coletor acrílico.

4.4 Apresentação dos dados e tratamento estatístico

A distribuição da camada de lodo ao longo da lagoa foi apresentada por curvas de nível pelo software Surfer 6.0. Os parâmetros analisados foram apresentados e tratados estatisticamente com o auxílio do programa Estatística 6.0 para Windows. Os tratamentos foram aplicados nos resultados das amostras do afluente e efluente da lagoa facultativa, mapeamento analítico da camada de sedimentos, com base na estatística descritiva, testes de variância e Distribuição de Student (teste t) (Anexo I).

Capítulo 5

Apresentação e análise dos resultados experimentais

5 Apresentação e análise dos resultados experimentais

Para compreender alguns dos mecanismos de funcionamento da lagoa facultativa primária (FTP) de Ponta Negra, os resultados da pesquisa realizada durante o período de maio de 2003 a novembro de 2004 serão apresentados e analisados neste capítulo.

Durante o experimento, os dados meteorológicos foram obtidos pela Estação Meteorológica da Base Aérea de Natal, medidos a 10 m de altitude (anexo 2). Esta estação está localizada nas proximidades do sistema de tratamento (aproximadamente 1 km).

A lagoa facultativa primária foi monitorada durante maio de 2003 a novembro de 2004, através dos parâmetros: temperatura, pH, DBO, DQO, SS, PO_4^- . Também foram avaliadas: a camada de sólidos depositados, quantidade de sólidos e sua caracterização quanto à concentração de voláteis e fixos, PO_4^- e tamanho das partículas depositadas. Simultaneamente foi feito “in situ”, um perfil de temperatura e oxigênio dissolvido em toda a extensão da lagoa, em diferentes profundidades.

A sedimentação dos sólidos e sua dinâmica foram avaliadas durante a pesquisa pela taxa e constante de sedimentação em “armadilhas de sedimentação” e constante sedimentação de algas pela análise de clorofila *a*. A re-suspensão foi verificada pelo experimento de traçagem realizado em 10% do volume da lagoa.

O sistema operou com vazão média de $56,1 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$, temperatura média do ar de $27,7 \text{ }^\circ\text{C}$ e temperatura média dentro da lagoa de $29,5^\circ\text{C}$. A carga orgânica superficial aplicada foi de $342,10 \text{ kg DBO}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.

5.1 Direção e velocidade do vento

Nas Figuras 5.1 e 5.2 são apresentados dados de direção e velocidade do vento, onde se verifica que a direção predominante está a Sudeste, com velocidades médias variando entre 1 e $4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, chegando a valores de $10 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Segundo Silva et al (2002), o Nordeste brasileiro é influenciado pelos ventos alísios e eles oscilam de intensidade e direção entre o oceano e o continente, com predominância anual de sudeste. No estado do Rio Grande do Norte as

direções predominantes variam durante o ano entre o nordeste, leste, sudeste e sul, com maior frequência de sudeste para o município de Natal.

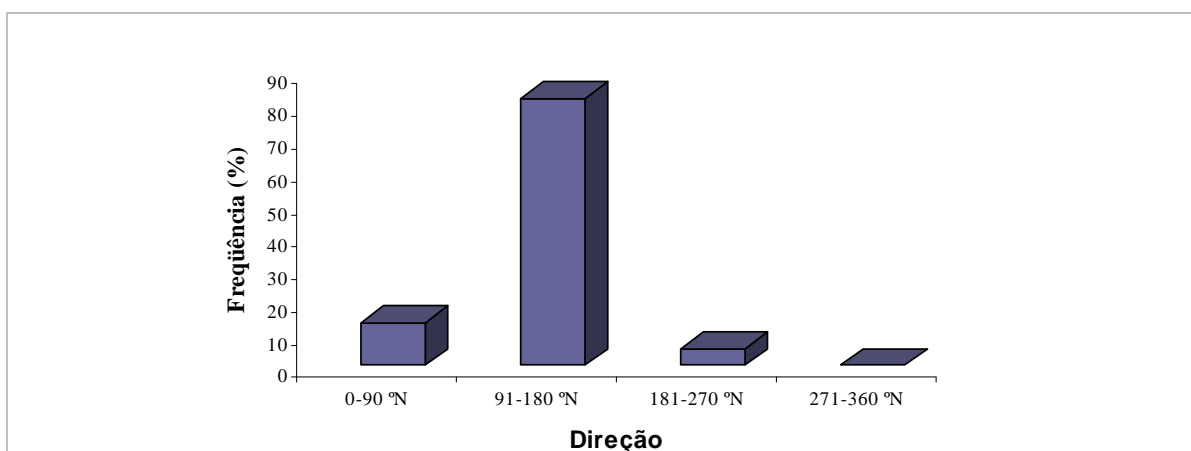


Figura 5.1 Direção predominante do vento (maio 2003 a nov. 2004)

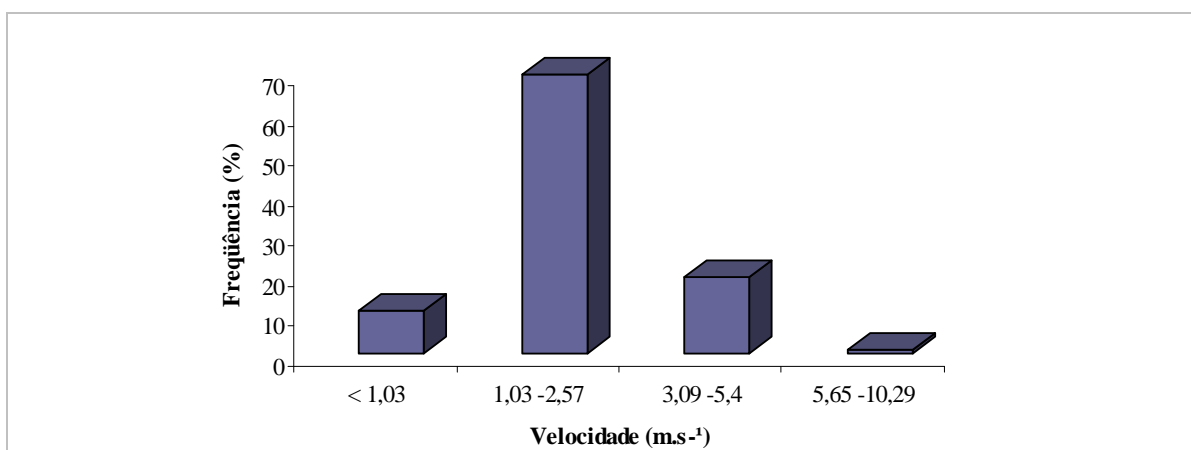


Figura 5.2 Frequências de velocidades do vento (maio 2003 a nov. 2004)

As variações de direção e velocidade foram frequentes durante o período pesquisado. A direção de maior incidência foi sudeste alternando para nordeste e sudoeste. Os horários de maior velocidade começavam no início da manhã (7h) e se estendiam até final da tarde (18h) quando diminuía até valores bem próximos de zero. O intervalo de maior intensidade ficava entre 7h e 12h.

No início da manhã sempre havia uma camada de lodo sobrenadante próxima ao talude de entrada da lagoa, formada provavelmente durante a noite pela liberação de gases em

consequência da atividade metanogênica. Nestes horários as velocidades de vento eram baixas. À medida que o vento aumentava, aumentava a agitação da camada superficial promovendo a mistura da coluna líquida. Experimentos preliminares com drogas (Meneses, 2006) mostraram que as velocidades contrafluxo atingiam valores de $0,068 \text{ m.s}^{-1}$ e $0,094 \text{ m.s}^{-1}$ por ação do vento.

No dia 9 de março de 2004 foi instalada uma estação meteorológica do tipo automática colocada acima da cobertura do laboratório da ETE, a qual monitorou por 24 horas a velocidade e direção do vento em intervalos de trinta minutos.

Os valores obtidos a partir deste monitoramento são mostrados na Figura 5.3 e 5.4. Observe-se que no período, as velocidades de vento variaram entre $7,1 \text{ m.s}^{-1}$ e $9,4 \text{ m.s}^{-1}$ no intervalo de (10 e 14) h com a direção predominante SSE. As velocidades mais baixas acontecem no intervalo entre 18h e 6 h 30 min, quando se aproxima de zero. Com isto, pode-se inferir que nestes períodos de velocidade intensa a lagoa passa a ter um regime hidráulico que se aproxima de mistura completa alternando com períodos que assume a forma de fluxo pistão, quando as velocidades do vento são baixas.

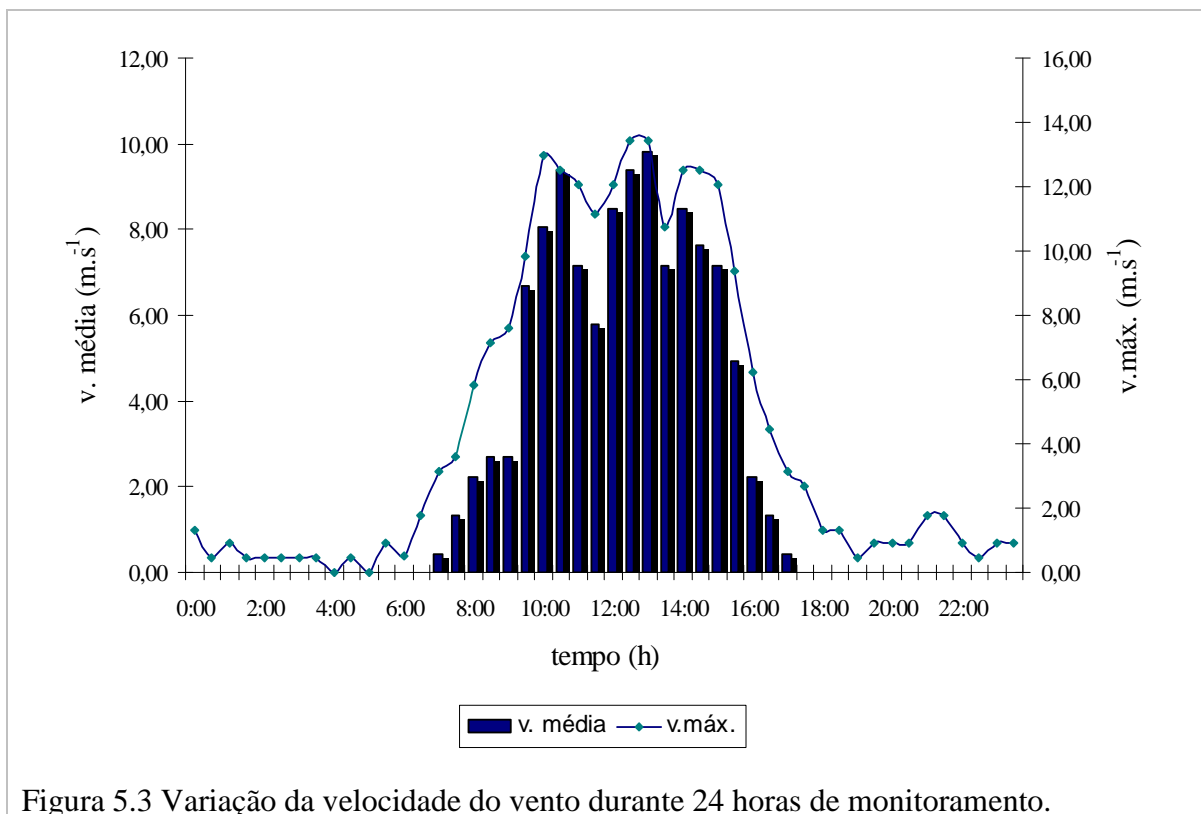


Figura 5.3 Variação da velocidade do vento durante 24 horas de monitoramento.

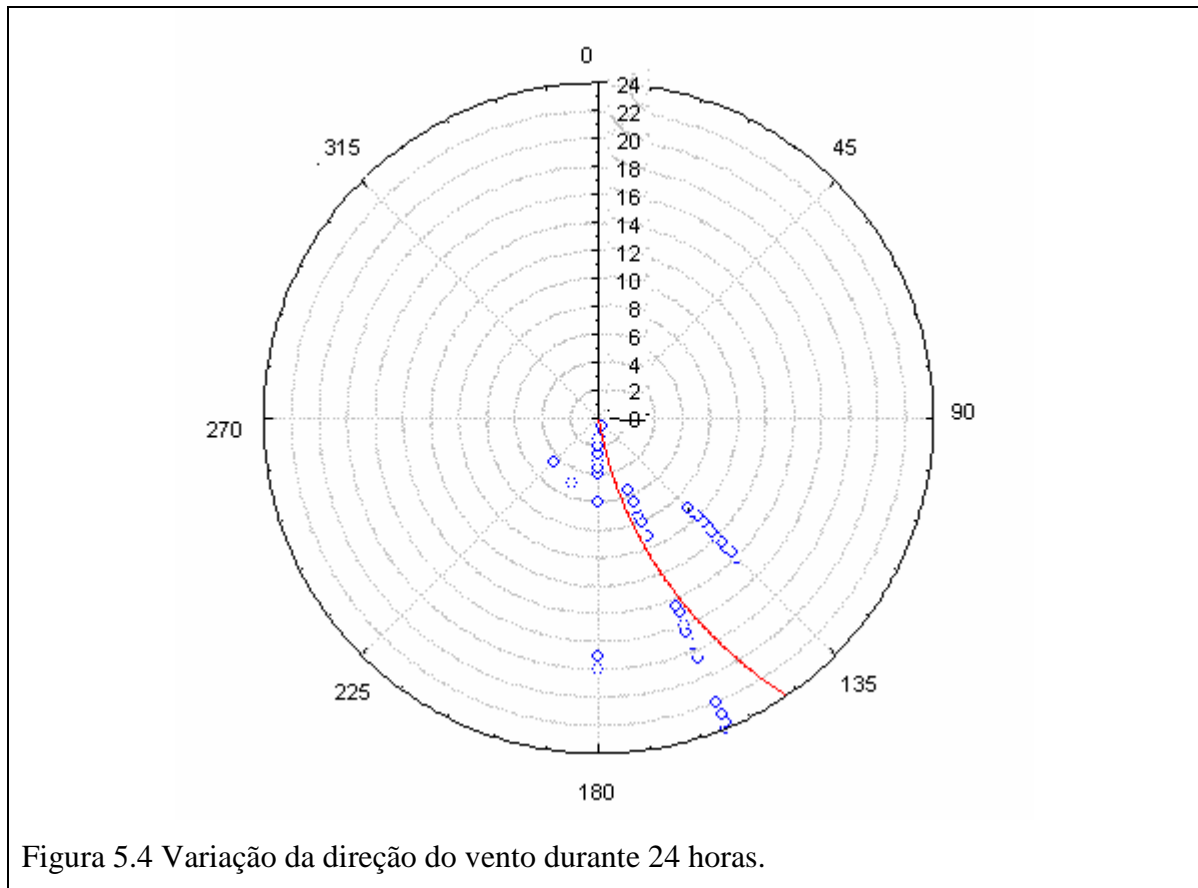


Figura 5.4 Variação da direção do vento durante 24 horas.

5.2 Temperatura e oxigênio dissolvido

Os valores de temperatura e concentrações de oxigênio dissolvido nas áreas da lagoa facultativa primária (A1, A2 e A3) são mostrados na tabela 5.1. As medições foram realizadas às 13 h em diferentes profundidades da lagoa.

Tabela 5.1 Temperatura e oxigênio dissolvido (OD) nas três áreas (A1, A2, A3) da lagoa.

Profundidade (m)		0,30	0,60	0,90	1,20	1,50	1,80
A1	OD (mg. L ⁻¹)	0,35	0,19	0,36	0,19	0,02	0,00
	T (°C)	28,6	28,6	28,7	28,6	28,4	28,3
A2	OD (mg. L ⁻¹)	0,54	0,26	0,25	0,14	0,07	0,03
	T (°C)	28,6	28,5	28,5	28,4	28,2	28,1
A3	OD (mg. L ⁻¹)	0,40	0,40	0,12	0,06	0,02	0,00
	T (°C)	28,3	28,3	28,2	28,0	27,6	27,7

A mistura em uma lagoa facultativa ocorre principalmente através dos mecanismos da ação do vento e do diferencial de temperatura. Quando a lagoa está estratificada a camada superior (quente) não se mistura com a inferior (fria), o que faz aumentar a densidade e viscosidade do líquido. A estratificação é quebrada pela inversão térmica, geralmente nos horários em que a atuação do vento é mais pronunciada, fazendo com que a temperatura seja uniforme ao longo da profundidade. Os valores mostram que não há diferença de temperatura entre as profundidades da lagoa o que indica uma mistura da coluna líquida causada provavelmente pela ação do vento, principalmente nas áreas A1 e A2.

Os valores de oxigênio dissolvido mostram que não há diferença entre as camadas e também ao longo das três áreas. A camada anaeróbia no horário analisado já é bastante significativa levando a hipótese de que a lagoa facultativa primária estivesse em estado anaeróbio. Segundo Von Sperling, 1996, a profundidade da zona aeróbia varia durante as 24 horas do dia, em função da variabilidade da fotossíntese, mas também com as condições da lagoa, ou seja, lagoas com uma maior carga de DBO tendem a possuir uma maior camada anaeróbia, que pode ser praticamente total durante a noite.

5.3 Avaliação parcial do fluxo hidráulico com a utilização de traçador

A determinação do regime hidráulico foi realizada através de uma avaliação parcial com o uso de traçador corante vermelho bordeaux através de dois experimentos em um intervalo de uma semana entre eles. Os experimentos foram realizados nos dias 3 e 4 de maio de 2005 e 9 e 10 de maio de 2005. Nestes dias a velocidade média do vento esteve entre 2 m.s^{-1} e 3 m.s^{-1} .

No primeiro experimento o corante surgiu na superfície da água após dois minutos e dispersou a esquerda do ponto de entrada da lagoa, enquanto que no segundo experimento o corante surgiu em três minutos, dispersando-se à direita do ponto de entrada. Vale ressaltar que no primeiro experimento não havia camada de lodo sobrenadante, enquanto que no segundo a camada de lodo no início das amostragens era bastante espessa, como pode ser visto na Figura 5.5 e 5.6.



Figura 5.5 Corante na superfície da lagoa no primeiro experimento, sem camada de lodo.



Figura 5.6 Surgimento do corante na superfície da água através da camada de lodo sobrenadante.

As curvas de concentração por tempo mostram que as maiores concentrações ocorreram nas primeiras horas do experimento, tendendo a zero nas horas subseqüentes. As Figuras 5.7 a 5.10 apresentam o ponto 1 (um) e o ponto 2 (dois) (primeira e segunda amostragem). Observando estes pontos, que são os mais próximos das tubulações de entrada, pode-se verificar que no primeiro experimento há um decréscimo acentuado da concentração do corante em menos de cinco horas, enquanto que no segundo experimento houve oscilação na concentração com picos bastante elevados em tempo menor do que 5 horas. Este fato, que se repete em praticamente todos os pontos de coleta, leva a supor que no primeiro experimento o corante sedimentou e ficou aderido ao lodo de fundo (espessura maior que 80 cm) e retornou à superfície juntamente com a camada sobrenadante no segundo experimento. Estas observações levam a confirmação da hipótese de que o lodo depositado tende a re-suspensão ocasionado pela agitação da coluna líquida causada pela liberação de gases da metanogênese, pela proximidade dos dispositivos de entrada e variação de vazão ao longo do dia. A alternância de velocidades de vento elevadas e próximas de zero durante o dia faz com que o sistema em 24h sofra grandes variações de fluxo, propiciando a sedimentação do lodo nos períodos de calmaria e ativando a re-suspensão dos sólidos em períodos de turbulência.

Apesar das avaliações da dispersão do traçador nem sempre serem conclusivas, principalmente no fundo, onde a análise de concentração do traçador sofreu interferência da turbidez na amostra, as observações da avaliação parcial hidrodinâmica levam a supor que na região A1, a lagoa facultativa atue predominantemente como lagoa anaeróbia com intensa atividade metanogênica, e níveis de remoção de DBO em torno de 50%. O número de

dispersão ($d=0,04$) e o tempo de retenção médio ($\bar{t} = 21,00 \text{ hs}$) foram determinados por Meneses (2006), na mesma lagoa. Este valor de dispersão leva a supor um escoamento do tipo disperso.

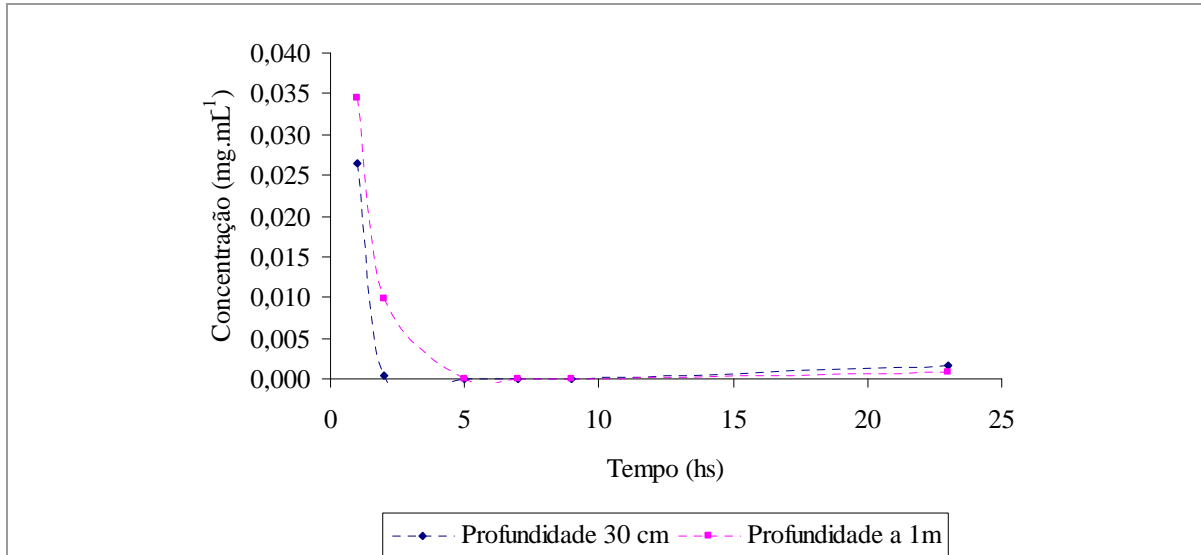


Figura 5.7 Curva de concentração do traçador para o ponto P1 no 1º experimento.

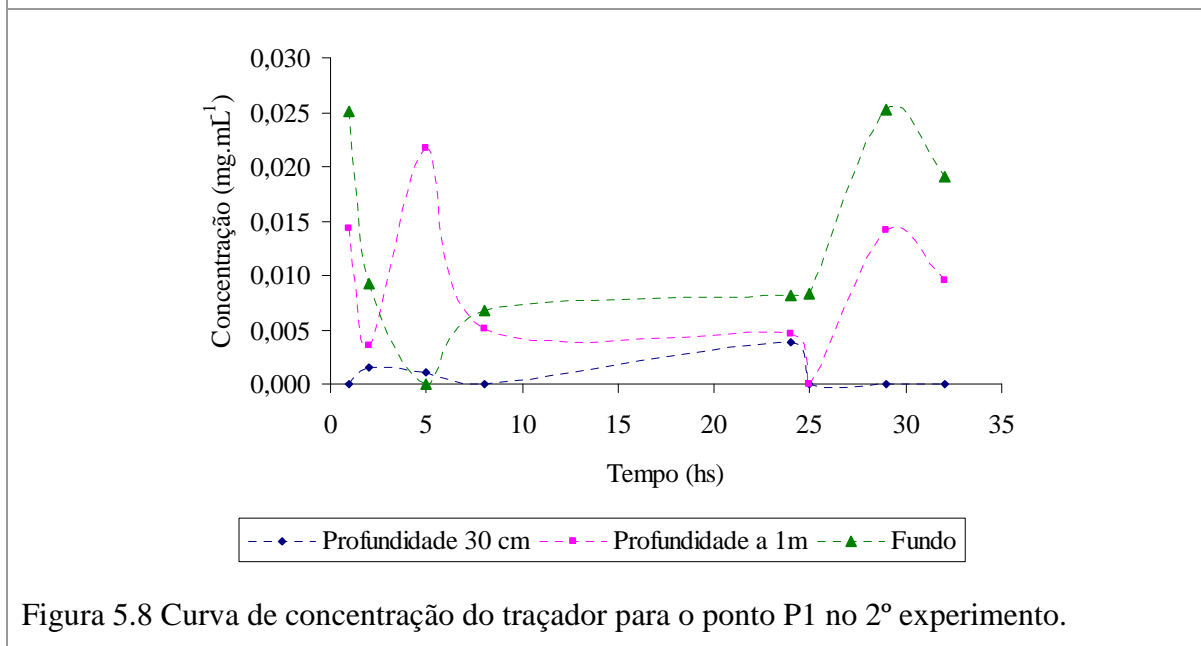


Figura 5.8 Curva de concentração do traçador para o ponto P1 no 2º experimento.

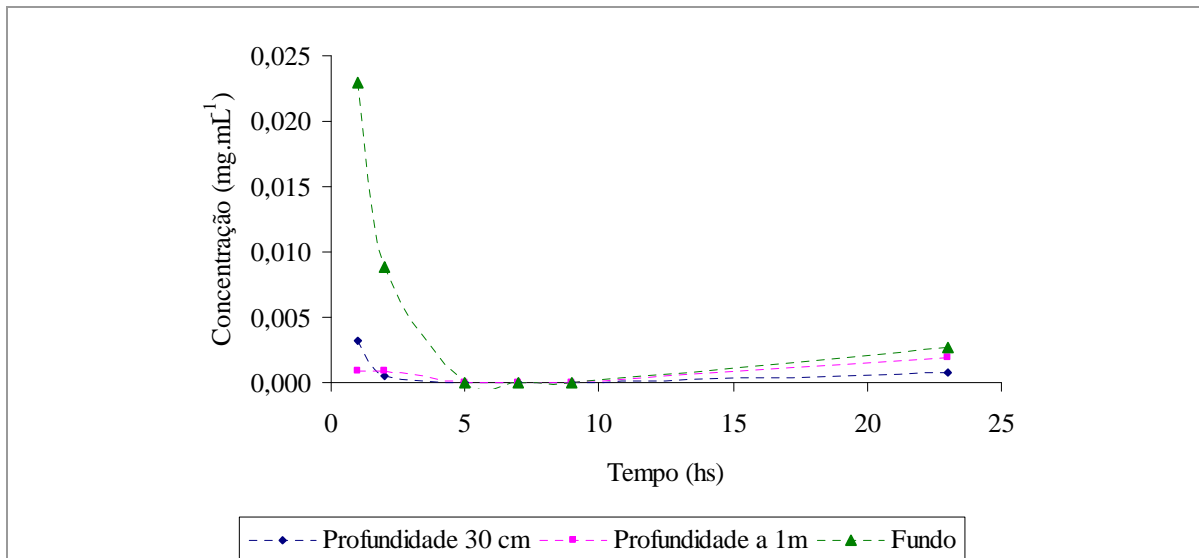


Figura 5.9 Curva de concentração do traçador para o ponto P2 no 1º experimento.

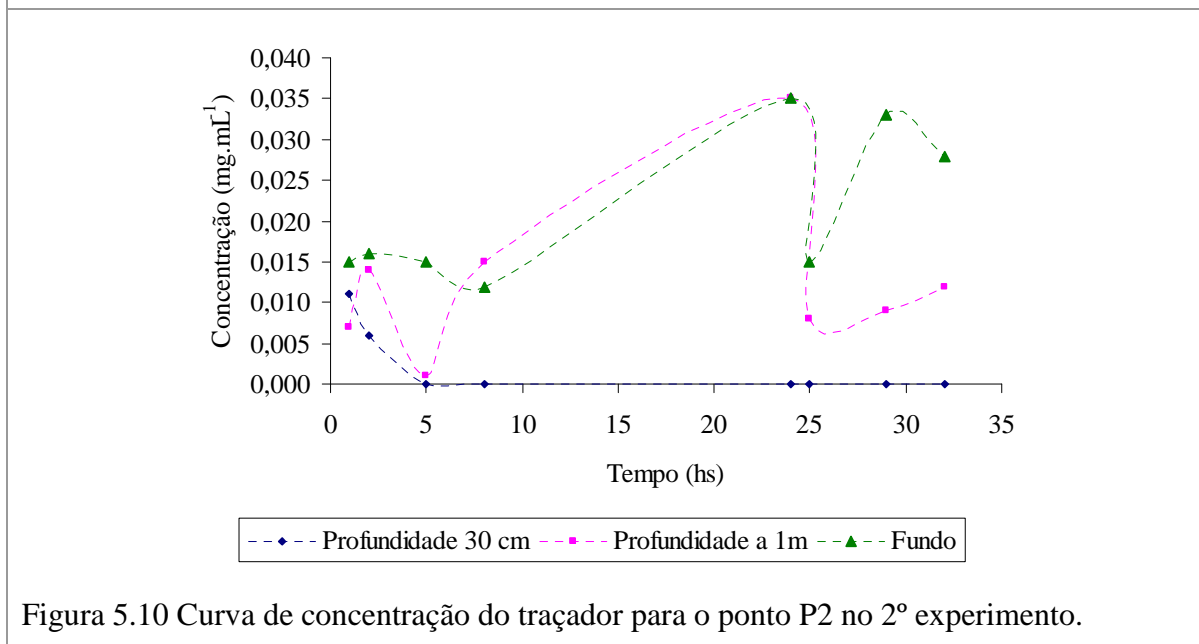


Figura 5.10 Curva de concentração do traçador para o ponto P2 no 2º experimento.

5.4 Variação dos parâmetros pH, DQO, DBO, SST, SSV e fosfatos no afluente e efluente

Na tabela 5.2 são mostrados os valores médios e a faixa de variação (máximos e mínimos) dos parâmetros pH, DQO, DBO, SST, SSV e fosfatos analisados no afluente e efluente da lagoa.

Tabela 5.2 Valores médios e faixa de variação (mínimos e máximos) dos parâmetros monitorados no período de maio de 2003 a novembro de 2004.

Parâmetros	Afluente	Efluente
pH	7,53 6,85 – 9,65	7,48 6,34 – 8,12
DQO (mg.L ⁻¹)	625 492 – 777	399 275 – 565
DBO (mg.L ⁻¹)	384 300 – 495	184 100 – 289
SST (mg.L ⁻¹)	309 192 – 614	194 121 – 426
SSV (mg.L ⁻¹)	241 139 – 500	164 106 – 400
Fosfato (mg.L ⁻¹)	5,00 2,40 – 7,80	3,50 1,20 – 5,40

Na avaliação dos parâmetros analisados durante o monitoramento, pode-se observar pela Figura 5.11 que o afluente apresentou variações significativas de pH com valores entre 6,85 e 9,65. Isto se deve, provavelmente, a necessidade de correção de pH do afluente, devido ao alto tempo de detenção no sistema de coleta e estação de bombeamento fazendo com que o esgoto bruto já chegasse séptico. A adição de hidróxido de cálcio (cal hidratada) se fazia necessária para a neutralização. Como o produto tem baixa solubilidade, ele se deposita na lagoa e à medida que vai sendo solubilizado interfere nos valores de pH na entrada da lagoa e da camada de lodo.

No efluente o pH variou de 6,34 a 8,12. Esta variação é resultante da quantidade populacional de algas, pois depende da fotossíntese e da respiração. Com a fotossíntese há um consumo de CO₂ com a conversão do íon bicarbonato (HCO₃⁻) a íon OH⁻, o que faz com que o pH se eleve. Aumentos de pH até 11, à tarde, são freqüentes em lagoas de estabilização. Na respiração, a produção de CO₂ desequilibra a reação e faz com que o íon (HCO₃⁻) se converta a H⁺ e o pH se reduz.

Aplicando o teste t (Distribuição de Student) para os valores de pH afluente e efluente, o valor de $t=0,2978$, não foi significativo a 5% ($t_{0,05;19}=1,73$) o que indica que não há diferença significativa entre o pH de entrada e de saída da lagoa.

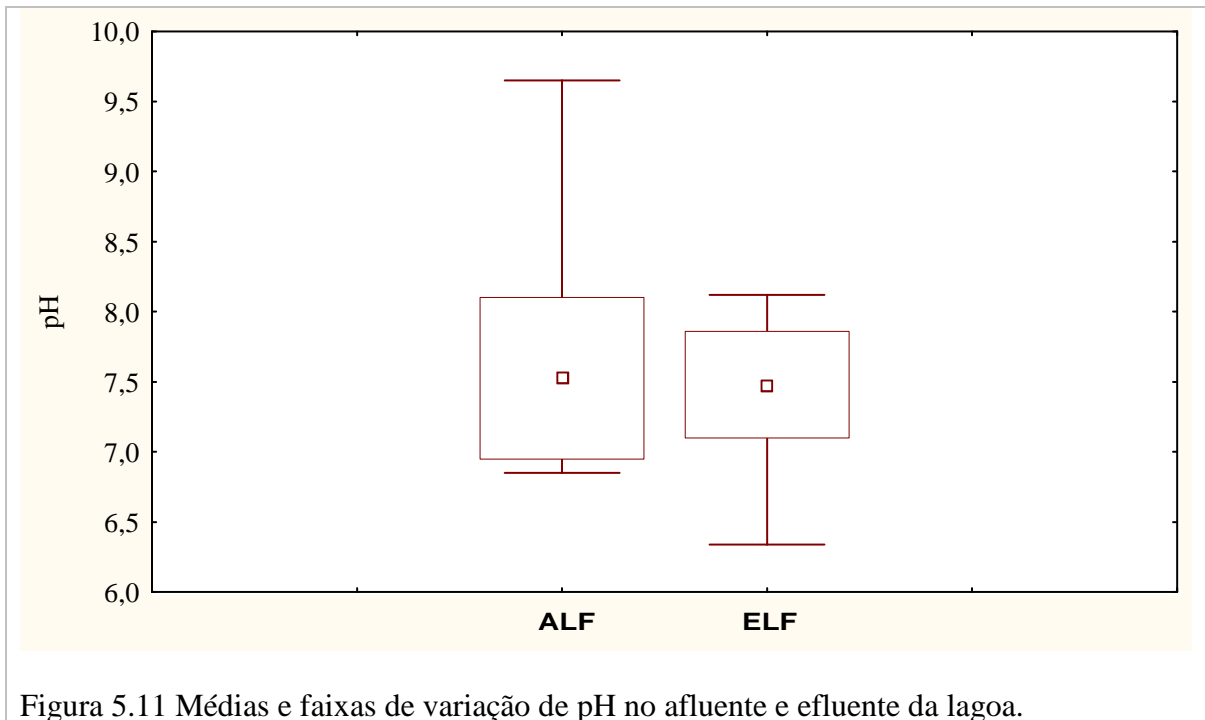


Figura 5.11 Médias e faixas de variação de pH no afluente e efluente da lagoa.

A concentração de matéria orgânica oxidável medida em DQO apresentou valores afluentes entre 492 a 777 mg.L⁻¹, enquanto a DBO afluente teve uma variação entre 300 e 495 mg.L⁻¹, mostrado na Figura 5.12. Os valores médios de 625 mg.L⁻¹ e 384 mg.L⁻¹ para DQO e DBO, respectivamente, estão próximos aos valores de 551 mg.L⁻¹ e 283 mg.L⁻¹ encontrados por Araújo et al (2005), no mesmo sistema. A relação DBO/DQO de 0,6 para o esgoto bruto e 0,5 para o efluente tratado mostra que há diminuição da fração biodegradável.

As eficiências médias de remoção foram de 36,12 % e 52,09% para DQO e DBO respectivamente. Aplicando o do teste t (Distribuição de Student) para os valores de remoção de DQO e DBO, o valor de $t=4,2565$ foi significativo a 5% ($t_{0,05;13} = 1,77$) e a 1% ($t_{0,01;13} = 2,65$) o que sinaliza que há diferença significativa entre as eficiência de remoção de DQO e DBO.

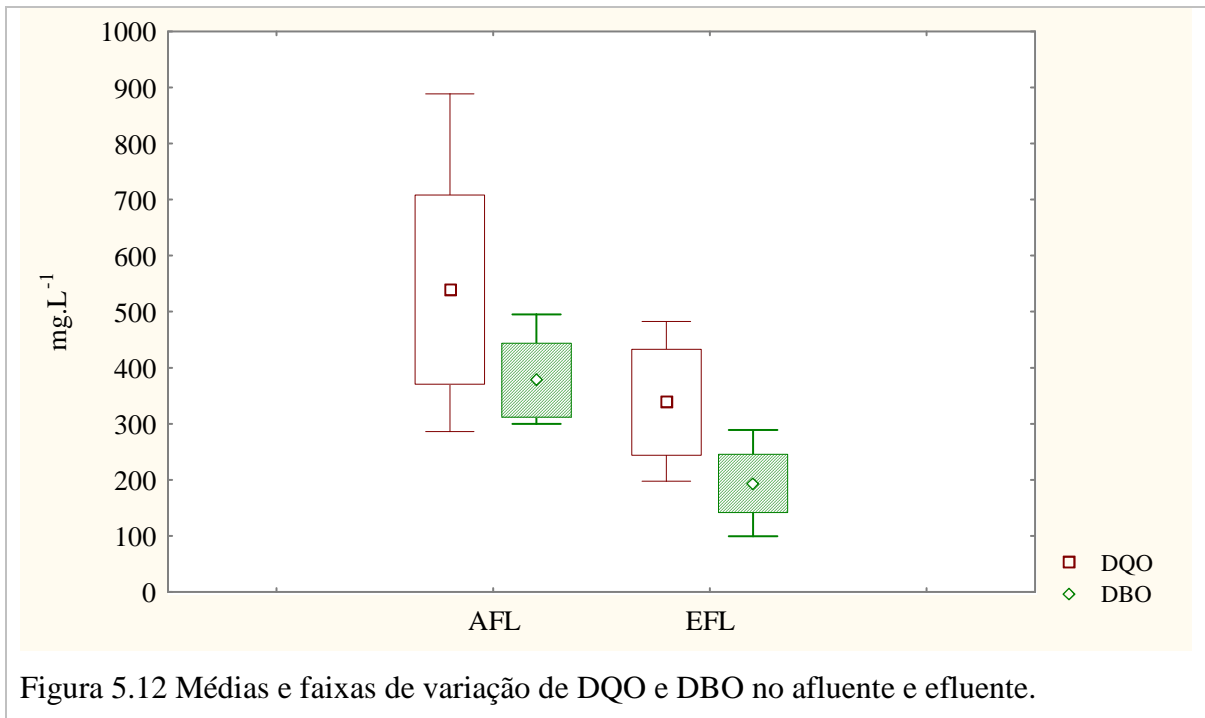


Figura 5.12 Médias e faixas de variação de DQO e DBO no afluente e efluente.

A variação máxima e mínima e os valores médios dos sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis do afluente e efluente estão apresentados na Figura 5.13. Os valores médios de sólidos suspensos totais afluente e efluente variaram entre 192 e 614 mg.L^{-1} e 121 e 496 mg.L^{-1} respectivamente, o que concorda com os valores de 168 e 566 mg.L^{-1} , encontrados por Araújo et al (2005).

A eficiência média de remoção para SST e SSV foi de 37,5 e 31,9 %, respectivamente. Aplicando o teste t (Distribuição de Student) para os valores de remoção de SST e SSV, o valor de $t=2,2598$ foi significativo a 5% ($t_{0,05;17} = 1,74$) o que indica que há diferença significativa entre as eficiências de remoção de sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis.

A relação SSV/SSF caracteriza a fração orgânica contida no esgoto bruto e efluente tratado. Os valores médios da razão (SSV/SSF) do afluente e efluente foram de 8,2 e 17,9 respectivamente. Um valor alto de SSV/SSF no efluente indica que estes são compostos por biomassa de bactérias e algas, estas últimas provavelmente do gênero *Chorella*, dominante (Meneses et al, 2005).

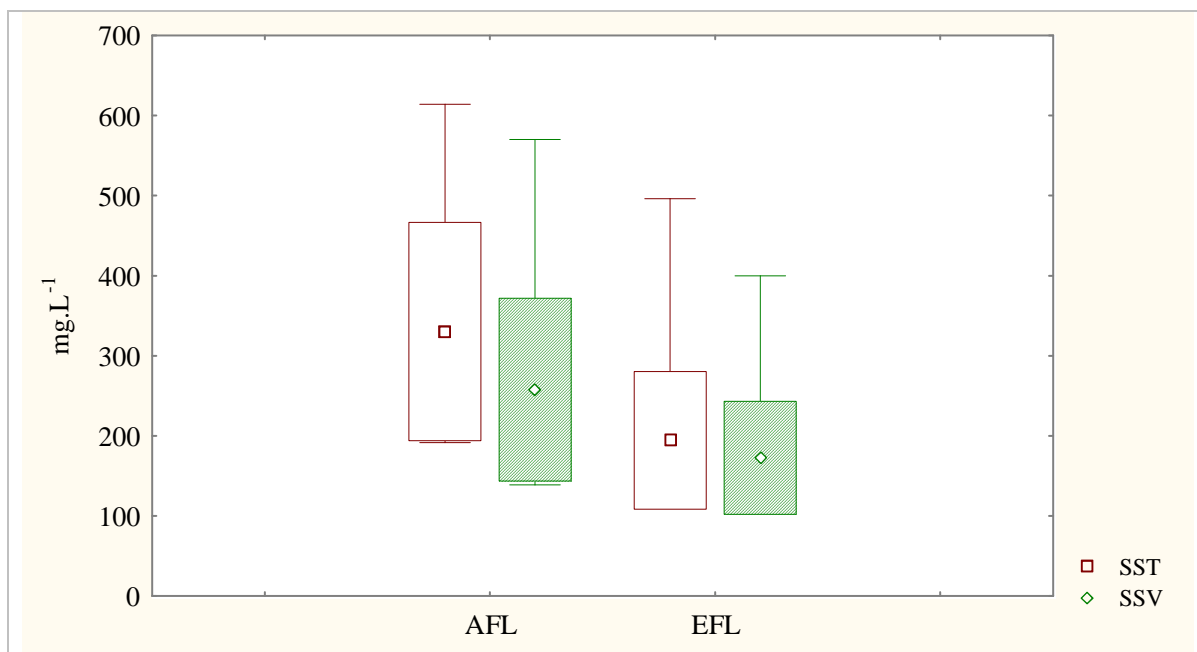


Figura 5.13 Médias e faixas de variação de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) no afluente e efluente.

5.5 Caracterização dos sedimentos ao longo da lagoa

A caracterização da camada de lodo foi realizada através das análises de pH, sólidos totais (fixos e voláteis) em 30 pontos sinalizadores na direção longitudinal da lagoa, divididos nas três áreas A1, A2 e A3. A partir dos dados obtidos para os sólidos totais voláteis e sólidos totais fixos na camada de lodo na lagoa foi calculada a relação média de SV/SF nas três áreas estudadas.

No sedimento de fundo também foram analisados: Ca e P, tamanho da partícula sedimentada e atividade metanogênica específica (AME), esta última para avaliar a atividade dos microrganismos anaeróbios no lodo de fundo.

Em 6 pontos ao longo da lagoa, representado as áreas (A1, A2 e A3), foram avaliadas concentrações de algas na coluna líquida e na camada de lodo pelo parâmetro clorofila *a*.

5.5.1 Concentração de sólidos totais, fixos e voláteis na camada de lodo

A Tabela 5.3 mostra os valores médios e a variação (máximos e mínimos) da concentração de sólidos totais fixos e voláteis na camada de lodo ao longo da lagoa. Pela análise da tabela pode-se verificar que a camada de lodo teve uma variação significativa ao longo da lagoa com

aumento da relação SV/SF da área A1 para a área A3. Isto pode ser explicado provavelmente pelo acúmulo de algas na saída do efluente da lagoa.

Tabela 5.3 Valores médios e faixa de variação (mínimos e máximos) dos sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis e relação SV/SF da camada de lodo nas áreas A1, A2 e A3.

Áreas Parâmetros	A1	A2	A3
Sólidos Totais (g.L ⁻¹)	65,4 21,1 – 93,6	17,8 10,3 – 34,6	13,2 5,1 – 18,4
Sólidos Fixos (g.L ⁻¹)	28,1 5,8 – 42,0	4,1 1,7 – 8,6	2,1 1,0 – 4,3
Sólidos Voláteis (g.L ⁻¹)	38,,0 15,3 – 52,8	13,6 8,5 – 29,4	11,3 0,7 – 13,0
SV/SF	2,2 1,0 – 3,8	4,1 2,2 – 6,4	8,0 4,4 – 11,7

Analisando-se as Figuras 5.14 e 5.15 observa-se que a concentração de sólidos totais na camada de lodo diminui da entrada para a saída da lagoa e a relação SV/SF indica um aumento dos sólidos voláteis ao longo da lagoa, o que sugere que o lodo depositado ainda não está estabilizado e a mineralização dos sólidos, pela atividade microbiana anaeróbia, é mais intensa na região A1. Também se pode inferir que a concentração dos sólidos nas outras áreas é composta, basicamente, pela deposição de algas.

A Figura 5.16 apresenta a variação da razão SV/SF ao longo do tempo de pesquisa. Pode-se observar que há uma tendência de diminuição dos sólidos voláteis, o que significa que o lodo sedimentado é bastante “jovem” já que o sistema opera a menos de cinco anos e que há uma tendência de estabilização. A sedimentação nas lagoas facultativas primárias forma uma camada de lodo no fundo cujo volume é afetado pela degradação anaeróbia e pela compressão da camada. A relação SV/SF foi estudada por Nelson e Yang (2005), em três lagoas facultativas primárias com 15 anos de operação, no México. Eles desenvolveram e calibraram um modelo de degradação anaeróbia, baseado na relação SV/SF, e concluíram que ao longo do tempo os efeitos combinados da degradação e da consolidação fazem com que a espessura da camada de lodo decresça mais pela compressão do que pelo efeito da degradação anaeróbia.

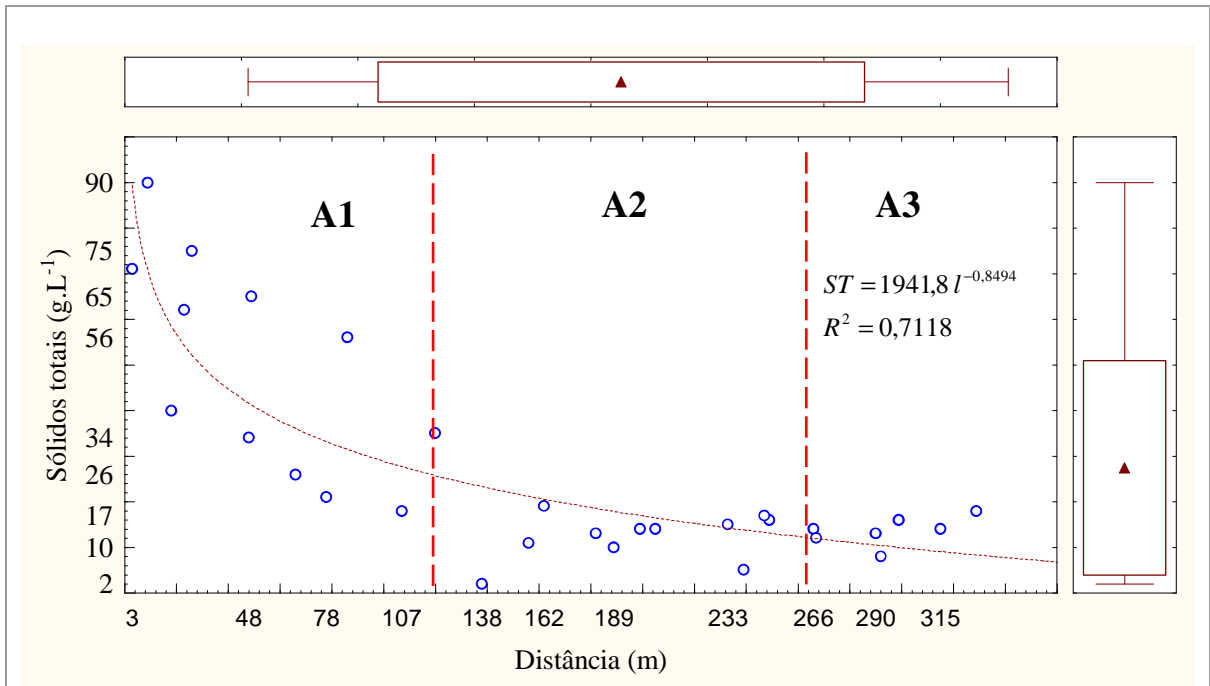


Figura 5.14 Variação de sólidos totais (ST) na camada de lodo com relação à distância da entrada.

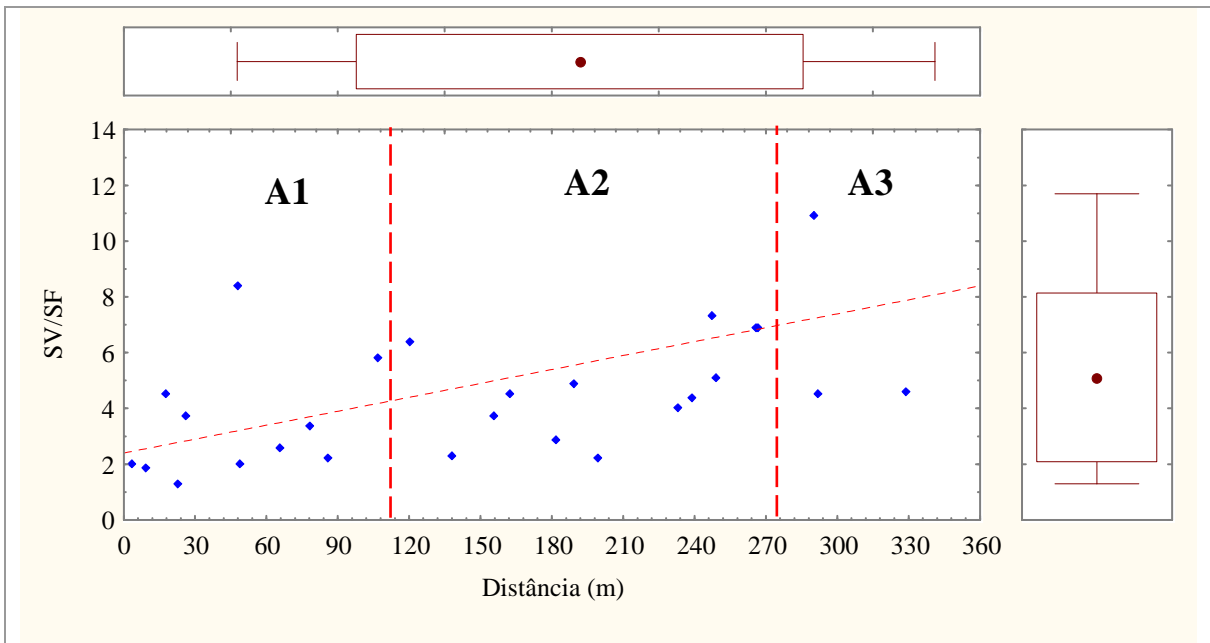


Figura 5.15 Variação e média da relação SV/SF na camada de lodo ao longo da lagoa, nas áreas A1, A2 e A3.

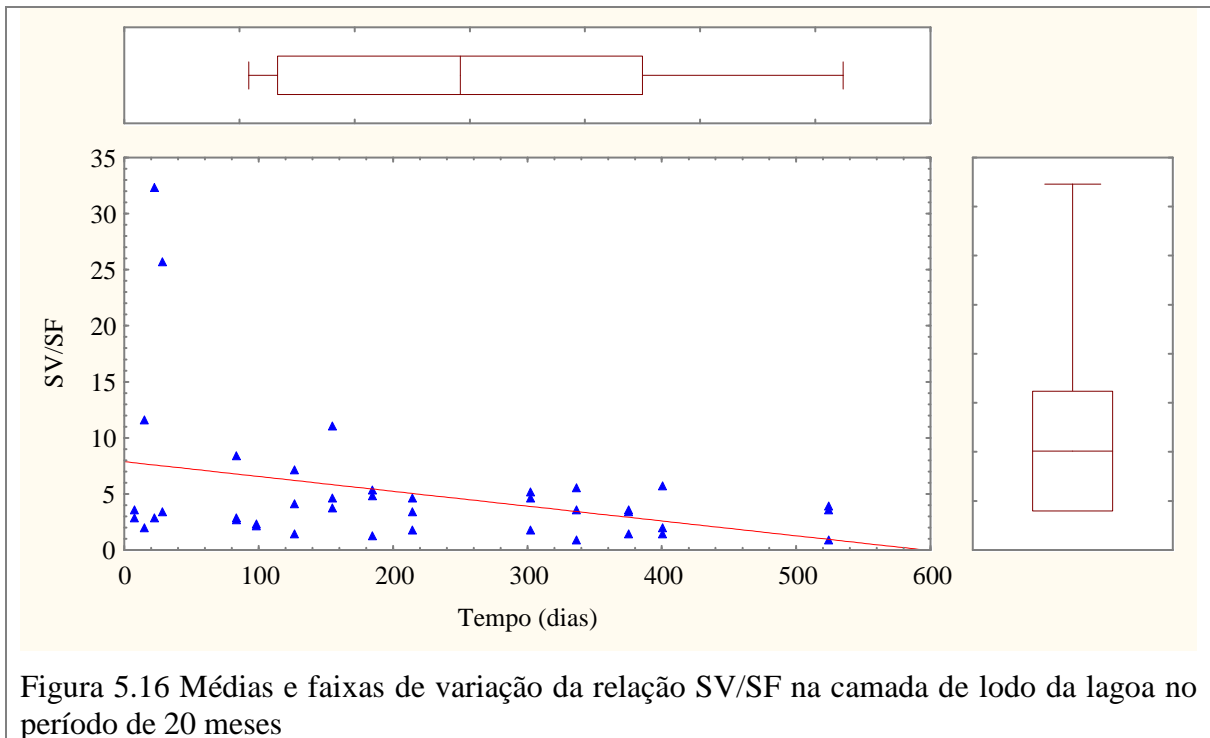


Figura 5.16 Médias e faixas de variação da relação SV/SF na camada de lodo da lagoa no período de 20 meses

5.5.2 Concentração de fósforo, cálcio e pH na camada de lodo

A tabela 5.4 mostra os valores médios e a variação (máximos e mínimos) do pH, concentração de fósforo (ortofosfato) e cálcio na camada de lodo ao longo da lagoa. Pela análise da tabela pode-se verificar que o pH na área A1 variou entre 5,9 a 13,8 com média de 7,2. Estas variações se devem à presença de cal, colocada na lagoa para correção do pH e inibição na liberação de gases. Com a baixa solubilidade da cal hidratada, o produto sedimentava na camada de lodo aumentando pontualmente o pH, quando solubilizado. A presença da cal fica evidente pela presença de cálcio em quantidades bastante expressivas no lodo de fundo.

A quantidade de fósforo na camada de sedimentos, medido durante o experimento como ortofosfato, está numa proporção de 40g por kg de cálcio o que pode ter sido ocasionado pela presença da cal hidratada. O fósforo no lodo tanto pode estar na forma de composto orgânico como precipitado químico, provavelmente como hidroxiapatita. A adição de cal pode adsorver o fósforo em uma proporção de 0,68 g de fósforo por kg de cal (Strang e Wareham, 2002).

Tabela 5.4 Valores médios e faixa de variação (mínimos e máximos) do pH, Fósforo e Cálcio na camada de lodo nas áreas A1, A2 e A3.

Áreas	pH	Fósforo (mg.L ⁻¹)	Cálcio (mg.L ⁻¹)
A1	7,2	162,8	4075
	5,9 – 13,8	67,0 – 258,0	2675 – 6500
A2	7,0	74,5	590
	6,7 – 8,5	22,0 – 168,0	556 – 629
A3	7,1	36,0	290
	6,3 – 8,1	11,0 – 67,0	225 – 350

5.5.3 Metano produzido na lagoa facultativa

Com o objetivo de avaliar o grau de anaerobiose na camada sedimentada, foram realizados testes de laboratório de atividade metanogênica específica (AME) nos sólidos das camadas formadas nas áreas A1, A2 e A3. Foram encontrados os valores médios de 2,2 mL CH₄. g⁻¹ SVT.dia⁻¹ para a área A1 e 0,36 e 0,42 mL CH₄.g⁻¹.SVT.d⁻¹, para as áreas A2 e A3, respectivamente. Em 2000, Paing et al, ao medirem a atividade metanogênica “in situ” em uma lagoa anaeróbia localizada no sul da França encontraram uma média de 2,9 mL CH₄. g⁻¹.SVT. dia⁻¹. Os pesquisadores constataram que embora a maior sedimentação de lodo fosse próxima à entrada, o lodo sedimentado próximo à saída apresentava uma maior atividade metanogênica específica.

O valor e a estabilidade do pH em uma digestão anaeróbia são extremamente importantes: uma taxa elevada de metanogênese só pode se desenvolver quando o pH se mantém em um valor próximo de 7,0. O efeito do pH sobre o processo se manifesta diretamente, afetando, por exemplo, a atividade de enzimas ou indiretamente, pelo aumento da toxicidade dos compostos. As bactérias metanogênicas podem ser inibidas em pH baixo. O pH na camada de lodo pode ter variado em posição e profundidade. Isto leva à hipótese de que a adição de cal na lagoa foi importante na manutenção alcalinidade para o desenvolvimento das bactérias metanogênicas.

A atividade metanogênica ao longo da lagoa diminui à medida que se afasta da área de maior densidade de sólidos. A produção estimada de metano que pode ser liberado para a atmosfera

foi calculada considerando o tamanho da área, a espessura média da camada, a concentração média de sólidos voláteis e a taxa de conversão SVT/CH₄. A produção aproximada de metano calculada para a área A1 foi de 60,76 L. m⁻². dia⁻¹. Picot et al (2002) mediram a produção de biogás em uma lagoa anaeróbia em escala real no sul da França, tratando esgoto doméstico e encontrou 49 L.m⁻².dia⁻¹ de biogás (83% CH₄). Silva et al (2004) encontraram um volume médio de 122 L. m⁻².dia⁻¹, medido em uma lagoa anaeróbia em escala piloto, tratando águas residuárias domésticas em Campina Grande, Paraíba.

5.5.4 Concentração de clorofila *a* na coluna líquida, camada de lodo e efluente.

A Tabela 5.5 apresenta os valores médios e a faixa de variação das concentrações de clorofila *a*, analisadas em amostras coletadas na coluna líquida, camada de sedimento e efluente, em pontos ao longo da lagoa.

Tabela 5.5 Valores médios e faixa de variação (mínimos e máximos) de clorofila *a* e feofitina ao longo da direção longitudinal.

Pontos de coleta Distância (m)	Coluna Líquida(m)	Clorofila <i>a</i> (µg. L ⁻¹)		Feofitina (µg. L ⁻¹) Lodo
		C. líquida	Lodo	
P4 (49) (A1)	1,2	545	1429	670
		419 – 594	1281 – 1629	462 – 902
P6 (66) (A1)	1,5	1254	1824	1308
		981 – 1497	1723 – 1933	928 – 1517
P10 (138) (A2)	1,9	1575	1703	1059
		1310 – 2163	1271 – 1872	957 – 1593
P12 (120) (A2)	1,9	1241	1446	866
		1000 – 1410	1224 – 1670	408 – 1359
P22 (266) (A3)	1,9	1547	1629	844
		1319 – 1793	1455 – 1707	164 – 1593
P25 (247) (A3)	1,9	1954	1772	990
		1886 – 2098	1302 – 2144	647 – 1648
Efluente			2485 1435 – 3260	

A Figura 5.17 mostra a variabilidade da concentração de clorofila *a* na coluna líquida e na camada de lodo. Pode-se verificar que existe uma diferença significativa entre as concentrações na coluna líquida para os pontos de coleta, com um aumento ao longo da lagoa. Porém, aplicando o teste t (Distribuição de Student) para os valores de clorofila *a* entre a coluna de líquido e a camada de lodo o valor de $t=0,317722$ não foi significativo a 5% ($t_{0,05;37}=1,68$) o que indica que não há diferença significativa entre a coluna e a camada sedimentada.

Ainda avaliando a Figura 5.17 e aplicando teste t (Distribuição de Student) entre as concentrações nos pontos de amostragem pode-se observar que para P4 e P6 (localizados na A1) existe diferença significativa na concentração de clorofila *a* que aumenta na coluna líquida, o mesmo não acontece para a camada de sedimento.

Meneses et al (2005) avaliaram, na lagoa facultativa do mesmo sistema, as concentrações de clorofila *a* em diferentes profundidades, em dois pontos localizados nas áreas A1 e A2, nos horários de 9h, 13h e 16h e concluíram que não havia diferença significativa nos valores de concentração de clorofila *a* em relação à profundidade e ao período de amostragem. Os autores ponderam que ocorre uma mistura completa da coluna líquida da lagoa, o que pode ser responsável para que os valores médios de clorofila *a* sejam elevados no efluente assim como os valores de sólidos suspensos.

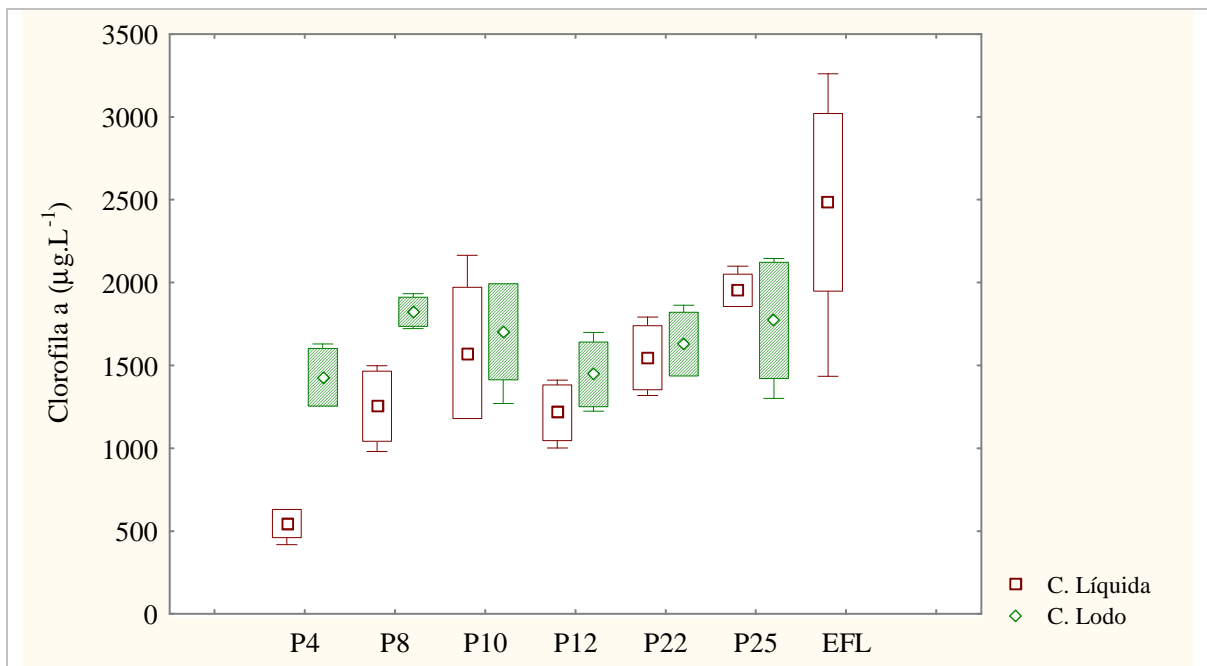


Figura 5.17 Médias e faixas de variação de clorofila *a* na coluna líquida e camada de lodo ao longo da lagoa.

As algas podem ser consideradas a maior fonte de sólidos suspensos efluentes, existindo uma relação direta entre os sólidos suspensos e clorofila *a*. A concentração de sólidos suspensos no efluente pode ser usada para prever a eficiência de tratamento de lagoas facultativas. Pesquisadores (Mara e Pearson, 1987; Soares e Bernardes, 2002) encontraram em suas pesquisas correlações lineares entre a concentração de clorofila *a* presente no efluente e a taxa superficial de carregamento orgânico ($\text{kg DBO} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) ou a eficiência de remoção de carga

orgânica. A relação entre concentração de clorofila *a* e a remoção de carga orgânica não se apresenta como linear para o sistema de Ponta Negra.

5.5.4.1 Cálculo da constante de sedimentação de algas (k_a)

A constante de sedimentação de algas foi calculada através do parâmetro de clorofila *a* de acordo com a equação (2.12).

Como se pode observar pela Figura 5.18 a constante de sedimentação de algas, medida como clorofila *a* decresce exponencialmente ao longo da lagoa facultativa, o que mostra que a maior sedimentação das algas mortas se dá no início da lagoa, isto se deve a ação do vento que carrega estes sólidos em contrafluxo, propiciando a precipitação na região A1.

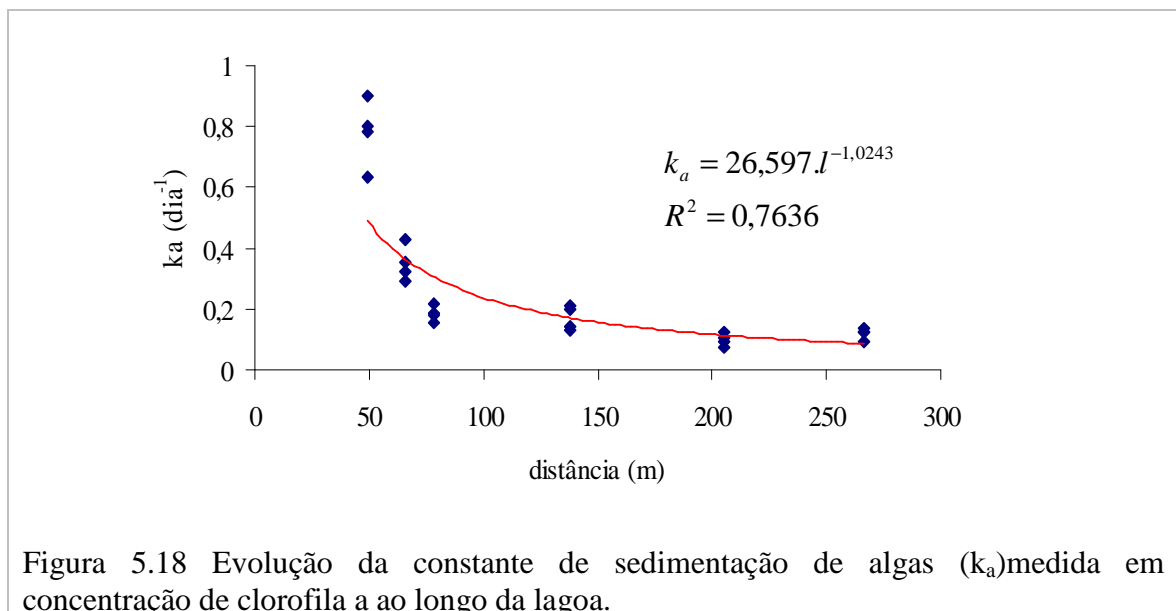


Figura 5.18 Evolução da constante de sedimentação de algas (k_a) medida em concentração de clorofila *a* ao longo da lagoa.

5.6 Distribuição da camada de lodo na lagoa facultativa

A determinação da distribuição e espessura da camada de lodo depositado na lagoa facultativa foi feita durante os anos de 2003 e 2004 em seis ocasiões distintas (anexo 4) com o objetivo de se verificar a área da lagoa, realmente, comprometida pela deposição de sedimentos. Nas Tabelas 5.6 e 5.7, pode-se verificar as espessuras para as áreas A1, A2 e A3 durante o tempo da pesquisa e a influência da direção do vento na formação da camada.

Ao longo do tempo de estudo pode-se observar também que pela manhã sempre havia uma camada sobrenadante, quando as condições meteorológicas eram favoráveis (velocidade do vento próxima de zero) (Figuras 5.19 e 5.20). À medida que o vento aumentava sua

velocidade, já pelas 9h da manhã a camada se desfazia. Segundo Kellner e Pires (1998) quando a velocidade de vento é baixa, as algas não motoras sedimentam no fundo da lagoa sendo digeridas anaerobicamente e as algas motoras dirigem-se para a superfície, formando uma espessa camada que impede a passagem de luz.

Pela Figura 5.21 pode-se verificar que o aumento da frequência de vento na direção NE faz com que a camada de lodo depositada na área A1 diminua, o que leva a concluir que a re-suspensão é principalmente influenciada pelo vento nesta direção.

Tabela 5.6 Espessuras médias (ponderadas) das camadas de lodo nas áreas A1, A2 e A3, e direção predominante do vento, número de medidas igual ou superior a 50.

Mês	Espessura da camada (cm)			Direção do Vento			
	Área 1	Área 2	Área 3	Frequência (%)			
				NE	SE	WS	WN
Maio 2003	58	3,4	3,0	13,27	82,77	3,96	0,00
Agosto 2003	43	5,1	2,8	12,08	85,47	2,45	0,00
Novembro 2003	62	3,5	2,6	13,02	86,98	0,00	0,00
Fevereiro 2004	50	6,7	5,0	16,63	81,64	1,73	0,00
Agosto 2004	81	2,8	2,5	9,52	83,09	7,39	0,00
Novembro 2004	81	5,0	5,0	4,82	92,59	2,59	0,00

Tabela 5.7 Volume de lodo medido na lagoa durante o tempo de pesquisa (maio de 2003 a novembro de 2004).

	Volume aprox. de lodo medido nas áreas (m ³)			
	A1	A2	A3	Atotal
	(14175 m ²)	(17168 m ²)	(23831,2 m ²)	(55174,2 m ²)
Mai/2003	8190	575	714	9480
Ago/2003	6126	875	667	7669
Nov/2003	8774	600	620	9995
Fev/2004	7035	1145	1192	9372
Ago/2004	11544	472	596	12612
Nov/2004	11532	858	1192	13583
Média	8867	755	834	10457



Figura 5.19 Camada de lodo sobrenadante as 7h da manhã.



Figura 5.20 Camada de lodo sobrenadante já se desfazendo com o efeito do vento.

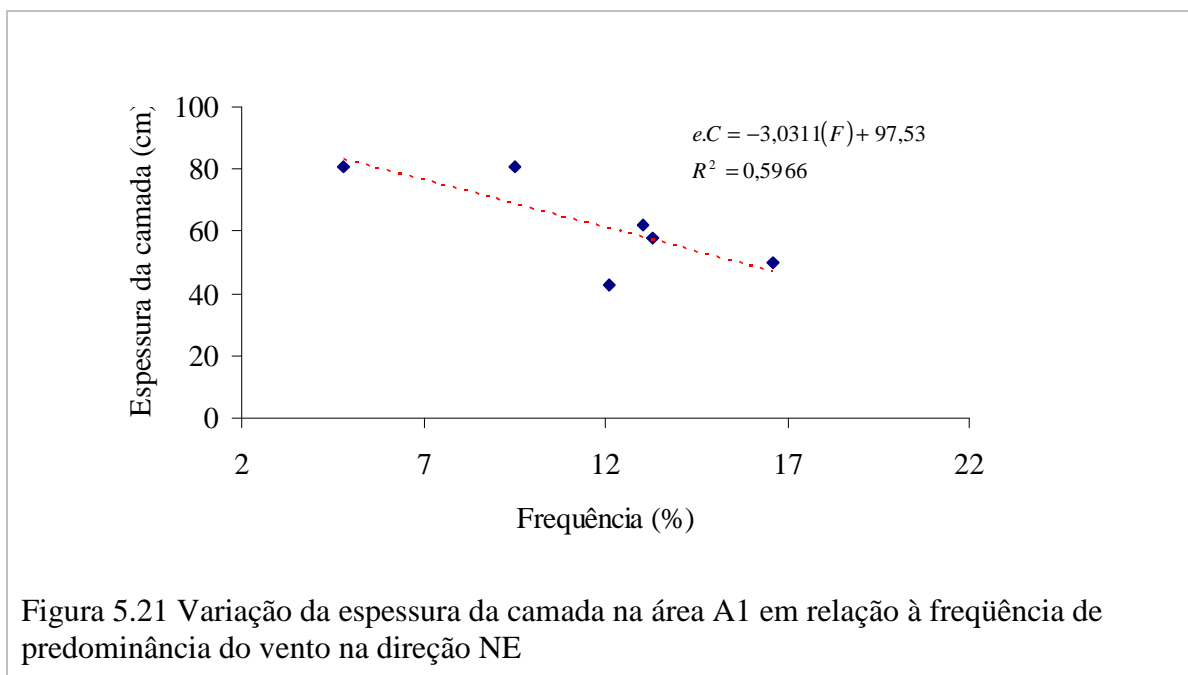


Figura 5.21 Variação da espessura da camada na área A1 em relação à frequência de predominância do vento na direção NE

Pelas Figuras 5.22 a 5.27 pode-se examinar o perfil de distribuição da camada de lodo em toda a extensão da lagoa facultativa. Observa-se que a maior espessura de camada encontra-se na área A1 próxima à entrada da lagoa, atingindo valores de até 1,40 m. Já nas áreas A2 e A3 a camada é quase inexistente, chegando ao máximo de 7,0 cm de espessura. A diferença de espessura entre as áreas A2 e A3 não é significativa a 5% ($t_{0,05; 5} = 2,02$) pelo teste t (Student).

A zona preferencial de acúmulo de lodo nem sempre é observada em outros sistemas, pois a sedimentação parece ser influenciada pelo regime de ventos da região. Saqqar e Pescod (1995) encontraram para uma lagoa anaeróbia do Sistema de Alsamra, na Jordânia, espessura de lodo perfeitamente distribuída de 0,2 m a 2,7m após 44 meses de operação.

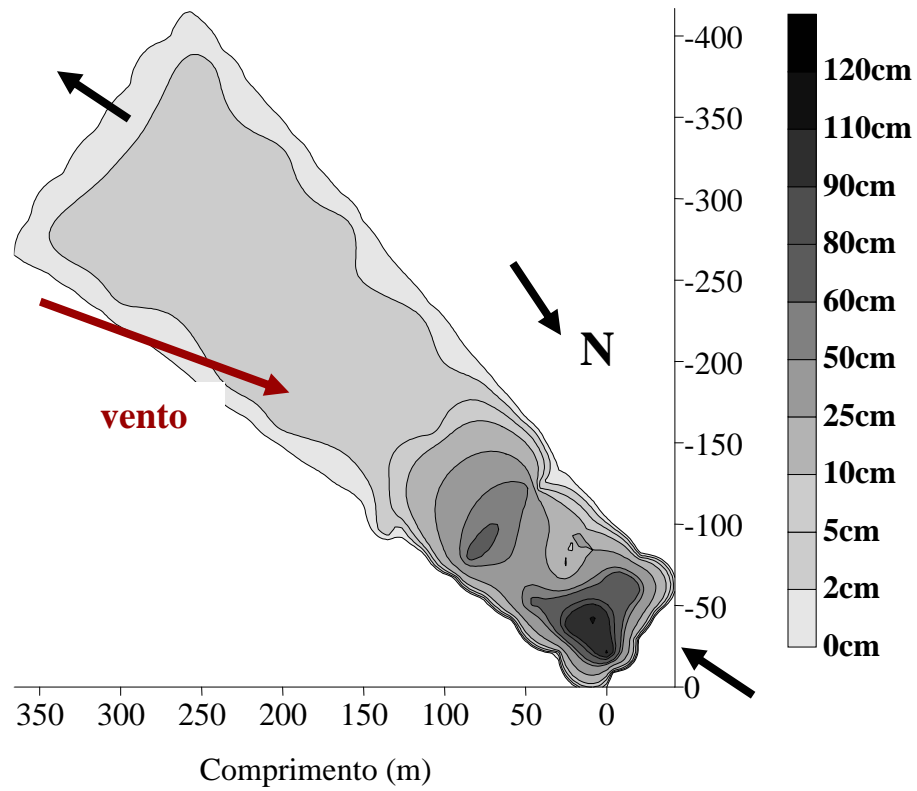


Figura 5.22 Distribuição da camada de lodo em maio de 2003.

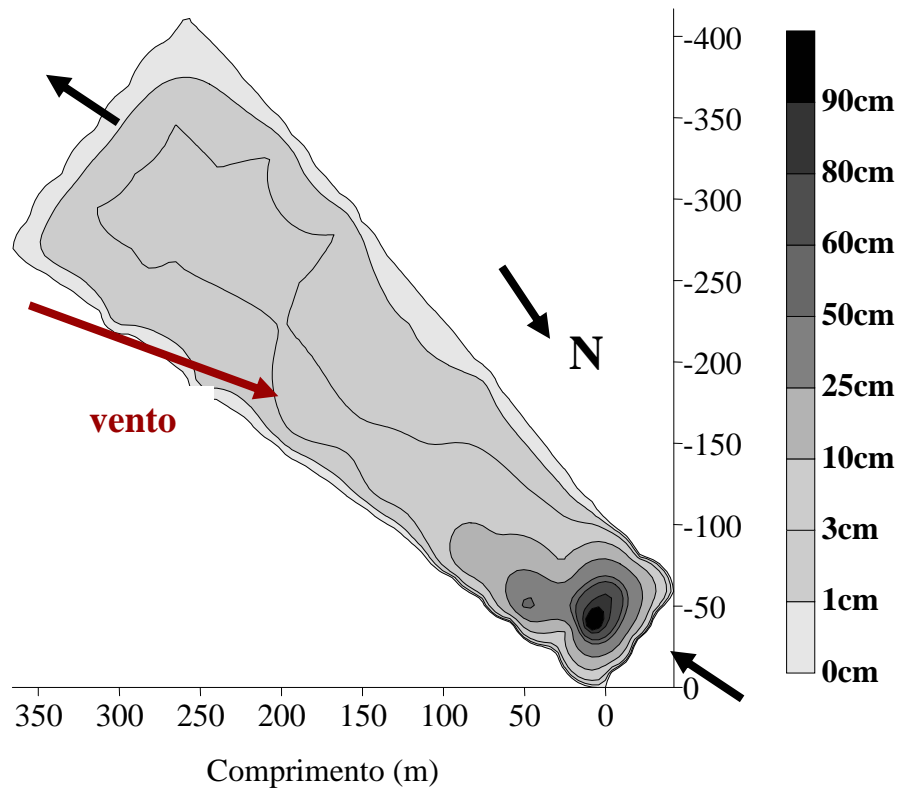


Figura 5.23 Distribuição da camada de lodo em agosto de 2003.

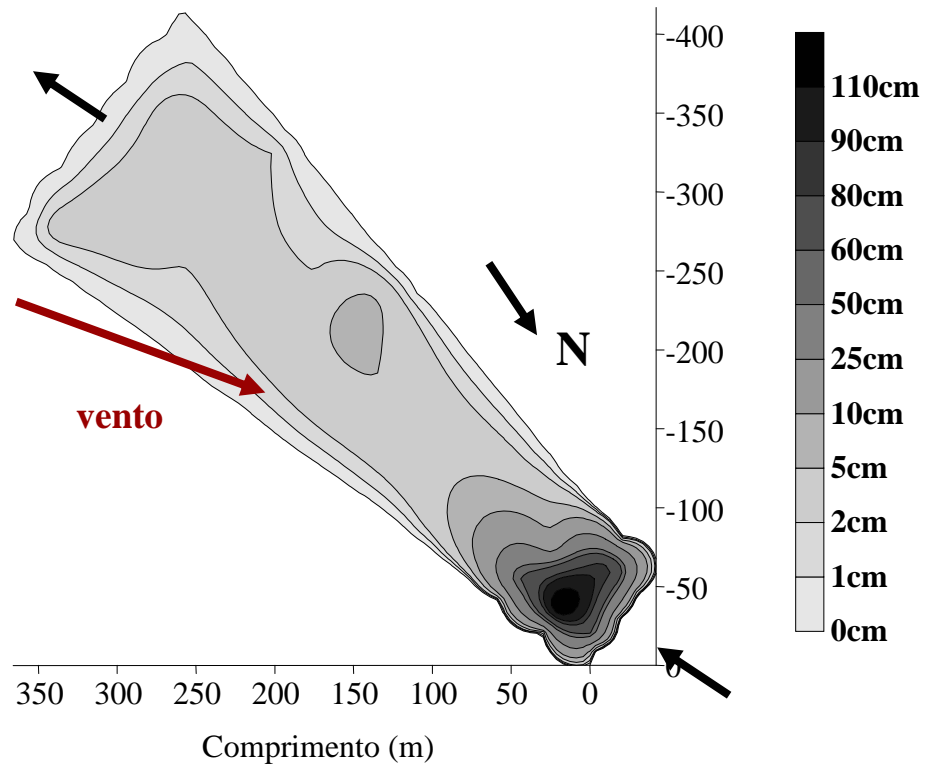


Figura 5.24 Distribuição da camada de lodo em novembro de 2003.

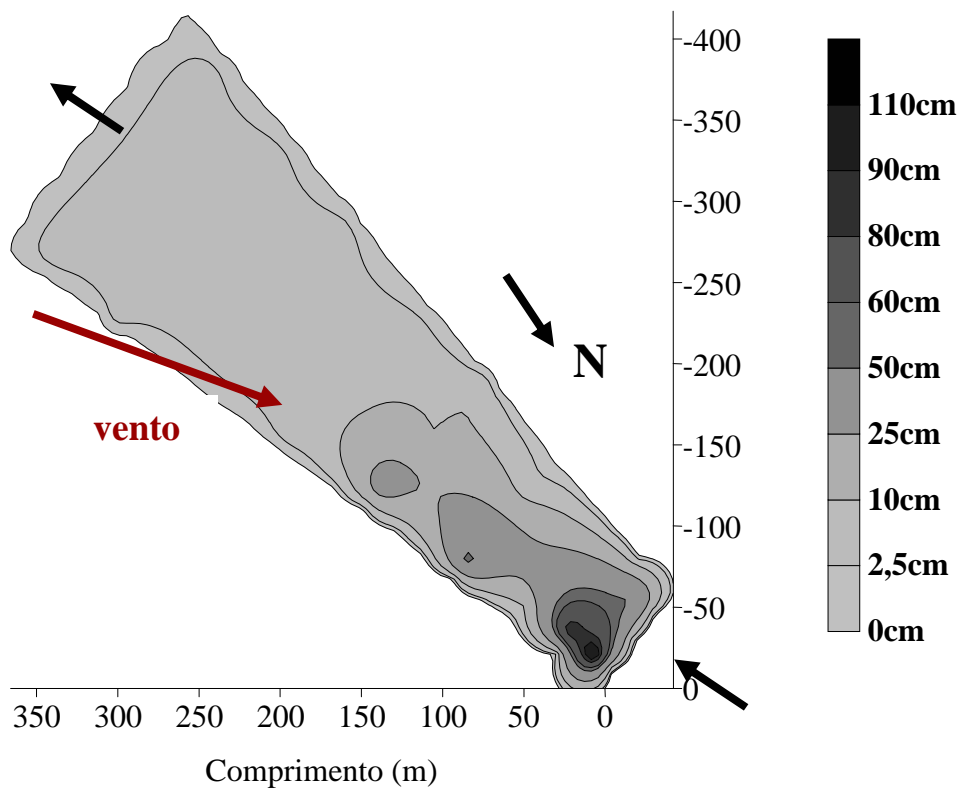


Figura 5.25 Distribuição da camada de lodo em fevereiro de 2004.

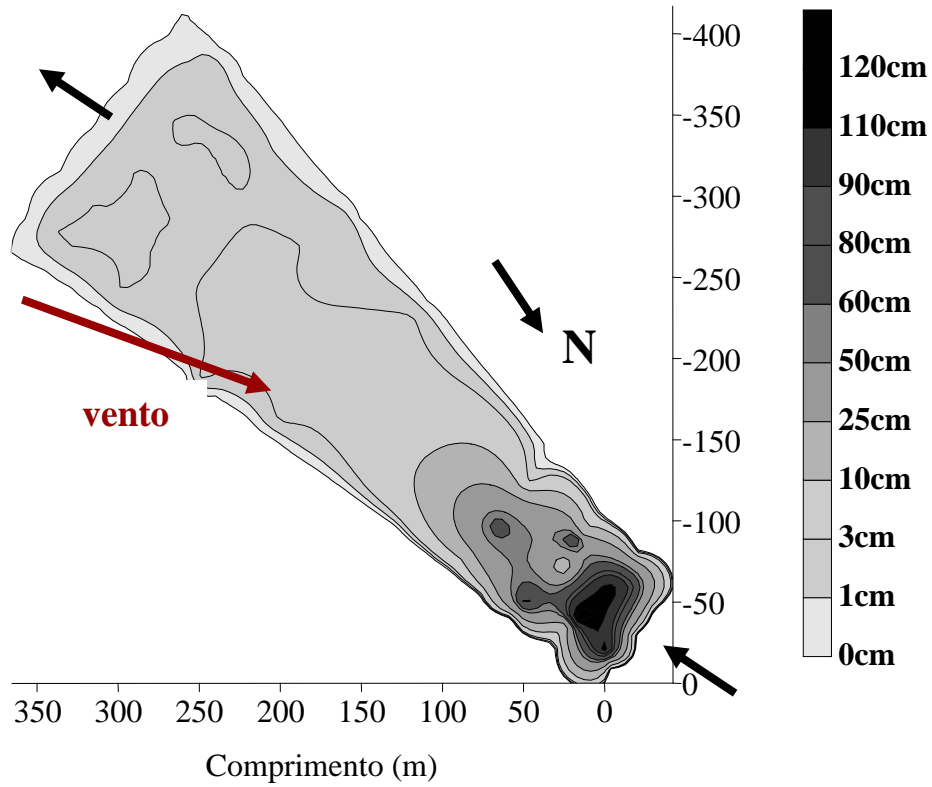


Figura 5.26 Distribuição da camada de lodo em agosto de 2004.

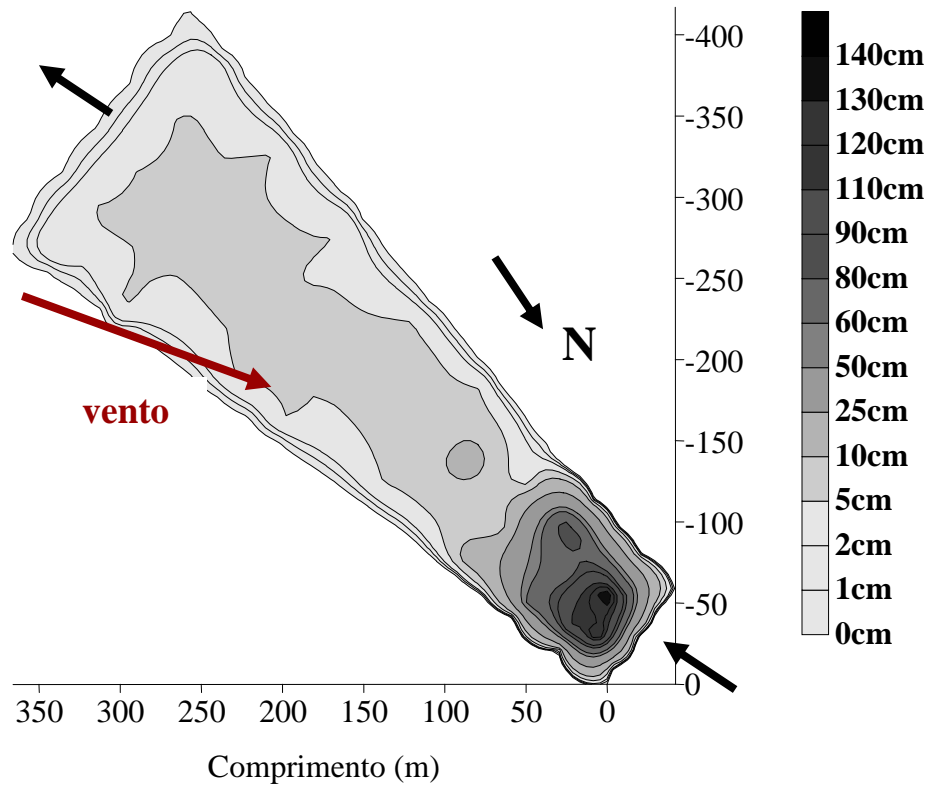


Figura 5.27 Distribuição da camada de lodo em novembro de 2004.

5.7 Medidas da taxa de sedimentação por armadilhas e cálculo da constante de sedimentação de sólidos suspensos (ks)

O fluxo vertical de sedimentos chamada de “Taxa de Sedimentação” foi calculado pela concentração de sólidos suspensos em relação à área da armadilha de sedimentação.

5.7.1 Medida da taxa de sedimentação da região A1

A Tabela 5.8 apresenta os valores médios e a faixa de variação da taxa de sedimentação ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$), medida na área A1 pelos experimentos C1,C2,C3,C4 e C5. Pode-se observar pelas médias de SV/SF calculadas que o tipo de sedimento coletado variou de um experimento para outro, mas não há diferença na razão SV/SF dos sólidos do mesmo experimento, mesmo em profundidades diferentes. Estas flutuações levam a hipótese de que as relações entre sólidos voláteis e sólidos fixos são influenciadas pelas condições meteorológicas locais, notadamente a temperatura, velocidade e direção do vento. Deve-se ressaltar que os experimentos C1 e C2 foram realizados com armadilhas suspensas enquanto que nos experimentos C3, C4 e C5 as armadilhas foram fixas em pedestais.

Avaliando a Figura 5.28 podem-se inferir algumas considerações, principalmente entre os dois primeiros experimentos (C1 e C2) e os outros três seguintes (C3 a C5): Primeira, as médias dos experimentos C1 e C2 são similares, enquanto que o valor decresce com relação aos outros três experimentos. Estes, por sua vez, apresentam médias próximas principalmente na profundidade de 1m. Segunda, os experimentos C1 e C2 foram realizados com armadilhas suspensas enquanto os outros três foram realizados em armadilhas fixas, portanto há uma diferença na metodologia empregada, o que se leva a considerar a possibilidade da influência do posicionamento da armadilha no fluxo e coleta dos sedimentos. Além disto, as variações nas concentrações de sólidos coletados pelas armadilhas devem-se a variação da carga de sólidos suspensos afluentes e às variações do fluxo líquido nas proximidades dos dispositivos de entrada.

Na Figura 5.29 (Teste de ANOVA, $p < 0,05$) verifica-se que as maiores taxas de sedimentos foram obtidas nos experimentos C1 e C2, com armadilhas suspensas, não ocorrendo variações significativas entre eles. O mesmo acontece com os experimentos C3 a C5, nos quais não ocorre variação significativa entre eles.

A Figura 5.30 mostra as médias e pontos máximos e mínimos da taxa de sedimentação na área A1, sedimentos coletados em armadilhas suspensas. Embora estas tenham sido suspensas em distâncias similares, observa-se pela figura que há diferença de acúmulo de sedimento entre elas, principalmente nas armadilhas de número 6 e 7, próximas à entrada central de afluente, onde há influência da velocidade do fluxo líquido afluente.

Tabela 5.8 Valores médios e faixa de variação (mínimos e máximos) da taxa de sedimentação de sólidos suspensos totais $Ts_{(SST)}$ e sólidos suspensos voláteis $Ts_{(SSV)}$ na Área A1, nas profundidades de 0,5 e 1,0 m e relação SV/SF.

		$Ts_{(SST)} (g \cdot m^{-2} \cdot dia^{-1})$		$Ts_{(SSV)} (g \cdot m^{-2} \cdot dia^{-1})$		SV/SF	
		0,5 m	1,0 m	0,5 m	1,0 m	0,5 m	1,0 m
Armadilhas Suspensas	C1	1528	3468	1209	2884	5,09	6,77
		246 - 2677	2581 - 4883	191 - 2264	2116 - 4206		
	C2	1165	4224	838	3174	2,80	5,02
		292 - 2504	2915 - 7743	218 - 1504	2324 - 6089		
Armadilhas Fixas	C3	1214	2497	503	1716	1,50	2,10
		720 - 1957	2361 - 2813	489 - 533	1596 - 2027		
	C4	777	1765	276	876	0,74	1,10
		70 - 2179	82 - 3257	13 - 648	25 - 1102		
	C5	410	1574	286	1073	2,51	2,41
		244 - 559	102 - 3508	111 - 419	75 - 2385		

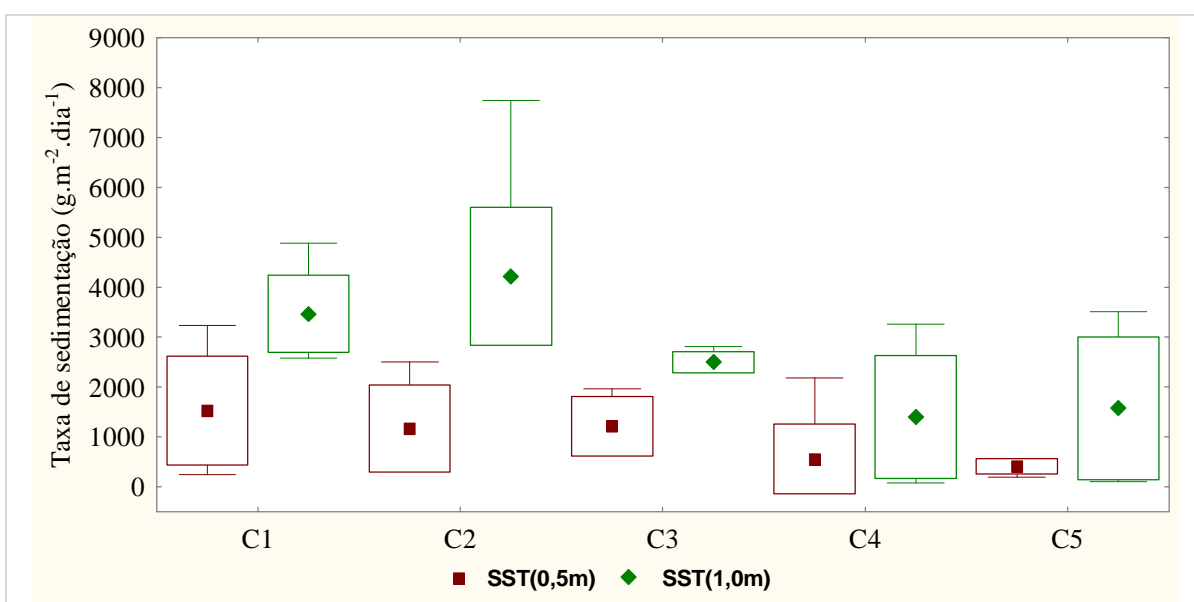


Figura 5.28 Médias e variações da taxa de sedimentação de sólidos suspensos totais (Ts) na

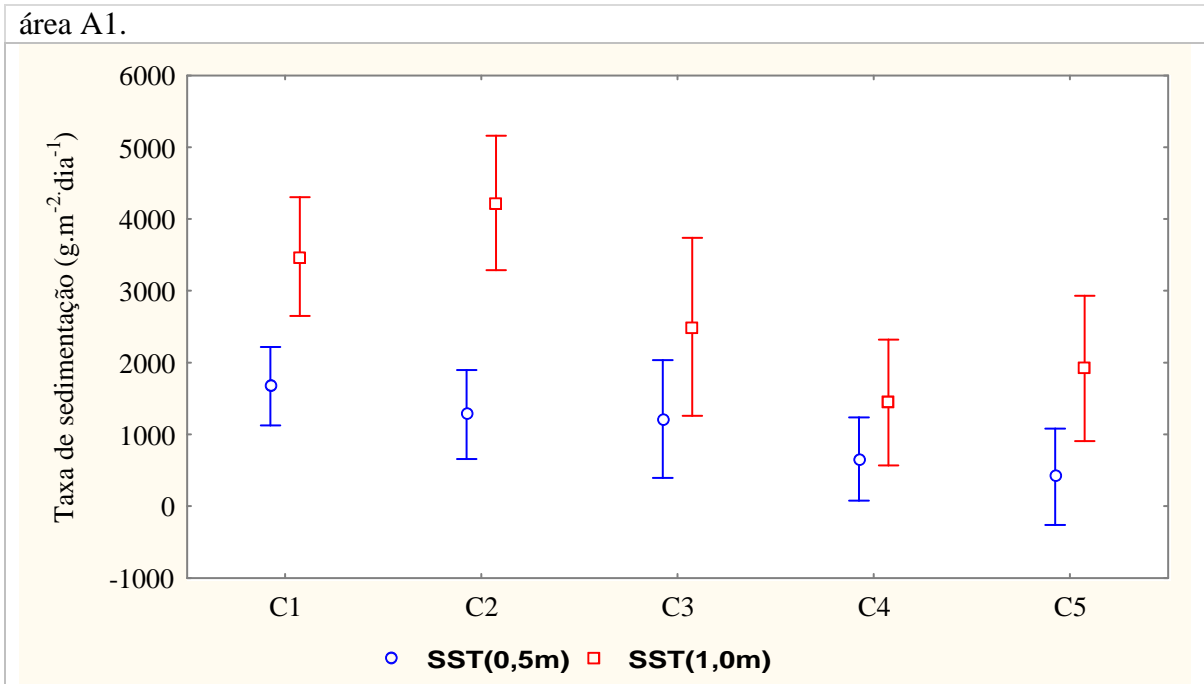


Figura 5.29 Análise de Variância da Taxa de sedimentação de sólidos suspensos (Ts) na área A1.

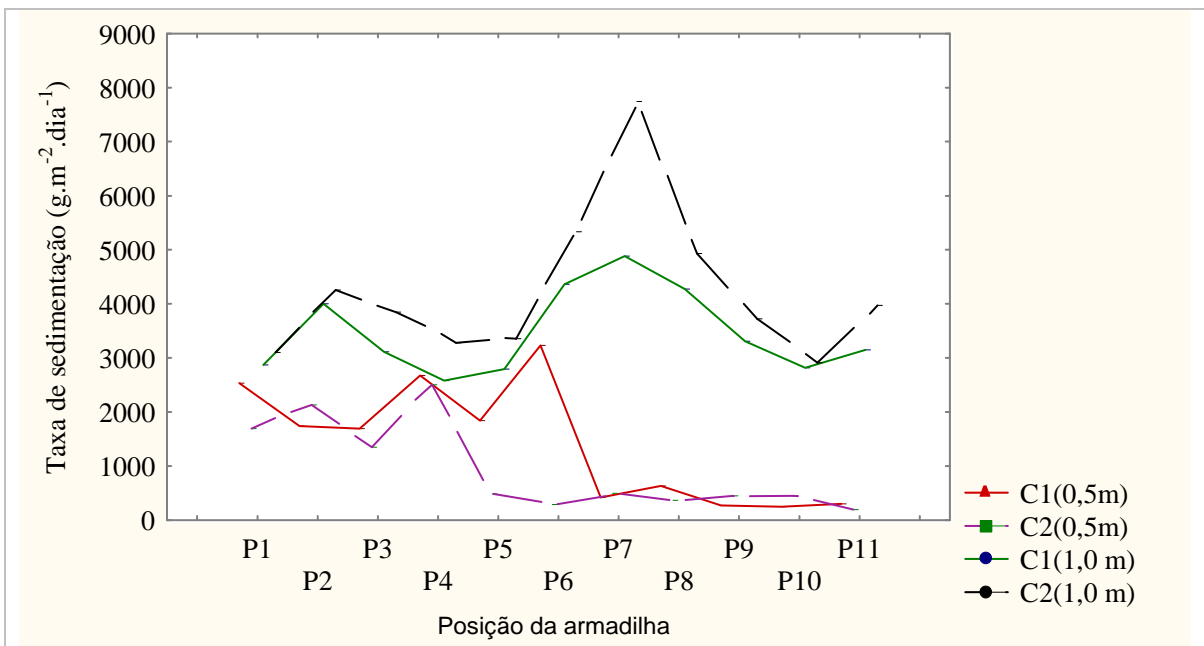


Figura 5.30 Taxa de sedimentação dos sólidos suspensos totais (Ts) nas posições das armadilhas na área A1.

5.7.2 Medida da taxa de sedimentação (Ts) nas regiões A1 e A3

Com a finalidade de avaliar o fluxo de sedimentação na direção longitudinal da lagoa foram então colocadas armadilhas nas áreas A1, A2 e A3. Na A2 não se obteve resultados em consequência da velocidade do vento que fazia com que os pedestais onde estavam fixadas as armadilhas, na região central da lagoa, não permanecessem de pé. Por isso, foram avaliadas apenas duas áreas em dois experimentos de sete dias cada um.

Os valores médios e a faixa de variação da taxa de sedimentação ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$), medidos nas áreas A1 e A3 nos experimentos C6 e C7 são mostrados na Tabela 5.9.

A taxa de sedimentação (Ts) na área A1 é superior à área A3, o que seria de se esperar, já que a maior espessura de camada de lodo sedimentado e o maior fluxo de sedimentos suspensos foram encontrados na área A1. No entanto, as sedimentações nas duas profundidades (0,5 e 1,0 m) na área A1 foram variáveis, não confirmando os resultados obtidos nos experimentos anteriores. A análise da Figura 6.31 (ANOVA, $p < 0,05$) mostrou que não houve diferença significativa entre os experimentos C6 e C7 para A3 a 0,5 e 1,0 m. Aplicando a Distribuição de Student (t de student) nos valores de taxa de sedimentação entre os experimentos com níveis de significância de 95 e 99 %, mostra que não há diferença significativa entre eles.

Tabela 5.9 Valores médios e faixa de variação da taxa de sedimentação nas áreas A1 e A3, profundidades de 0,5 e 1,0 m, pelos experimentos C6 e C7.

	Ts ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$)	A1		A3	
		SST	SSV	SST	SSV
C6	0,5 m	-	-	114 93 - 129	87 67 - 101
	1,0 m	3385 2750 - 4565	2577 2052 - 3619	277 124 - 374	239 96 - 325
C7	0,5 m	241 227 - 256	180 154 - 192	181 169 - 189	97 94 - 106
	1,0 m	2200 2073 - 2301	2128 1984 - 2227	262 218 - 284	84 73 - 101

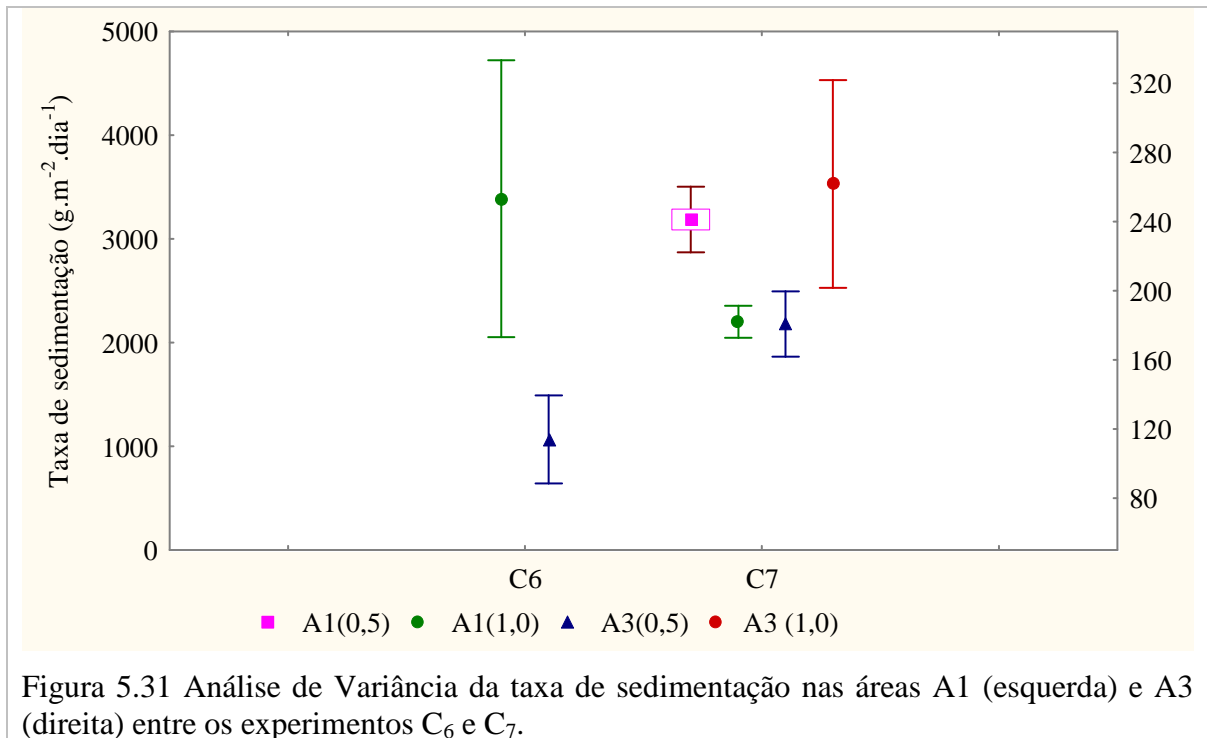


Figura 5.31 Análise de Variância da taxa de sedimentação nas áreas A1 (esquerda) e A3 (direita) entre os experimentos C₆ e C₇.

5.7.3 Cálculo da constante de sedimentação (K_s)

Considerando que a camada de sedimentos é formada pela carga de sólidos afluentes além dos sólidos produzidos, pode-se dizer que a sedimentação dos sólidos suspensos é proporcional à carga de sólidos afluentes, então a constante de proporcionalidade denominada de “Constante de sedimentação”, pode ser dada pela equação:

$$S_{SS} = K_s \cdot M_{SSi} \quad (5.1)$$

onde:

S_{SS} – Sedimentação de sólidos suspensos (kg.dia⁻¹), calculada pela taxa de sedimentação na área de influência;

M_{SSi} – carga de sólidos suspensos afluentes (kg/dia);

K_s – constante de sedimentação (proporcionalidade).

A Figura 5.32 mostra as médias e variações da constante de sedimentação nas profundidades de 0,5 e 1,0 m para as áreas A1 e A3. Na avaliação das constantes, pode-se verificar que a média de K_s para a área A1 na profundidade de 0,5 m foi de 2,94 com uma variação de 1,43 a 3,90 enquanto que para a profundidade de 1,0 m a média de 5,80 variou de 4,41 a 6,90. Na área A3 as constantes foram menores com médias de 0,93 e 3,90 para as profundidades de

0,5 m a 1,0 m. Estes resultados mostram que a sedimentação de sólidos acontece com maior intensidade na região próxima à entrada da lagoa, contrariando a hipótese de mistura perfeita para esta região. O que se pode supor é que as variações de velocidade e direção do vento façam com que haja períodos de intensa mistura e outros de grande calmaria, mudando o fluxo hidráulico ao longo do dia. Quando a velocidade do vento aumenta propicia uma mistura parcial da coluna de água e uma parcela dos sedimentos de fundo já depositados são ressuspensos entrando novamente no fluxo e causando aumento da turbidez. Quando a velocidade do vento diminui, há uma diminuição da velocidade de transporte de sedimentos e eles sedimentam.

Aplicando a Distribuição de Student (t student) para avaliar as médias da constante de sedimentação (K_s) entre as áreas A1 e A3 a 0,5m, o valor de $t=2,13$ não foi significativo a 1% ($t_{0,01;6}= 3,14$) o que indica que não há diferença significativa da constante de sedimentação entre eles. Da mesma forma para a profundidade de 1,0 m o valor $t=2,72$ não foi significativo a 1% ($t_{0,01;6}= 3,14$) o que significa que não há diferença entre as médias nesta profundidade.

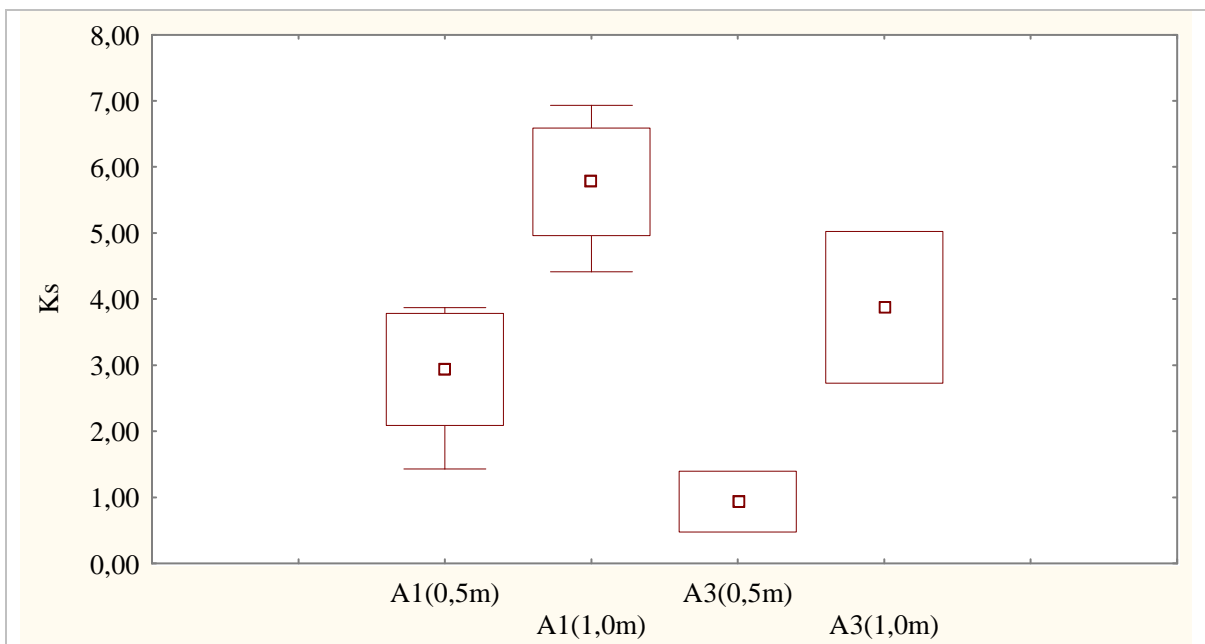


Figura 5.32 Médias e variações da constante de sedimentação K_s nas áreas A1 e A3 a 0,5 e 1,0 m de profundidade.

Na Figura 5.33 são apresentados os valores médios da taxa de sedimentação medida nos experimentos comparados com os valores preditos pela constante de sedimentação. Como se

pode observar há diferença entre os valores de sedimentação preditos e medidos para 0,5m de profundidade, porém as taxas apresentam ambas a mesma tendência, o que não acontece para a profundidade de 1m, já que as taxas de sedimentação apresentaram grandes variações principalmente nos experimentos C2 e C5. Não obstante este fato, considerando que aplicando a Distribuição de Student (t student) entre as médias de taxa de sedimentação no período de maio de 2003 a novembro de 2004, preditas e medidas para as duas profundidades, os valores de $t=0,1403$ e $t=0,1103$ para 0,5 e 1,0 m, não mostraram diferença significativa entre as curvas a um nível de significância 95% ($t_{0,05; 4=2,13}$), não se pode afirmar categoricamente que a tendência não seja a mesma.

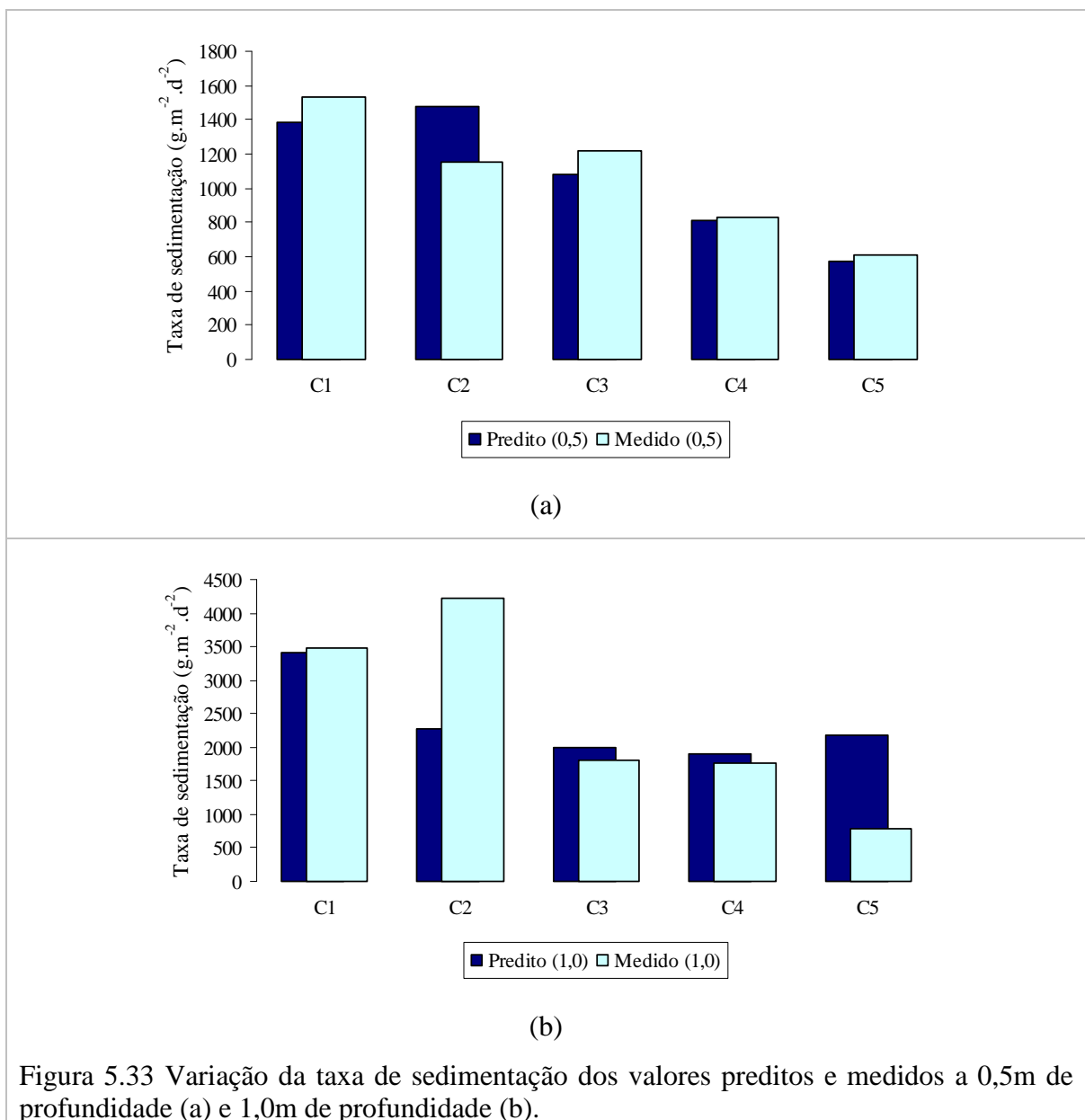


Figura 5.33 Variação da taxa de sedimentação dos valores preditos e medidos a 0,5m de profundidade (a) e 1,0m de profundidade (b).

5.7.4 Determinação do tamanho das partículas do lodo de fundo, dos sólidos sedimentados nas armadilhas de sedimentação e sólidos afluentes

As variações na taxa de sedimentação medidas pelas armadilhas de sedimentação levam à hipótese de que a direção NE e velocidade do vento predominante na região onde está localizada a lagoa provocam uma convecção forçada, principalmente na superfície, provocando o aparecimento de vórtices ou ondas que provocam a mistura e re-suspensão da camada de lodo depositado e isto influencia a sedimentação e o adensamento dos sólidos dispersos na massa líquida. Segundo von Sperling (1996), o lodo sedimentado é resultado dos sólidos em suspensão afluentes incluindo areia mais microrganismos sedimentados. Estes sedimentos têm formas bastante variáveis, por isso a avaliação do seu tamanho é bastante difícil.

Depois de uma separação por peneiramento, as frações ponderais que continham sólidos menores que 250 μm foram medidos por difração a laser. Os tamanhos médios variaram de 25 μm para o floco do esgoto bruto até maiores 212 μm , partículas encontradas nos lodos de fundo e nas armadilhas, como pode ser visto na Figura 5.34. Os resultados apresentados indicam que a concentração dos sedimentos coletados nas armadilhas depende mais da re-suspensão causada pelo vento do que dos sólidos afluentes ou gerados dentro do sistema.

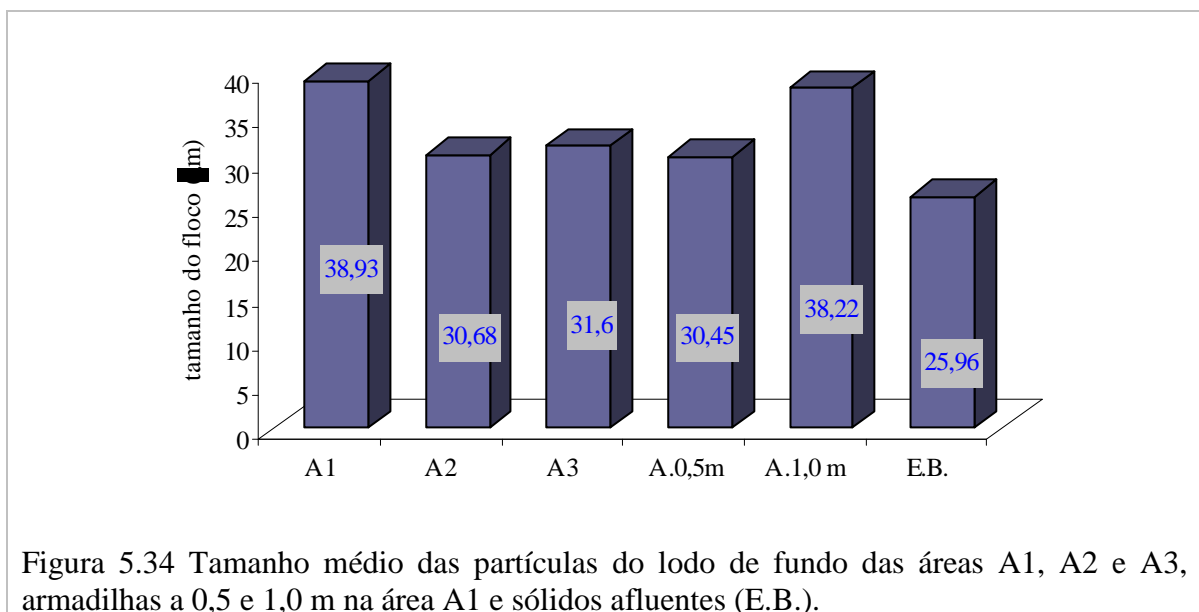


Figura 5.34 Tamanho médio das partículas do lodo de fundo das áreas A1, A2 e A3, armadilhas a 0,5 e 1,0 m na área A1 e sólidos afluentes (E.B.).

5.8 Acúmulo de lodo na lagoa

O acúmulo de lodo na lagoa facultativa foi calculado através dos modelos propostos por Arceivala (1981) e por Saqqar e Pescod (1995). Além disto, o volume de lodo foi estimado, através da taxa de sedimentação das armadilhas e através das medições das camadas de lodo depositadas ao longo da lagoa, como mostrado no Anexo 3.

Os volumes de lodo calculados utilizando a taxa de sedimentação obtida nos experimentos com armadilhas foram muito superiores aos volumes acumulados e medidos durante a pesquisa. Este fato contribui para reafirmar a hipótese de que a sedimentação é muito mais influenciada pelo fenômeno da re-suspensão, do que pelo aporte de sedimentos no esgoto bruto. Os valores, de volume de lodo sedimentado, obtidos pelo modelo de Saqqar e Pescod (1995) foram os mais próximos do medidos “in situ” durante a pesquisa.

5.8.1 Modelo de acúmulo de lodo para a lagoa facultativa primária

Tomando como base o modelo desenvolvido por Saqqar e Pescod (1995), em que o acúmulo de lodo em uma lagoa facultativa primária se baseia nos sólidos não degradáveis que entram no sistema ou são produzidos como que aumenta resultados da atividade microbiana fizeram-se para o cálculo da massa de sólidos depositados no sistema estudado, as seguintes considerações: a) A camada de lodo em completa anaerobiose assume-se a similaridade com digestor anaeróbio; b) A massa de algas e de bactérias pode ser medida como sólidos suspensos voláteis; c) A massa específica do lodo, medida em laboratório, é 1.200 kg.m^{-3} ; d) A concentração média de sólidos na camada de lodo é de 7%; e) A remoção média de SSV, SSF e DBO na lagoa facultativa é de 35; 60 e 50%, respectivamente;

Com isto o volume acumulado de lodo na lagoa facultativa segue a equação:

$$V_{AS} = k_{AS} \frac{(0,8F_{XSSV,0} + 4,0F_{XSSF,0} + F_{CDBO,0})}{1000} \quad (5.2)$$

A Figura 5.35 mostra a variação do coeficiente de acúmulo de lodo (k_{AS}), considerando: o volume de lodo medido e as quantidades de sólidos voláteis, sólidos fixos e DBO afluentes ao sistema durante este período. Observando a figura pode-se verificar que a tendência do coeficiente é de crescimento ao longo do tempo. Saqqar e Pescod (2005) observaram que o

valor de k_{AS} serve como indicativo da biodegradabilidade do lodo sedimentado. O valor de k_{AS} variou de 1,1 a 2,2 com média de 1,9.

A partir dos valores de k_{AS} foi possível calcular os volumes de lodo e compará-los com os volumes medidos entre maio de 2003 e novembro de 2004. O tempo total de acúmulo foi estimado a partir do tempo de operação do sistema. A Figura 5.36 apresenta os valores medidos e preditos. Observa-se que no mês de agosto de 2003 o valor predito é bastante superior ao valor medido. As diferenças entre os valores preditos e medidos são conseqüências de fatores que interferiram na exatidão da medida (número de pontos avaliados na lagoa) e ou não foram consideradas pelo modelo (precipitação pluviométrica, temperatura, velocidade de vento). Além disto era prática comum a remoção de lodo sobrenadante, além do lodo de fundo retirado por bombeamento em dias chuvosos ou quando o sistema assim o requeria, sem que a quantidade fosse devidamente computada.

Aplicando a Distribuição de Student (t student) entre os volumes preditos e medidos, os valores de $t=0,0812$, não mostraram diferença significativa entre os volumes a um nível de significância 95% ($t_{0,05; 5}=2,02$).

O valor médio para a taxa de acúmulo de lodo na lagoa facultativa foi de $0,17 \text{ m}^3 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, superior a valores encontrados por outros autores. Este fato pode ser explicado pelo tempo de de operação da lagoa facultativa de apenas quatro anos. Neste período, ainda não houve adensamento da camada, o que ficou evidenciado pela diminuição da espessura da camada de um mês para o outro durante o período de maio de 2003 a novembro de 2004. Arceivala, 1981 apud Von Sperling (1996) estimou valores de 0,03 a $0,08 \text{ m}^3 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Picot et al, 2000 encontrou taxas de $0,017 \text{ m}^3 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ para lagoa anaeróbia.

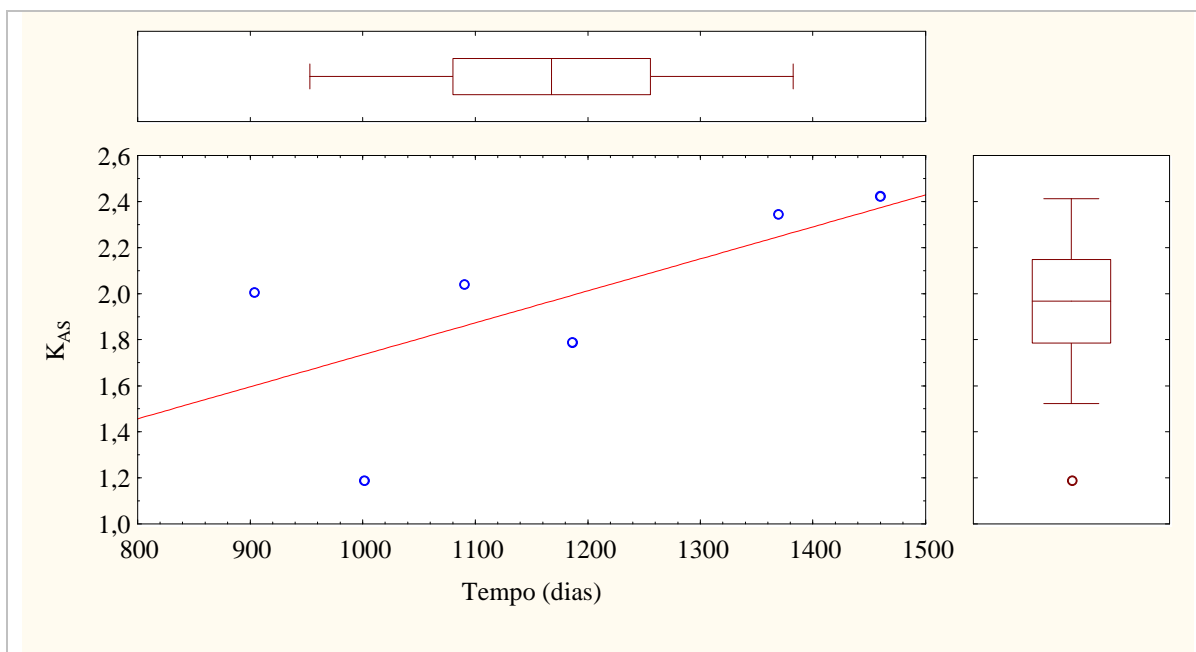


Figura 5.35 Evolução do coeficiente de acúmulo de lodo K_{AS} entre maio 2003 e nov. 2004.

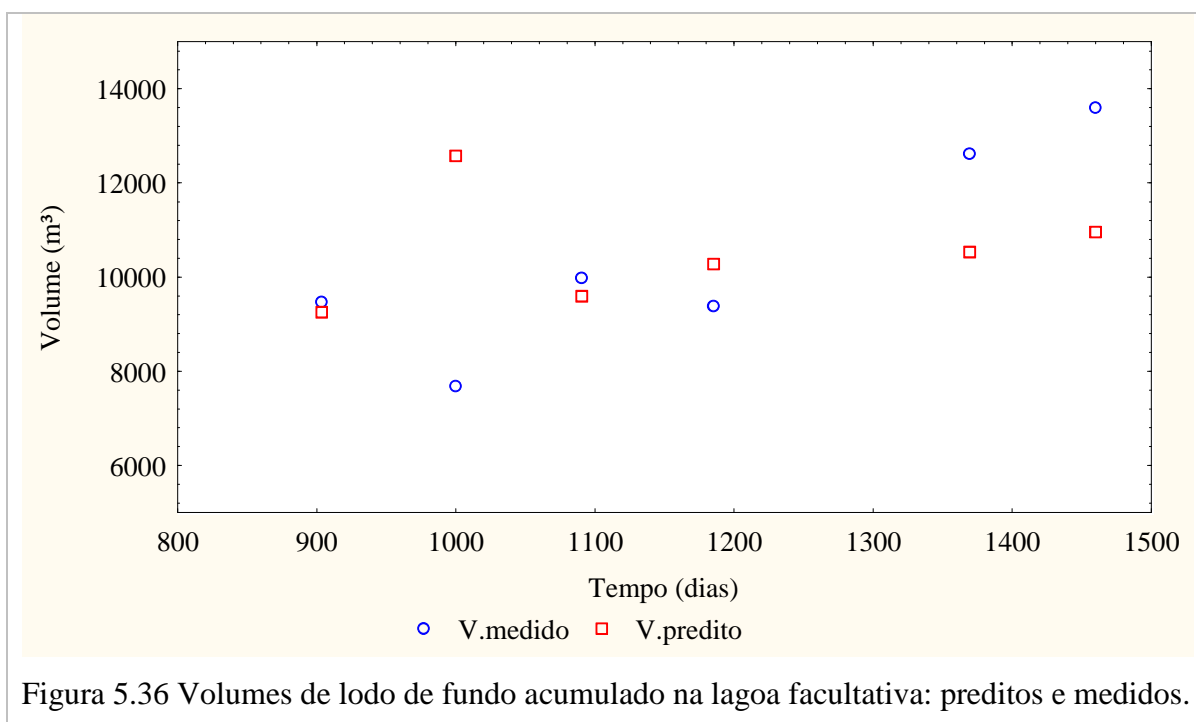


Figura 5.36 Volumes de lodo de fundo acumulado na lagoa facultativa: preditos e medidos.

5.9 Avaliações finais da lagoa facultativa primária

- a) A direção predominante do vento é de SE, com variações para NE, com velocidades médias entre (1 e 4) m.s^{-1} e máximas de até 10 m.s^{-1} . As máximas velocidades acontecem no período da manhã entre 10 h e 14h e as mínimas entre 18 h e 6h e 30 min.
- b) O perfil de temperatura mostra valor constante na coluna d'água, enquanto o oxigênio dissolvido varia de 0,40 na superfície até zero no fundo da lagoa em toda sua extensão.
- c) Com a avaliação parcial do fluxo hidráulico em 10% da lagoa se constatou a existência de re-suspensão da camada de lodo e um fluxo disperso na primeira porção da lagoa (A1). O número de dispersão obtido foi de 0,4 (fluxo disperso) com 21 h de tempo de detenção hidráulico.
- d) O monitoramento da lagoa facultativa mostrou que houve variação de pH entre 6,85 a 9,65 no afluente e 6,34 a 8,12 no efluente. O sistema removeu 36,12% de DQO e 52% de DBO. A relação DBO/DQO de 0,6 para o esgoto bruto e de 0,5 para o efluente tratado revela que há uma diminuição da fração biodegradável.
- e) A eficiência média de remoção de SST encontrada foi de 37,5 %, com 31,9 % de remoção para SSV.
- f) A camada de lodo é constituída de $65,4 \text{ g.L}^{-1}$ de sólidos totais na área A1 e $13,2 \text{ g.L}^{-1}$ na A3 e relação SV/SF foi de 2,2 para A1, 4,1 para A2 e 8,0 para A3, ou seja, a maior mineralização e o maior acúmulo de lodo se encontra próximo à entrada da lagoa.
- g) O pH da camada de lodo variou de 5,9 a 13,8 com média de 7,2. A concentração média de $4,075 \text{ g.L}^{-1}$ encontrada na área A1 mostra que houve uma adição de cálcio na forma de hidróxido e isto contribuiu para a variação do pH no lodo depositado.
- h) A atividade metanogênica específica na área A1 foi de $2,2 \text{ mL.CH}_4.\text{g}^{-1}\text{SVT.dia}^{-1}$, com valores menores para as outras áreas.

- i) As concentrações de clorofila *a* variaram ao longo da lagoa de 545 a 1.954 $\mu\text{g.L}^{-1}$. O efluente tratado apresentou uma concentração de 2.485 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de clorofila *a*. A constante de sedimentação calculada mostrou um decréscimo exponencial ao longo da lagoa.

- j) A espessura da camada em A1 decresceu linearmente com o aumento da frequência do vento da direção NE. A deposição nas outras áreas é uma consequência do que acontece na área A1. O volume acumulado variou de (6.126 a 11.544) m^3 para A1, (472 a 1.145) m^3 para A2 e (596 a 1.192) m^3 para A3 com um volume acumulado em agosto de 2004 de 13.583 m^3 .

- k) A curva decrescente das constantes de sedimentação de algas ao longo da lagoa, demonstra que o vento exerce uma influência direta na sedimentação e acúmulo de sólidos e algas nesta lagoa.

- l) As taxas médias de sedimentação obtidas através do experimento com armadilhas de sedimentação variaram entre (410 a 1.528) $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ em A1 a 0,5 m de profundidade e de (1.765 a 4.224) $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ a 1,0 m de profundidade.

Capítulo 6

Conclusões e recomendações

6. Conclusões e recomendações

- A. O regime de ventos da região e o posicionamento espacial da lagoa exercem uma grande influência no comportamento hidrodinâmico e na eficiência do sistema. A realização da avaliação parcial hidrodinâmica mostrou que o vento provoca uma mistura da coluna líquida e re-suspende os sedimentos já depositados, provocando um aumento de turbidez na superfície. Isto foi observado também nos perfis de temperatura, oxigênio dissolvido e clorofila *a*. Por outro lado em horários, onde a velocidade do vento chega a quase zero, há deposição dos sedimentos afluentes e dos sedimentos suspensos na superfície da água, evidenciado pelo valor elevado da constante de proporcionalidade obtida pelos experimentos com armadilhas de sedimentação. Esta mudança no fluxo favorece a digestão anaeróbia do lodo sedimentado e a entrada de carga orgânica na coluna líquida; a área A1 se comporta como lagoa anaeróbia.
- B. As constantes de sedimentação de algas decrescem ao longo da lagoa, o que demonstra que a direção do vento predominante na direção sudeste exerce uma influência direta na sedimentação e acúmulo de sólidos e algas nesta lagoa. Assim, nas áreas mais próximas à saída da lagoa há uma distribuição de algas pela coluna líquida o que causa o aumento da concentração dos sólidos suspensos voláteis no efluente tratado.
- C. A sedimentação de sólidos na entrada da lagoa é comum em muitos sistemas, pois nesta região há uma diminuição da velocidade do fluxo pelo aumento de área transversal. Mas, no sistema estudado as taxas de acúmulo estão acima dos valores empíricos encontrados por muitos pesquisadores. A razão SV/SF é menor nesta área do que na saída do sistema evidenciando a mineralização da camada de lodo pela digestão anaeróbia. Este fato é confirmado pelos valores de AME. Isto significa que nesta área o regime hidráulico favorece o comportamento anaeróbio da lagoa.
- D. O modelo proposto para avaliar o acúmulo de lodo conseguiu estimar de forma satisfatória o volume depositado. O valor médio para a taxa de acúmulo de lodo na

lagoa facultativa foi de $0,17 \text{ m}^3 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, com k_{AS} de 1,9 calculado pelo modelo. A avaliação estatística mostrou que as diferenças entre os valores preditos e medidos não são significativas. Estas foram geradas em consequência do número de pontos avaliados na lagoa e dos fatores que não foram consideradas pelo modelo como a precipitação pluviométrica e a velocidade de vento. Além disto, a remoção de lodo sobrenadante, além do lodo de fundo retirado por bombeamento em dias chuvosos fez com que o volume de lodo medido experimentalmente, nestas ocasiões, fosse menor que o calculado pelo modelo.

Para futuros trabalhos, recomenda-se:

- a) Desenvolver um sistema de coleta de biogás na superfície da lagoa com o propósito de quantificar as frações de metano que são liberadas para o meio e a atmosfera, em condições reais de temperatura e velocidade de vento;
- b) Otimizar o estudo de sedimentação com coletores de sedimento (armadilhas), avaliando a metodologia de coleta;
- c) No estudo de comportamento hidrodinâmico em um sistema de lagoas, com o uso de traçadores, avaliar com maior profundidade o fluxo do corante através camada de sedimentos e a adsorção deste na camada;
- d) Avaliar a precisão do modelo proposto para o acúmulo de lodo em um tempo maior de operação do sistema e verificar a aplicabilidade para outros sistemas similares.

Referências bibliográficas

Referências bibliográficas

ANDRADE NETO, C. O. *Sistemas simplificados para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira*. 1997. Rio de Janeiro: ABES, 301p.

ANDOH, R. Y.G.; SMISSON, R.P.M. The practical use of wastewater characterization in design. *Wat. Sci. Tech.* v. 33, n. 9, p. 127-134, 1996.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20th edition. American Public Health Association. Washington, DC. USA. 1998.

ARAÚJO, A. L. C. *Comportamento de formas de fósforo em sistemas de lagoas estabilização, em escala-piloto, sob diferentes configurações, tratando esgotos domésticos*. 1993. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, PB.

ARAÚJO, A.L.C.; DUARTE, M.A.C.; VALE, M.B. Considerations about the performance of real-scale WSP systems in northeast Brazil under different operational conditions. In: INTERNATIONAL IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS POND TECHNOLOGY FOR THE NEW MILLENNIUM, 6. 2005. França. **Conference Papers**, v.1, p. 347 –355.

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

BLOESCH, J. A review of methods used to measure sediment resuspension *Hydrobiologia*, v. 284, p. 13-18, 1994.

BLOESCH, J. Mechanisms, measurement and importance of sediment resuspension in lakes. *Mar. Freshwater Res.*, v. 46, p. 295-304, 1995.

BLOESCH, J.; BURNS, N.M. A critical review of sedimentation traps technique. *Hydrology*. v. 7, p. 42/1, 1980.

BLOMQUIST, S.; HAKANSON, L. A review on sediment traps in aquatic environments. *Arch. Hydrobiol.*, v. 91, n. 1, p. 101-132.1981.

CREMASCO, M.A. *Fundamentos de transferência de massa*. Campinas: Editora da Unicamp: SP, 2^a ed. 2002. 729 p.

ENGESOFT ENGENHARIA E CONSULTORIA LTDA *Projeto executivo de esgotamento sanitário Tratamento preliminar*. Fortaleza: Engenharia e Consultoria, 1998.

ECKENFELDER, J.W.W. *Industrial water pollution control*. Second Edition. MacGraw – Hill Book Company, p. 53 – 67. 1989.

FOUST, A.S. *Princípios das operações unitárias*. LTC – Livros Técnicos e Científicos Editora S.A. 2. ed. 699 p. 1982.

FRITZ, J.J.; MIDDLETON, A.C.; MEREDITH, D.D. Dynamics processing modeling of wastewater stabilization ponds. *J.Wat. Poll. Contr. Fed.*, v. 51, n. 11, p. 2724-2743. 1979.

GARDNER, W.D. Field assessment of sediment traps. *J. Mar. Res.*, v.38, p.41-52. 1980.

GHRABI, A.; FERCHICHI, M. Sediment accumulation in a series of four pilot-scale stabilization ponds. *Water Science and Technology*. v.30, n.8, p.281-284, 1994.

GLOYNA, E. F. Waste satabilization ponds. Geneva, World Health Organization. 1971.

GUIMARÃES, P. *Avaliação do desempenho de uma lagoa aerada em função de suas características operacionais: aplicação no tratamento de efluentes de indústrias de refrigerantes*. 1996. Dissertação de mestrado – Centro de Tecnologia – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. RN.

JORDÃO, E. P. Lagoas de estabilização no Brasil: evolução, situação, o estado da arte. In: Seminário Internacional de Tratamento de Esgotos: Lagoas de estabilização/ Processos de lodos ativados. *Anais...* ABES – AIDIS – WPCF, Rio de Janeiro, setembro, 1988, p.6-23.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C.A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 3. ed., Rio de Janeiro: ABES, 1995, 720 p.

KELLNER, E; PIRES, E.C. *Lagoas de estabilização: projeto e operação*. Rio de Janeiro: ABES, 1998, 244 p.

KOZERSKI, H.P; Possibilities and limitations of sediment traps to measure sedimentation and resuspension. *Hydrobiologia*, v. 284, p. 93-100. 1994.

KOZERSKI, H.P. Determination of areal sedimentation rates in rivers by using plate trap measurements and flow velocity-settling flux relationship. *Water Research*, v. 36, p. 2983-2990, 2002.

KRISHNAPPAN, B.G. Modelling of settling and flocculation of fine sediments in still water. *Can J Civ Eng* v. 17, p. 763-770, 1990.

KRISHNAPPAN, B.G.; MARSALEK J. Modelling of flocculation and transport of cohesive sediment from an on-stream stormwater detention pond. *Water Research* v. 36, p. 3849-3859, 2002.

LAU YL, KRISHNAPPAN, B.G. Measurement of size distribution of settling flocs. NWRI Publication No 97-223, National Water Research Institute, Environment Canada, CCIW, Burlington, Ont., Canada, 1997.

LANGENDOEN, E. J. CONCEPTS. Conservational Channel Evolution and Pollutant Transport System Research. USDA, ARS National Sedimentation Laboratory. Report n. 16, 2000. Acesso em maio de 2003.

<http://msa.ars.usda.gov/agnps/concepts/concepts.html>, langendoen@sedlab.demiss.edu

LEITE, M.A. *Variação espacial e temporal da taxa de sedimentação no Reservatório de Salto Grande (Americana-SP) e sua influência sobre as características limnológicas do sistema*. 1998. Dissertação de mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo. São Carlos. SP.

LEVENSPIEL, O. *Engenharia das reações químicas*. 3ª ed. Editora Edgard Blücher, SP, 2000. 563p.

MARA, D.; PEARSON, H. Artificial freshwater environment: waste stabilization ponds. *Biotechnology*. Chapter 4, v.8 p.179-206. 1987.

MARA, D.; PEARSON, H. *Design manual for waste stabilization ponds in mediterranean countries*. Lagoon Technology International Leeds, England. 1998.

MARAI, G. V. R.; SHAW, V. A. A rational theory for the design of sewage stabilization ponds in Central and South Africa. *Transaction, South African Institution of Civil Engineers*, v. 13, n. 11. 1961.

MENDONÇA, S.R. *Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente – novos conceitos*. 1990. João Pessoa, [s.n.], 388p.

MENESES, C. G. R.; SARAIVA, L. B.; MELO, H.N.S.; MELO, J. L. S.; PEARSON, H. et al. Spatial and temporal variations in BOD and algal concentration and total organic matter biodegradation constants in a facultative tropical waste stabilization pond system mixed by wind action. *Water Science and Technology*, v. 51, n. 12, p. 183-190. 2005.

MENESES, C.G.R. *Evolução da biodegradabilidade da matéria orgânica em um sistema de lagoas de estabilização*. 2006. Tese de Doutorado. Departamento de Engenharia Química. Centro de Tecnologia. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. RN.

METCALF & EDDY, INC. *Wastewater engineering. Treatment, disposal, reuse*. Third Edition. Macgraw-Hill, Inc, p.377 – 662 , 1991.

MILNE, D. A.; JEFFERIES, C.; ASHLEY, R.M. Pollutional aspects of gross solids and their interaction with sewer sediments. *Water Science and Technology*, v. 33, n. 9, p. 31-17, 1996.

MONTEGGIA, L. (1997) Proposta de metodologia para avaliação do parâmetro “atividade metanogênica específica”. ABES: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 1997. Foz do Iguaçu. Brasil. Anais, p. 754-765.

NELSON, K.L.; JIMÉNEZ, B.C. Sludge accumulation, properties and degradation in a waste stabilization pond in Mexico. *Water Science and Technology*, v. 42, n. 10, p. 231-236, 2000.

NELSON, K.L. Development of a mechanistic model of sludge accumulation in primary wastewater stabilization ponds. In: 5TH INTERNATIONAL IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS POND TECHNOLOGY FOR THE NEW MILLENNIUM. 2002. Auckland, New Zealand. **Conference Papers**, v.2, p. 551 –560.

NELSON, K.L; YANG, I.J. The effects of degradation and consolidation on sludge accumulation in primary wastewater stabilization ponds. In: 6TH INTERNATIONAL IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS POND TECHNOLOGY FOR THE NEW MILLENNIUM. 2005. França. **Conference Papers**, v.1, p. 347 –355.

OLIVEIRA, R. de; SILVA, S. A; MARA, D. D. Lagoas de estabilização profundas I: remoção de coliformes fecais. In: 16^o CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 1991. Brasil, **Anais**, v. 2, p. 342 – 355.

PAPADOPOULOS, A.; PARISOPOULOS,G.;PAPADOPOULOS,F.;KARTERIS,A. Sludge accumulation pattern in an anaerobic pond under Mediterranean climatic conditions. *Water Research*, v. 37, p. 634 – 644, 2003.

PAING, J.; PICOT, B.; SAMBUCCO, J. P.; RAMBAUD, A. Sludge accumulation and methanogenic activity in anaerobic lagoon. *Water Science and Technology*, v. 42, n. 10-11, p. 247-255. 2000.

PEARSON, H.W.; MARA, D.D.; BARTONE, C.R. Guidelines for the minimum evaluation of the performance on full-scale waste stabilization pond systems. *Water Research*, v.21, n.9, p.1067 -1075. 1987.

PICOT, B.; PAING, J.; COSTA, R. H. R.; RAMBAUD, A. et al. Biogas production, sludge accumulation and mass balance of carbon in anaerobic ponds. In: 5TH INTERNATIONAL IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS POND TECHNOLOGY FOR THE NEW MILLENNIUM. 2002. Auckland, New Zealand. **Conference Papers**, v. 1, p. 381 –388.

PINTO, M. T; FELIZATTO, M. R; LUDUVICE, M.L. Alguns aspectos operacionais e de desempenho do sistema Samambaia de Lagoas de estabilização. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. ABES. 1998. João Pessoa, Brasil. **Anais**, v.1, p. 328-341.

POETSCH, P.B; KOETZ, P.R Sistema de determinação da atividade metanogênica específica de lodos anaeróbios. *Revista Brasileira de Agrociência*, v. 4, n. 3, p. 161-165, 1998.

REYNOLDS, C.S. et al. An annotated bibliography of aquatic sediment traps and trapping methods. *Freshwater Biol. Assoc. Occos. Publ.*, v. 11, n. 1. 1980.

ROSA, F. BLOESH J.; RATHKE, D. E. Sampling the settling and suspended particulate matter (SPM). In: MUDROCH, A.; MACKNIGHT, S.D. *Handbook of Techniques for Aquatic Sediment Sampling*. 1991.

SAQQAR, M.M.; PESCOD, M.B. Modelling sludge accumulation in anaerobic wastewater stabilization ponds. *Water Science and Technology*, v.31, n.12, p.185 – 190, 1995b.

SILVA, S. A. Lagoas de estabilização profundas em série tratando esgotos domésticos. In: 14º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 1987. São Paulo, Brasil. **Anais**, v.2, p.46– 52.

SILVA, J. L. B. da. *Estudo da remoção de fósforo em uma série longa de dez lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos em região de clima tropical*. 1992. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande. PB.

SILVA, A.B.; SILVA, M.D.; DIAS, M.M. *Quantificação e caracterização dos resíduos sólidos gerados na ETE Ponta Negra, Natal/RN*. Trabalho de Conclusão de Curso de Bacharelado. Curso de Engenharia Civil. Universidade Potiguar. Natal. 2001. 63p.

SILVA, B. B. et al. Potencial eólico na direção predominante do vento no nordeste brasileiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.6, n.3, p.431-439, 2002

SILVA, M.O.; MARA, D.D. *Tratamento biológico de águas residuárias: lagoas de estabilização*. 1979. ABES. Rio de Janeiro. 140p.

SILVA, S.A.; OLIVEIRA, R.; JÚNIOR, G.B.A. Produção de biogás em uma lagoa de estabilização anaeróbia tratando águas residuárias domésticas. In: SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 2004. Natal, RN. Anais: v.1, p. 65.

SOARES, S.R.A; BERNARDES, R.S Conceptual model for waste stabilization ponds base don algal productivity: a simplified approach to estimate treatment efficiency. In: 5TH INTERNATIONAL IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS POND TECHNOLOGY FOR THE NEW MILLENNIUM. 2002. Auckland, New Zealand. **Conference Papers**, v. 2, p. 519 –526.

STRANG, T. J.; WAREHAM, D.G. Phosporus removal in a waste stabilization pond system with limestone rock filters. In: 5TH INTERNATIONAL IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS POND TECHNOLOGY FOR THE NEW MILLENNIUM. 2002. Auckland, New Zealand. **Conference Papers**, v. 2, p. 615-621.

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: lagoas de estabilização*. 1996. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG. Belo Horizonte. v3. 134p.

WU, R.M.; LEE, D.J. Hydrodynamic deag force exerted on a moving floc and its implication to free-settling tests. *Water Research*, v. 32, n. 3, p. 760-768. 1998.

ANEXOS

ANEXO 1

ANOVA e Teste de Student

A proposta da análise de variância (ANOVA) é o teste para diferenças significantes entre médias. Se comparar somente duas médias, o teste de ANOVA deverá dar o mesmo resultado que o teste t para amostras independentes (se comparar dois grupos de casos ou observações) ou o teste t para amostras dependentes (se estiver comparando duas variáveis em um conjunto de casos ou observações).

Para amostras de tamanho $N > 30$, denominadas grandes amostras, as distribuições amostrais de várias estatísticas são aproximadamente normais, o que nem sempre acontece para amostras de tamanho menor que 30. O estudo, das distribuições amostrais de estatísticas de pequenas amostras é denominado teoria das pequenas amostras, mas os resultados obtidos são válidos tanto para pequenas como para grandes amostras.

O teste t é o método mais comumente usado para avaliar as diferenças das médias entre dois grupos. Teoricamente o teste t pode ser utilizado se as amostras forem pequenas e consideradas normalmente distribuídas. O nível p relatado com o teste t representa a probabilidade de erro envolvido em aceitar a hipótese sobre a existência da diferença. Tecnicamente falando, esta é a probabilidade de erro associada com a rejeição da hipótese de não a diferença entre as duas categorias de observações (correspondente aos grupos) na população quando, de fato, a hipótese é verdadeira. Alguns pesquisadores sugerem que se a diferença é na direção da predita, pode considerar somente metade (uma cauda) da distribuição de probabilidade e assim dividir o nível padrão p informado com o teste t por dois.

$$t = \frac{\bar{X} - \mu}{s} \sqrt{N-1} = \frac{\bar{X} - \mu}{\hat{s} / \sqrt{N}},$$

Considerando-se amostras de tamanho N, extraídas de uma população normal (ou aproximadamente normal) de média μ , e, se para cada amostra, calcular-se o valor de t, por meio da média amostral \bar{X} e do desvio padrão s ou \hat{s} , pode-se obter a distribuição amostral de t. Esta distribuição é dada por:

$$Y = \frac{Y_0}{\left(1 + \frac{t^2}{N-1}\right)^{N/2}} = \frac{Y_0}{\left(1 + \frac{t^2}{v}\right)^{(v+1)/2}}$$

ANEXO 2

**Dados de direção e velocidade do vento no período
de maio de 2003 a novembro de 2004**

	mai/03											jun/03										
	Vento (quadrante)				Velocidade (nós)							Vento (quadrante)				Velocidade (nós)						
	1°	2°	3°	4°	<2	2 a 5	6 a 9	10 a 12	Méd	máx.	mín	1°	2°	3°	4°	<2	2 a 5	6 a 9	10 a 12	Méd	máx.	mín
00:00	008	018	003	000	08	17	02	00	02	06	00	011	008	010	001	11	18	00	00	02	04	00
01:00																						
02:00																						
03:00																						
04:00																						
05:00																						
06:00												000	001	000	000	00	01	00	00	02	02	02
07:00	001	009	002	000	00	11	00	00	03	04	02	001	002	001	000	01	03	00	00	02	03	00
08:00	003	023	002	000	00	23	05	00	03	08	00	002	012	010	000	02	19	03	00	04	08	00
09:00	005	021	003	000	01	23	04	00	04	08	00	001	019	007	000	01	20	06	00	04	08	00
10:00	004	025	000	000	03	20	05	01	04	10	00	003	023	001	000	02	19	05	01	04	10	00
11:00	003	026	000	000	00	23	01	03	04	10	02	002	025	000	000	01	22	04	00	03	07	00
12:00	002	027	000	000	00	21	06	01	04	10	02	001	023	002	000	01	17	07	01	04	10	00
13:00	004	025	000	000	00	21	06	01	04	10	02	002	023	001	000	01	18	06	00	04	08	00
14:00	001	028	000	000	00	10	05	00	04	08	02	001	012	000	000	01	09	03	00	04	06	00
15:00	001	028	000	000	00	11	01	00	03	06	02	001	011	001	000	01	10	01	01	04	10	00
16:00	001	028	001	000	00	11	00	00	03	04	02	000	011	001	000	00	05	07	00	05	08	03
17:00	000	028	001	000	00	10	01	00	03	06	02	000	009	000	000	00	07	02	00	05	08	02
18:00	004	024	001	000	03	17	03	00	03	08	00	003	007	003	000	03	07	01	00	02	06	00
19:00	003	023	003	000	03	21	05	00	03	08	00	006	015	007	000	06	19	03	00	03	06	00
20:00	008	020	001	000	06	20	03	00	03	06	00	010	014	005	000	09	18	02	00	02	08	00
21:00	006	023	000	000	05	20	04	00	03	06	00	006	014	009	000	06	20	02	00	02	06	00
22:00	006	020	003	000	05	22	02	00	03	06	00	005	014	009	000	06	21	01	00	02	06	00
23:00	007	022	000	000	08	18	01	00	02	08	00	010	007	011	000	09	19	00	00	02	04	00

	jul/03											ago/03										
	Vento (quadrante)				Velocidade (nós)							Vento (quadrante)				Velocidade (nós)						
	1°	2°	3°	4°	<2	2 a 5	6 a 9	10 a 12	Méd	máx.	mín	1°	2°	3°	4°	<2	2 a 5	6 a 9	10 a 12	Méd	máx.	mín
00:00	08	15	05	00	10	17	01	00	02	06	00	12	18	04	00	10	15	04	00	03	08	00
01:00																						
02:00																						
03:00																						
04:00																						
05:00																						
06:00																						
07:00	01	01	01	01	00	04	00	00	03	04	02					03	05	00	00	02	03	00
08:00	01	06	03	00	00	18	00	00	04	08	02	03	28	00	00	04	14	03	00	03	06	00
09:00	01	18	11	00	00	19	10	01	05	12	02	03	28	00	00	01	21	08	00	04	08	00
10:00	01	24	04	00	00	16	13	01	05	10	02	04	27	00	00	01	19	10	01	05	10	00
11:00	01	27	02	00	01	17	10	01	05	10	02	03	28	00	00	01	19	11	00	04	08	00
12:00	00	26	04	00	00	18	10	00	05	08	02	02	28	01	00	00	23	06	02	04	10	02
13:00	01	28	01	00	00	15	10	01	05	10	02	03	28	00	00	01	19	07	02	05	10	00
14:00	01	29	00	00	00	07	04	01	05	10	02	00	31	00	00	00	10	03	00	04	08	02
15:00	00	30	00	00	00	08	01	01	05	12	02	01	30	00	00	00	10	00	01	04	10	02
16:00	00	30	00	00	00	05	03	00	04	06	02	01	30	00	00	01	06	01		03	08	00
17:00	01	01	00	00	01	02	00	00	03	04	00	01	30	00	00	00	05	02	00	03	06	00
18:00	00	30	00	00	01	06	02	00	04	08	00	01	30	00	00	02	09	01	00	03	06	00
19:00	02	26	02	00	02	20	05	00	03	08	00	03	27	01	00	03	19	09	00	04	08	00
20:00	02	24	04	00	02	21	05	00	03	08	00	04	26	01	00	05	19	07	00	03	08	00
21:00	03	19	08	00	05	21	03	00	03	08	00	06	22	03	00	05	19	07	00	03	06	00
22:00	03	19	08	00	04	24	02	00	03	08	00	10	20	01	00	11	13	07	00	03	08	00
23:00	09	13	08	00	10	20	00	00	02	04	00	07	22	02	00	07	13	08	00	03	08	00

	set/03	out/03
--	--------	--------

	Vento (quadrante)				Velocidade (nós)							Vento (quadrante)				Velocidade (nós)						
	1°	2°	3°	4°	<2	2 a 5	6 a 9	10 a 12	Méd	máx.	mín	1°	2°	3°	4°	<2	2 a 5	6 a 9	10 a 12	Méd	máx.	mín
00:00					03	15	04	00				003	026	001	000	02	18	10	00	04	08	00
01:00																						
02:00																						
03:00																						
04:00																						
05:00																						
06:00	003	004	000	000					03	08	00											
07:00	002	011	000	000	00	00	00	00	00	00	00	001	007	000	000	00	05	03	00	05	10	02
08:00	002	020	000	000	00	06	07	00	05	08	06	003	022	000	000	00	20	04	00	04	08	02
09:00	002	021	000	000	01	12	11	01	06	10	00	003	027	001	000	00	19	12	00	05	08	02
10:00	002	021	000	000	02	09	15	00	05	10	00	002	029	000	000	00	20	11	00	05	08	02
11:00	002	020	001	000	08	08	15	00	05	10	00	003	028	000	000	00	17	14	00	05	10	02
12:00	001	022	000	000	01	12	12	00	05	10	00	002	029	000	000	00	20	11	00	05	08	02
13:00	001	013	000	000	00	20	05	00	05	10	02	001	029	000	000	00	16	14	00	05	10	02
14:00	000	009	000	000	00	09	06	00	05	08	02	000	018	000	000	00	08	10	00	06	10	02
15:00	000	006	000	000	00	04	06	00	05	08	02	000	015	001	000	00	07	08	00	05	08	02
16:00	000	006	000	000	00	04	03	00	05	10	02	001	012	000	000	00	09	04	00	05	08	02
17:00	000	003	000	000	00	04	02	00	05	08	02	000	005	000	000	00	04	01	00	05	08	02
18:00	000	020	000	000	00	03	00	00	04	05	03	001	008	000	000	00	08	01	00	04	06	02
19:00	001	020	000	000	00	17	05	00	04	08	02	003	025	001	000	02	20	08	00	04	08	00
20:00	002	019	001	000	01	14	08	00	04	08	00	003	027	001	000	02	22	07	00	04	08	00
21:00	003	019	000	000	00	15	08	00	05	10	02	002	028	001	000	02	18	11	00	04	08	00
22:00	004	015	001	000	01	17	05	00	04	08	00	003	027	001	000	02	18	11	00	05	08	00
23:00	003	016	002	000	03	12	05	00	04	10	00	005	024	001	000	03	14	14	00	04	10	00

	nov/03											dez/03										
	Vento (quadrante)				Velocidade (nós)							Vento (quadrante)				frequencia (m/s)				Velocidade (nós)		
	1°	2°	3°	4°	<2	2 a 5	6 a 9	10 a 12	Méd	máx.	mín	1°	2°	3°	4°	<2	2 a 5	6 a 9	10 a 12	Méd	máx.	mín
00:00	007	023	000	000	04	20	06	00	04	10	00	006	025	000	000	08	17	02	00	004	08	00
01:00																						
02:00																						
03:00																						
04:00																						
05:00																						
06:00																						
07:00	000	005	000	000	00	04	01	00	04	08	02	000	031	000	000	00	11	00	00	04	06	02
08:00	004	025	000	000	03	17	09	01	04	12	00	003	028	000	000	00	23	05	00	04	08	00
09:00	004	026	000	000	00	22	07	00	04	10	00	006	025	000	000	01	23	04	00	04	08	00
10:00	002	028	000	000	00	20	10	00	05	08	02	003	028	000	000	03	20	05	01	04	08	00
11:00	004	026	000	000	02	16	12	00	05	10	00	001	030	000	000	00	23	01	03	04	06	02
12:00	004	026	000	000	03	16	11	00	05	10	00	001	030	000	000	00	21	06	01	05	10	02
13:00	003	027	000	000	02	16	12	00	04	08	00	005	026	000	000	00	21	06	01	05	10	00
14:00	003	027	000	000	03	04	10	00	05	08	00	004	027	000	000	00	10	05	00	05	10	02
15:00	001	029	000	000	01	08	05	00	05	08	01	002	029	000	000	00	11	01	00	05	10	02
16:00	001	029	000	000	00	06	06	00	05	06	02	001	030	000	000	00	11	00	00	05	08	02
17:00	000	000	000	000				00				000	031	000	000	00	10	01	00	04	08	02
18:00	000	030	000	000	00	05	00	00	03	04	02	002	029	000	000	03	17	03	00	04	06	02
19:00	004	026	000	000	02	17	11	00	04	10	00	003	028	000	000	03	21	05	00	04	10	02
20:00	005	025	000	000	02	22	06	00	04	08	00	007	024	000	000	06	20	03	00	04	08	00
21:00	006	024	000	000	02	21	05	00	04	08	00	005	026	000	000	05	20	04	00	04	08	02
22:00	007	023	000	000	02	20	07	00	04	08	00	003	028	000	000	05	22	02	00	04	08	02
23:00	008	022	000	000	03	19	07	00	04	08	00	007	024	000	000	08	18	01	00	04	08	00

	jan/04											fev/04										
	Vento (quadrante)				Velocidade (nós)							Vento (quadrante)				Velocidade (nós)						
	1°	2°	3°	4°	<2	2 a 5	6 a 9	10 a 12	Méd	máx.	mín	1°	2°	3°	4°	<2	2 a 5	6 a 9	10 a 12	Méd	máx.	mín
00:00	004	007	000	000	03	05	02	00	03	08	00	011	018	000	000	10	18	00	00	02	04	00
01:00																						
02:00																						
03:00																						
04:00																						
05:00																						
06:00																						
07:00	000	004	000	000	00	01	01	00	05	06	04					02	03	00	00	02	04	00
08:00	006	016	000	000	02	04	04	01	04	10	00	005	020	004	000	04	20	04	00	03	06	00
09:00	006	016	000	000	02	07	02	00	04	08	00	002	025	002	000	02	20	06	00	04	08	01
10:00	008	014	000	000	01	08	02	00	04	06	00	003	026	000	000	02	18	08	00	04	08	00
11:00	004	018	000	000	00	10	01	00	04	08	02	005	024	000	000	04	14	10	00	04	08	00
12:00	004	018	000	000	00	09	02	00	04	06	02	004	024	001	000	03	09	06	00	03	06	00
13:00	004	018	000	000	00	07	01	01	05	10	02	004	025	000	000	02	20	06	00	04	08	00
14:00	000	022	000	000	00	04	03	00	05	08	02	001	028	000	000	00	12	05	00	04	08	02
15:00	000	022	000	000	00	02	02	00	06	08	05	000	028	000	000	00	07	06	00	05	08	02
16:00	000	022	000	000	00	03	01	00	05	06	02	005	024	000	000	01	06	06	00	04	06	00
17:00	000	022	000	000	00	00	04	00	07	08	06	002	026	001	000	01	08	04	00	04	08	00
18:00	000	022	000	000	00	02	00	00	03	04	02	000	000	000	000	00	03	00	00	03	04	02
19:00	006	016	000	000	04	07	00	00	02	04	00	006	023	000	000	03	20	05	00	03	06	00
20:00	008	014	000	000	04	04	03	00	03	06	00	006	023	000	000	03	22	03	00	03	06	00
21:00	006	016	000	000	03	07	01	00	03	06	00	006	023	000	000	05	20	03	00	03	08	00
22:00	008	014	000	000	02	08	01	00	03	06	00	008	021	000	000	03	24	01	00	03	08	00
23:00	010	012	000	000	06	05	00	00	01	04	00	009	020	000	000	04	20	04	00	03	08	00

	mar/04											abr/04										
	Vento (quadrante)					Velocidade (nós)						Vento (quadrante)					Velocidade (nós)					
	1°	2°	3°	4°	<2	2 a 5	6 a 9	10 a 12	Méd	máx.	mín	1°	2°	3°	4°	<2	2 a 5	6 a 9	10 a 12	Méd	máx.	mín
00:00	08	17	04	00	04	20	05	00	03	06	00	006	018	005	000	04	23	01	00	03	06	00
01:00																						
02:00																						
03:00																						
04:00																						
05:00																						
06:00																						
07:00	01	02	00	00	00	01	02	00	06	08	04	004	001	001	000	00	06	00	00	03	04	02
08:00	04	12	00	00	02	10	03	01	04	10	00	000	011	002	000	00	13	00	00	03	04	02
09:00	06	23	01	00	04	16	09	01	04	10	00	002	028	000	000	01	25	04	00	04	06	00
10:00	06	24	00	00	04	22	04	00	03	08	00	003	026	001	000	02	22	06	00	04	06	00
11:00	05	25	00	00	02	17	10	01	05	10	00	002	028	000	000	01	23	06	00	04	06	00
12:00	07	23	00	00	02	20	07	01	04	10	00	001	029	000	000	00	25	04	01	04	10	02
13:00	07	23	00	00	02	18	10	00	04	08	00	003	024	000	000	01	22	06	01	04	10	00
14:00	01	16	00	00	00	12	05	00	04	06	02	001	017	000	000	00	13	04	01	04	10	02
15:00	04	11	00	00	00	09	06	00	05	08	02	000	017	000	000	00	10	07	00	05	08	02
16:00	03	08	00	00	01	09	01	00	03	06	00	000	012	000	000	00	07	05	00	05	08	02
17:00	02	09	00	00	02	08	01	00	03	06	00	001	011	000	000	00	09	03	00	04	08	02
18:00	03	10	00	00	01	10	02	00	03	06	00	002	017	000	000	01	13	05	00	04	08	00
19:00	04	24	00	00	03	18	06	00	03	08	00	006	024	000	000	03	22	05	00	03	08	00
20:00	07	24	00	00	06	20	05	00	03	08	00	004	024	002	000	02	25	03	00	03	08	00
21:00	08	22	01	00	05	21	05	00	03	06	00	006	021	003	000	04	22	04	00	03	06	00
22:00	09	20	01	00	06	18	06	00	03	08	00	004	021	000	000	02	22	04	00	03	06	00
23:00	13	15	02	00	07	19	04	00	03	08	00	008	017	004	000	06	22	02	00	03	06	00

	mai/04											jun/04										
	Vento (quadrante)				Velocidade (nós)							Vento (quadrante)				Velocidade (nós)						
	1°	2°	3°	4°	<2	2 a 5	6 a 9	10 a 12	Méd	máx.	mín	1°	2°	3°	4°	<2	2 a 5	6 a 9	10 a 12	Méd	máx.	mín
00:00	001	008	003	000	02	08	01	00	03	06	00	011	012	003	000	11	15	03	00	02	06	00
01:00																						
02:00																						
03:00																						
04:00																						
05:00																						
06:00																						
07:00	000	001	000	000																		
08:00	001	009	002	000	01	11	00	00	03	04	00	006	018	002	000	06	19	04	00	03	08	00
09:00	001	009	002	000	01	09	02	00	03	06	00	006	018	002	000	06	20	03	00	03	06	00
10:00	004	006	002	000	02	07	03	00	03	06	00	007	019	000	000	07	19	03	00	03	06	00
11:00	003	008	001	000	03	08	01	00	03	06	00	007	017	002	000	06	20	03	00	03	06	00
12:00	002	009	001	000	02	10	00	00	03	05	00	003	021	002	000	04	21	04	00	03	06	00
13:00	002	009	001	000	02	08	02	00	03	06	00	004	021	001	000	05	19	04	01	04	10	00
14:00	000	005	000	000	02	10	00	00	03	04	00	002	024	000	000	03	10	03	01	04	10	00
15:00	001	004	001	000	02	08	02	00	03	06	00	004	020	002	000	05	07	05	00	04	08	00
16:00	001	005	000	000	02	10	00	00	03	04	00	006	020	000	000	06	06	03	00	02	06	00
17:00																						
18:00	002	009	001	000	03	08	01	00	03	06	00	004	022	000	000	08	15	00	00	02	04	00
19:00	003	008	001	000	01	09	02	00	03	06	02	008	015	003	000	10	18	01	00	02	06	00
20:00	003	008	001	000	01	09	02	00	04	06	00	004	021	001	000	04	23	02	00	03	06	00
21:00	002	007	003	000	02	10	00	00	02	04	01	004	018	004	000	04	24	01	00	02	06	00
22:00	002	007	003	000	02	09	01	00	03	04	00	007	012	007	000	08	16	05	00	03	06	00
23:00	002	006	004	000	02	10	00	00	02	04	02	011	009	006	000	11	16	02	00	02	06	00

	jul/04											ago/04										
	Vento (quadrante)				Velocidade (nós)							Vento (quadrante)				Velocidade (nós)						
	1°	2°	3°	4°	<2	2 a 5	6 a 9	10 a 12	Méd	máx.	mín	1°	2°	3°	4°	<2	2 a 5	6 a 9	10 a 12	méd	máx.	mín
00:00	013	012	002	000	14	11	04	00	02	06	00	009	170	004	000	07	23	01	00	03	08	00
01:00																						
02:00																						
03:00																						
04:00																						
05:00																						
06:00												005	014	004	000	03	16	04	00	03	06	00
07:00	002	003	002	000	02	03	02	00	03	06	00	005	016	010	000	04	22	05	00	03	08	00
08:00	007	019	003	000	08	18	03	00	03	08	00	007	023	001	000	04	15	12	00	04	08	00
09:00	004	024	001	000	03	22	04	00	03	06	00	003	027	001	000	02	21	08	00	04	08	00
10:00	003	024	002	000	02	24	03	00	04	06	00	001	028	002	000	00	25	06	00	04	08	02
11:00	002	023	004	000	01	24	04	00	04	08	00	003	006	001	000	02	20	05	04	05	10	00
12:00	000	027	000	000	00	17	10	00	05	08	02	005	025	001	000	02	20	08	00	04	08	00
13:00	002	021	003	000	01	18	07	00	04	08	00	001	017	000	000	00	15	03	01	05	10	02
14:00	003	014	001	000	02	15	01	00	03	06	00	000	018	000	000	00	14	04	00	04	08	02
15:00	005	011	000	000	04	11	01	00	03	08	00	002	016	000	000	02	15	01	00	03	06	00
16:00	006	009	000	000	05	10	00	00	02	04	00	001	015	001	000	01	13	02	00	04	08	00
17:00																						
18:00	002	011	000	000	02	11	00	00	02	04	00	002	014	002	000	00	14	03	00	04	08	00
19:00	007	020	002	000	07	19	03	00	02	06	00	003	026	002	000	02	22	06	01	03	10	00
20:00	006	021	020	000	06	19	04	00	03	08	00	002	027	002	000	02	20	09	00	04	08	00
21:00	010	018	001	000	09	16	04	00	02	08	00	002	024	005	000	01	26	04	00	03	08	00
22:00	010	014	005	000	10	12	07	00	03	08	00	005	020	006	000	04	18	09	00	04	06	00
23:00	013	014	002	000	14	11	04	00	02	08	00	002	020	003	000	05	23	03	00	03	06	00

	set/04											out/04										
	Vento (quadrante)				Velocidade (nós)							Vento (quadrante)				Velocidade (nós)						
	1°	2°	3°	4°	<2	2 a 5	6 a 9	10 a 12	Méd	máx.	mín	1°	2°	3°	4°	<2	2 a 5	6 a 9	10 a 12	Méd	máx.	mín
00:00	006	020	004	000	05	16	08	00	04	08	00	004	027	000	000	04	22	04	00	03	06	00
01:00																						
02:00																						
03:00																						
04:00																						
05:00																						
06:00	002	011	005	000	04	11	04	00	04	08	00	000	019	000	000		18	01	00	03	06	02
07:00	004	021	004	000	04	17	08		04	08	00	004	026	001	000	04	26	01	00	02	06	00
08:00	001	024	004	000	01	18	09	01	04	10	01	001	030	000	000	01	26	04	00	03	08	00
09:00	003	024	002	000	01	16	10	03	05	10	00	000	031	000	000	00	28	03	00	03	06	02
10:00	002	027	000	000	00	20	08	01	05	10	02	001	030	001	001	00	30	01	00	03	06	02
11:00	002	026	001	000	00	17	12		05	08	02	001	029	001	000	00	26	05	00	03	08	02
12:00	001	025	001	000	00	15	13	01	05	10	02	002	027	001	000	00	30	01	00	03	06	02
13:00	000	015	000	000	00	10	03	02	05	10	02	000	015	000	000	00	15	00	00	03	04	02
14:00	001	013	000	000		09	04	01	05	10	02	000	015	000	000	00	16	00	00	03	05	02
15:00	001	013	001	000	01	11	03	00	04	06	02	001	011	000	000	01	11	01	00	03	06	00
16:00	002	012	000	000	00	10	03	01	05	10	02	001	011	000	000	00	11	01	00	03	06	02
17:00																						
18:00	000	016	001	000	00	14	03	00	03	06	02	004	012	000	000	04	11	01	00	03	06	00
19:00	003	025	001	000	03	20	05	01	04	10	00	004	026	000	000	03	27	01	00	03	06	00
20:00	002	026	001	000	02	17	10		04	08	02	002	029	000	000	02	28	01	00	03	06	00
21:00	003	023	003	000	02	16	08	03	04	10	02	002	028	001	000	02	28	01	00	03	06	00
22:00	003	022	004	000	03	18	07	01	04	10	00	003	028	000	000	02	28	01	00	03	06	00
23:00	005	023	002	000	04	18	07	00	03	08	00	002	029	000	000	02	26	03	00	03	06	00

	nov/04										
	Vento (quadrante)					Velocidade (nós)					
	1°	2°	3°	4°	<2	2 a 5	6 a 9	10 a 12	Méd	máx.	mín
00:00	004	026	000	000	04	26	00	00	03	04	00
01:00											
02:00											
03:00											
04:00											
05:00											
06:00	002	028	000	000	00	30	00	00	03	04	02
07:00	002	028	000	000	00	26	04	00	03	06	02
08:00	000	026	004	000	00	26	04	00	03	06	02
09:00	000	030	000	000	00	24	06	00	04	06	02
10:00	000	030	000	000	00	28	02	00	03	06	02
11:00	000	028	002	000	02	24	04	00	04	06	02
12:00	002	028	000	000	00	30	00	00	03	04	02
13:00	000	030	000	000	02	24	04	00	03	06	01
14:00	000	030	000	000	02	28	00	00	03	04	01
15:00	000	030	000	000	02	28	00	00	03	04	01
16:00	000	030	000	000	00	30	00	00	02	03	02
17:00											
18:00	002	028	000	000	02	26	02	00	03	06	00
19:00	002	026	002	000	02	24	04	00	03	06	01
20:00	000	028	002	000	02	26	02	00	03	06	01
21:00	002	028	000	000	06	24	00	00	03	04	00
22:00	006	022	002	000	06	16	08	00	03	05	00
23:00	004	024	002	000	06	22	02	00	03	06	00

ANEXO 3

Volumes de lodo acumulado

Os volumes de lodo acumulado no período de operação da lagoa foram calculados pelo modelo de Arceivala (1981) para lagoas de deposição de lodo, equação 3.1, modelo desenvolvido por Saqqar e Pescod (1995), segundo a equação 3.8; pela taxa de sedimentação encontrada nos experimentos com armadilhas, pelo volume medido “in situ” e pelo modelo desenvolvido para a lagoa facultativa do sistema de Ponta Negra são apresentados na tabela 1.

Tabela 1. Volumes de acúmulo de lodo em m³

Meses	Volume (m ³)				Modelo
	Arceivala Eq. 3.1	Saqqar e Pescod Eq. 3.8	Taxa de Sedimentação (armadilhas)	Lodo sedimentado	
Maio 2003	22480	10176	85347	9480	9251
Agosto 2003	28522	12022	91639	7669	12587
Novembro 2003	20617	9394	97188	9995	9597
Fevereiro 2004	22803	10037	102780	9372	10262
Agosto 2004	24966	10421	112955	12612	10971
Novembro 2004	27149	10877	117717	13583	10535

ANEXO 4

Espessura da camada de lodo

Quadro 1. Batimetria da camada de lodo nos pontos (coordenadas – GPS)

mai/03			ago/03			nov/03		
coordenadas		e (cm)	coordenadas		e (cm)	coordenadas		e (cm)
258130	9348416	0	258130	9348416	0	258130	9348416	0
258493	9348191	0	258493	9348191	0	258493	9348191	0
258388	9347999	0	258388	9347999	0	258388	9347999	0
258088	9348358	0	258088	9348358	0	258088	9348358	0
258160	9348395	0	258160	9348395	0	258160	9348395	0
258187	9348375	0	258187	9348375	0	258187	9348375	0
258207	9348361	0	258207	9348361	0	258207	9348361	0
258224	9348348	0	258224	9348348	0	258224	9348348	0
258242	9348334	0	258242	9348334	0	258242	9348334	0
258259	9348319	0	258259	9348319	0	258259	9348319	0
258279	9348305	0	258279	9348305	0	258279	9348305	0
258297	9348292	0	258297	9348292	0	258297	9348292	0
258316	9348279	0	258316	9348279	0	258316	9348279	0
258333	9348266	0	258333	9348266	0	258333	9348266	0
258351	9348251	0	258351	9348251	0	258351	9348251	0
258370	9348239	0	258370	9348239	0	258370	9348239	0
258387	9348225	0	258387	9348225	0	258387	9348225	0
258405	9348211	0	258405	9348211	0	258405	9348211	0
258423	9348198	0	258423	9348198	0	258423	9348198	0
258441	9348185	0	258441	9348185	0	258441	9348185	0
258459	9348172	0	258459	9348172	0	258459	9348172	0
258475	9348161	0	258475	9348161	0	258475	9348161	0
258485	9348128	0	258485	9348128	0	258485	9348128	0
258465	9348101	0	258465	9348101	0	258465	9348101	0
258444	9348073	0	258444	9348073	0	258444	9348073	0
258424	9348047	0	258424	9348047	0	258424	9348047	0
258400	9348019	0	258400	9348019	0	258400	9348019	0
258110	9348335	0	258110	9348335	0	258110	9348335	0
258124	9348318	0	258124	9348318	0	258124	9348318	0
258138	9348302	0	258138	9348302	0	258138	9348302	0
258153	9348284	0	258153	9348284	0	258153	9348284	0
258167	9348267	0	258167	9348267	0	258167	9348267	0
258181	9348250	0	258181	9348250	0	258181	9348250	0
258196	9348232	0	258196	9348232	0	258196	9348232	0
258210	9348215	0	258210	9348215	0	258210	9348215	0
258224	9348197	0	258224	9348197	0	258224	9348197	0
258240	9348180	0	258240	9348180	0	258240	9348180	0
258254	9348163	0	258254	9348163	0	258254	9348163	0
258267	9348148	0	258267	9348148	0	258267	9348148	0
258281	9348130	0	258281	9348130	0	258281	9348130	0
258295	9348112	0	258295	9348112	0	258295	9348112	0
258368	9348025	0	258368	9348025	0	258368	9348025	0
258353	9348043	0	258353	9348043	0	258353	9348043	0
258338	9348060	0	258338	9348060	0	258338	9348060	0
258324	9348077	0	258324	9348077	0	258324	9348077	0
258310	9348095	0	258310	9348095	0	258310	9348095	0
258126	9348405	0	258126	9348405	0	258126	9348405	0

258112	9348387	0	258112	9348387	0	258112	9348387	0
258100	9348371	0	258100	9348371	0	258100	9348371	0
258153	9348380	102	258153	9348380	87	258153	9348380	13
258139	9348377	113	258139	9348377	90	258139	9348377	10
258127	9348358	60	258127	9348358	80	258127	9348358	60
258179	9348366	60	258179	9348366	63	258179	9348366	106
258156	9348346	10	258156	9348346	20	258156	9348346	76
258148	9348326	102	258148	9348326	20	258148	9348326	60
258216	9348338	10	258216	9348338	20	258216	9348338	95
258196	9348319	13	258196	9348319	8	258196	9348319	110
258178	9348294	50	258178	9348294	1	258178	9348294	3
258268	9348292	5	258268	9348292	2	258268	9348292	5
258237	9348258	5	258237	9348258	1	258237	9348258	6,5
258208	9348234	5	258208	9348234	1	258208	9348234	2
258329	9348262	3	258329	9348262	20	258329	9348262	2
258312	9348248	3	258312	9348248	6	258312	9348248	3
258286	9348229	5	258286	9348229	1	258286	9348229	3
258250	9348193	5	258250	9348193	1	258250	9348193	2
258379	9348226	3	258379	9348226	33	258379	9348226	3
258363	9348208	3	258363	9348208	7	258363	9348208	3
258319	9348167	3	258319	9348167	1	258319	9348167	1
258292	9348135	3	258292	9348135	1	258292	9348135	3
258429	9348185	3	258429	9348185	16	258429	9348185	3
258396	9348152	2	258396	9348152	1,5	258396	9348152	3
258422	9348146	3	258422	9348146	1	258422	9348146	3
258369	9348098	3	258369	9348098	1	258369	9348098	3
258335	9348088	3	258335	9348088	1	258335	9348088	3
258459	9348232	3	258459	9348232	2	258459	9348232	3
258445	9348121	3	258445	9348121	85	258445	9348121	3
258420	9348100	3	258420	9348100	89	258420	9348100	3
258397	9348068	2	258397	9348068	80	258397	9348068	3
258377	9348037	2	258377	9348037	63	258377	9348037	3
258468	9348138	3	258127	9348358	20	258154	9348341	13
258437	9348123	3	258139	9348377	20	258145	9348323	10
258388	9348086	3	258153	9348380	20	258176	9348360	60
258394	9348068	3	258179	9348366	8	258149	9348379	102
258384	9348033	3	258156	9348346	1	258113	9348356	76
258332	9348091	3	258148	9348326	2	258129	9348396	60
258367	9348097	3	258216	9348338	1	258123	9348351	82
258390	9348147	2	258196	9348319	1	258138	9348372	110
258407	9348145	3	258178	9348294	20	258174	9348293	3
258337	9348184	3	258268	9348292	6	258265	9348232	5
258305	9348167	2	258237	9348258	1	258271	9348188	6,5
258149	9348327	6,5	258208	9348234	1	258305	9348167	2
258265	9348320	5	258329	9348262	33	258390	9348147	2
258174	9348293	3	258312	9348248	7	258337	9348184	3
258145	9348323	13	258286	9348229	1	258407	9348145	3
258154	9348341	10	258250	9348193	1	258332	9348091	2
258176	9348360	60	258379	9348226	16	258367	9348097	3
258148	9348376	102	258363	9348208	1,5	258394	9348068	3
258138	9348372	113	258319	9348167	1	258384	9348033	1
258123	9348351	82	258292	9348135	1	258388	9348086	5
258129	9348396	115	258429	9348185	1	258437	9348123	3
258113	9348356	76	258396	9348152	2	258468	9348138	3
258423	9348146	3	258422	9348146	1	258424	9348146	5
258369	9348098	3	258369	9348098	1	258369	9348098	3

258335	9348088	3	258335	9348088	1	258336	9348088	3
258195	9348232	3	258195	9348232	1	258195	9348232	3
258445	9348121	3	258446	9348121	1	258445	9348121	5
258420	9348100	3	258421	9348100	1	258420	9348100	3
258397	9348068	3	258397	9348068	1	258397	9348068	3

fev/04			ago/04			nov/04		
coordenadas		e (cm)	coordenadas		e (cm)	coordenadas		e (cm)
258130	9348416	0	258130	9348416	0	258130	9348416	0
258493	9348191	0	258493	9348191	0	258493	9348191	0
258388	9347999	0	258388	9347999	0	258388	9347999	0
258088	9348358	0	258088	9348358	0	258088	9348358	0
258160	9348395	0	258160	9348395	0	258160	9348395	0
258187	9348375	0	258187	9348375	0	258187	9348375	0
258207	9348361	0	258207	9348361	0	258207	9348361	0
258224	9348348	0	258224	9348348	0	258224	9348348	0
258242	9348334	0	258242	9348334	0	258242	9348334	0
258259	9348319	0	258259	9348319	0	258259	9348319	0
258279	9348305	0	258279	9348305	0	258279	9348305	0
258297	9348292	0	258297	9348292	0	258297	9348292	0
258316	9348279	0	258316	9348279	0	258316	9348279	0
258333	9348266	0	258333	9348266	0	258333	9348266	0
258351	9348251	0	258351	9348251	0	258351	9348251	0
258370	9348239	0	258370	9348239	0	258370	9348239	0
258387	9348225	0	258387	9348225	0	258387	9348225	0
258405	9348211	0	258405	9348211	0	258405	9348211	0
258423	9348198	0	258423	9348198	0	258423	9348198	0
258441	9348185	0	258441	9348185	0	258441	9348185	0
258459	9348172	0	258459	9348172	0	258459	9348172	0
258475	9348161	0	258475	9348161	0	258475	9348161	0
258485	9348128	0	258485	9348128	0	258485	9348128	0
258465	9348101	0	258465	9348101	0	258465	9348101	0
258444	9348073	0	258444	9348073	0	258444	9348073	0
258424	9348047	0	258424	9348047	0	258424	9348047	0
258400	9348019	0	258400	9348019	0	258400	9348019	0
258110	9348335	0	258110	9348335	0	258110	9348335	0
258124	9348318	0	258124	9348318	0	258124	9348318	0
258138	9348302	0	258138	9348302	0	258138	9348302	0
258153	9348284	0	258153	9348284	0	258153	9348284	0
258167	9348267	0	258167	9348267	0	258167	9348267	0
258181	9348250	0	258181	9348250	0	258181	9348250	0
258196	9348232	0	258196	9348232	0	258196	9348232	0
258210	9348215	0	258210	9348215	0	258210	9348215	0
258224	9348197	0	258224	9348197	0	258224	9348197	0
258240	9348180	0	258240	9348180	0	258240	9348180	0
258254	9348163	0	258254	9348163	0	258254	9348163	0
258267	9348148	0	258267	9348148	0	258267	9348148	0
258281	9348130	0	258281	9348130	0	258281	9348130	0
258295	9348112	0	258295	9348112	0	258295	9348112	0
258368	9348025	0	258368	9348025	0	258368	9348025	0
258353	9348043	0	258353	9348043	0	258353	9348043	0
258338	9348060	0	258338	9348060	0	258338	9348060	0
258324	9348077	0	258324	9348077	0	258324	9348077	0
258310	9348095	0	258310	9348095	0	258310	9348095	0

258126	9348405	0	258126	9348405	0	258126	9348405	0
258112	9348387	0	258112	9348387	0	258112	9348387	0
258100	9348371	0	258100	9348371	0	258100	9348371	0
258153	9348380	50	258153	9348380	70	258153	9348380	110
258139	9348377	110	258139	9348377	120	258139	9348377	112
258127	9348358	50	258127	9348358	120	258127	9348358	125
258179	9348366	50	258179	9348366	85	258179	9348366	65
258156	9348346	70	258156	9348346	15	258156	9348346	65
258148	9348326	90	258148	9348326	70	258148	9348326	85
258216	9348338	10	258216	9348338	30	258216	9348338	14
258196	9348319	20	258196	9348319	10	258196	9348319	5
258178	9348294	56	258178	9348294	80	258178	9348294	5
258268	9348292	5	258268	9348292	2	258268	9348292	5
258237	9348258	35	258237	9348258	4	258237	9348258	5
258208	9348234	10	258208	9348234	4	258208	9348234	5
258329	9348262	10	258329	9348262	5	258329	9348262	5
258312	9348248	5	258312	9348248	2	258312	9348248	5
258286	9348229	5	258286	9348229	3	258286	9348229	5
258250	9348193	5	258250	9348193	3	258250	9348193	5
258379	9348226	5	258379	9348226	3	258379	9348226	5
258363	9348208	10	258363	9348208	4	258363	9348208	5
258319	9348167	5	258319	9348167	3	258319	9348167	5
258292	9348135	5	258292	9348135	2	258292	9348135	5
258429	9348185	5	258429	9348185	2	258429	9348185	5
258396	9348152	5	258396	9348152	3	258396	9348152	5
258422	9348146	5	258422	9348146	2	258422	9348146	5
258369	9348098	5	258369	9348098	3	258369	9348098	5
258335	9348088	5	258335	9348088	2	258335	9348088	5
258459	9348232	5	258459	9348232	3	258459	9348232	5
258445	9348121	5	258445	9348121	2	258445	9348121	5
258420	9348100	5	258420	9348100	3	258420	9348100	5
258397	9348068	5	258397	9348068	3	258397	9348068	5
258377	9348037	5	258377	9348037	85	258377	9348037	5
258127	9348356	50	258113	9348356	12	258124	9348356	80
258139	9348377	70	258129	9348396	95	258119	9348358	80
258153	9348380	90	258123	9348351	120	258133	9348365	125
258179	9348366	10	258138	9348372	120	258136	9348385	140
258148	9348327	20	258148	9348376	70	258215	9348278	14
258216	9348336	56	258176	9348360	85	258157	9348316	85
258178	9348296	5	258149	9348327	13	258171	9348352	65
258268	9348294	35	258154	9348341	15	258147	9348379	112
258239	9348258	10	258145	9348323	3	258135	9348375	125
258208	9348234	10	258174	9348293	6,5	258132	9348364	150
258325	9348258	5	258265	9348320	2	258453	9348158	2
258312	9348248	5	258305	9348167	3	258362	9348132	5
258286	9348229	5	258337	9348184	2,5	258312	9348171	5
258250	9348193	5	258407	9348145	2	258251	9348222	8
258331	9348182	10	258390	9348147	4	258331	9348182	10
258363	9348208	5	258367	9348097	1	258363	9348208	5
258319	9348167	5	258332	9348091	1	258319	9348167	5
258292	9348135	5	258384	9348033	2,5	258292	9348135	5
258429	9348185	5	258394	9348068	2,5	258429	9348185	5
258414	9348169	5	258388	9348086	2,5	258414	9348169	5
258392	9348152	5	258437	9348123	2,5	258392	9348152	5
258371	9348130	5	258468	9348138	2,5	258371	9348130	5
258335	9348088	5	258384	9348033	2,5	258335	9348088	5

258137	9348396	110	258388	9348086	2,5	258388	9348086	5
258122	9348380	50	258437	9348123	2,5	258437	9348123	5
258110	9348362	50	258468	9348138	2,5	258468	9348138	5
258445	9348121	7	258424	9348146	2,5	258424	9348146	5
258420	9348100	7	258369	9348098	2,5	258369	9348098	5
258397	9348068	7	258336	9348088	2,5	258336	9348088	5

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)