

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**LAGOAS DE ALTA TAXA, MATURAÇÃO E AGUAPÉS EM SISTEMA
DE TRATAMENTO DE DEJETOS SUÍNOS: AVALIAÇÃO DE
DESEMPENHO E DINÂMICA PLANCTÔNICA.**

Doutoranda: LÍGIA BARTHEL

Orientadora: Dra. REJANE H. R. COSTA

Co-orientador: Dr. PAULO ARMANDO VICTÓRIA DE OLIVEIRA

FLORIANÓPOLIS, ABRIL DE 2007

**LAGOAS DE ALTA TAXA, MATURAÇÃO E AGUAPÉS EM SISTEMA
DE TRATAMENTO DE DEJETOS SUÍNOS: AVALIAÇÃO DE
DESEMPENHO E DINÂMICA PLANCTÔNICA.**

LÍGIA BARTHEL

Tese submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

DOUTORA EM ENGENHARIA AMBIENTAL
na Área de Engenharia Ambiental.

Aprovada por:

Prof. Dra. Rejane Helena Ribeiro da Costa
Orientadora

Dr. Paulo Armando Victória de Oliveira
Co-orientador

Prof. Dr. Henio Normando de Souza Melo
UFRN

Prof. Dr. Paulo Belli Filho
ENS/UFSC

Prof. Dra. Cladir Teresinha Zanotelli
UNIVILLE

Prof. Dra. Cátia Regina Silva de
Carvalho Pinto
ENS/UFSC

Prof. Dr. Sebastião Roberto Soares
Coordenador do PPGEA

FLORIANÓPOLIS, ABRIL/2007

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais e família, pelo apoio e incentivo ao estudo.

À Profa. Dra. Rejane Helena Ribeiro da Costa, orientadora do trabalho, pelo exemplo profissional e humano.

À banca examinadora: Dr. Paulo Armando Victória de Oliveira, Prof. Dr. Henio Normando de Souza Melo, Profa. Dra. Cladir Terezinha Zanotelli, Prof. Dr. Paulo Belli Filho e Profa. Dra. Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto, por participarem da avaliação deste trabalho.

À Embrapa Suínos e Aves, que proporcionou a pesquisa experimental.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, pela oportunidade de aperfeiçoamento profissional.

Às estagiárias bolsistas de iniciação científica CNPq Karine Andréa Rangel, Dariane de Souza e Inácia da Rosa Machado, pelo auxílio nesta pesquisa.

À Epagri, pelo fornecimento dos dados da radiação solar.

Ao Dr. Cláudio Loesch, pelo auxílio na aplicação da análise em componentes principais para as lagoas.

Às Dras. Heike Hoffmann e Roselane Laudaes Silva, Alessandra Pellizzaro Bento e Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto, pelo auxílio na identificação dos microrganismos.

Aos meus amigos, em especial Delmira Wolff, pelo companheirismo.

SUMÁRIO

1.Introdução.....	15
1.1.Origem do trabalho.....	15
1.2.Justificativa, hipóteses e questões da pesquisa.....	16
1.2.1.Justificativa.....	16
1.2.2.Hipóteses e questões de pesquisa.....	19
1.3.Objetivos.....	20
1.3.1.Objetivo geral.....	20
1.3.2.Objetivos específicos.....	20
2.Revisão Bibliográfica.....	21
2.1.Características dos dejetos suínos.....	21
2.2.Tratamento de águas residuárias em lagoas.....	23
2.3.Lagoa de alta taxa algal (LAT)	25
2.3.1.Fatores que afetam o funcionamento da lagoa de alta taxa.....	30
a)Concentração de oxigênio dissolvido e carbono orgânico.....	30
b)Concentração de nutrientes.....	32
c)Intensidade luminosa e radiação solar.....	34
d)Temperatura da massa líquida.....	36
e)pH.....	37
f)Profundidade da lagoa e tempo de detenção hidráulica.....	38
g)Variações sazonais.....	39
2.2.3.Lagoas de maturação.....	40
2.2.4.Lagoas com macrófitas.....	41
2.3.Microrganismos das lagoas.....	43
2.3.1.Zooplâncton.....	45
2.3.2.Fitoplâncton.....	48
a)Euglenófitos.....	51
b)Cianobactérias.....	51
c)Algas diatomáceas.....	52
d)Algas clorofíceas.....	52
2.3.3.Quantificação da biomassa algal.....	53
3.Materiais e Métodos.....	57

3.1.Unidades experimentais.....	57
3.1.1.Regime de bateladas.....	59
3.1.2.Regime de fluxo contínuo.....	60
3.1.3.Alimentação e monitoramento das lagoas.....	60
3.2.Métodos analíticos.....	61
3.3.Variações sazonais.....	62
3.3.1.Sazonalidade nas lagoas.....	62
3.3.2.Sucessão planctônica.....	63
3.4.Variações nictemerais.....	63
3.5.Tratamento estatístico dos dados.....	63
a)Estatística descritiva.....	63
b)Análise em componentes principais.....	63
3.6.Avaliação do plâncton.....	66
3.6.1.Quantificação da biomassa planctônica.....	66
a)Densidade Relativa e riqueza de espécies.....	66
b)Índice de Jaccard.....	66
c)Índice de ocorrência de espécies (IOE).....	67
d)Coeficiente de variação (CV).....	67
3.6.2.Produtividade da biomassa algal.....	67
3.7.Remoção de nutrientes.....	68
3.7.1.Eficiência de remoção.....	68
3.7.2.Balanço de massa.....	70
4.Resultados e Discussões.....	72
4.1.Regime de bateladas.....	72
4.1.1.Condições meteorológicas.....	72
4.1.2.Avaliação das variáveis físico-químicas.....	72
4.1.3.Avaliação da biomassa algal.....	75
4.1.4.Avaliação do plâncton.....	77
4.1.5.Considerações sobre essa etapa do trabalho.....	81
4.2.Regime de fluxo contínuo.....	81
4.2.1.Condições meteorológicas.....	81
4.2.2.Estudo da sazonalidade.....	82
4.2.2.1.Cargas aplicadas nas lagoas.....	82
4.2.2.2.Avaliação do desempenho das lagoas.....	83

a)Variáveis físico-químicas.....	83
b)Biomassa algal.....	92
c)Avaliação do plâncton.....	94
4.2.2.3. Sucessão planctônica.....	98
4.2.2.4.Considerações sobre a sucessão planctônica.....	104
4.2.3.Estudo das variações nictemerais.....	104
4.2.4.Análise em Componentes Principais (ACP).....	109
4.2.4.1.Lagoa de alta taxa (LAT).....	109
4.2.4.2.Lagoa de maturação 1 (LM1).....	112
4.2.4.3.Lagoa de maturação 2 (LM2).....	115
4.2.4.4.Lagoa de aguapés (LAG).....	118
4.2.4.5.Considerações sobre aplicação da ACP.....	120
4.2.5.Quantificação da biomassa planctônica.....	122
4.2.5.1.Densidade Relativa e riqueza de espécies.....	122
4.2.5.2.Índice de Jaccard.....	123
4.2.5.3Índice de ocorrência de espécies (IOE).....	124
4.2.5.4.Coefficiente de variação (CV).....	125
4.2.6.Produtividade da biomassa algal.....	127
4.2.7.Remoção de nutrientes, distribuição das formas de nitrogênio e balanço de massa	129
4.2.7.1.Eficiência de remoção do nitrogênio e do fósforo	129
4.2.7.2.Distribuição das formas de nitrogênio nas lagoas.....	133
4.2.7.3.Balanço de massa e remoção específica de nutrientes (nitrogênio e fósforo).....	135
5.Conclusões e Recomendações.....	139
5.1.Conclusões.....	139
5.2.Recomendações.....	141
6.Referências Bibliográficas.....	143
ANEXOS e APÊNDICES.....	153

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1. Mapa de localização da cidade de Concórdia, SC.....	57
Figura 3.2. Diagrama do sistema de tratamento em contínuo.....	58
Figura 3.3. Fotos das lagoas estudadas: lagoa de alta taxa (A), lagoa de aguapés (B), lagoa de maturação 1 (C) e lagoa de maturação 2 (D).....	58
Figura 4.1. Clorofíceas encontradas na LAT (A) e diatomácea encontrada na LM1 (B).(400X)	78
Figura 4.2. Eficiência de remoção dos sistemas A e B no P1 e P2.....	86
Figura 4.3. Afluente da LAT no P1 e P2.....	88
Figura 4.4. Efluente da LAT no P1 e P2.....	89
Figura 4.5. Efluente da LM1 no P1 e P2.....	90
Figura 4.6. Efluente da LM2 no P1 e P2.....	91
Figura 4.7. Efluente da LAG no P1 e P2.....	92
Figura 4.8. Microrganismos encontrados nas lagoas: <i>Centropyxis sp</i> (A), <i>Scenedesmus sp</i> (B), <i>Nitzschia sp</i> (C). (400 X)	97
Figura 4.9. Sucessão sazonal do plâncton na LAT de acordo com o modelo de 24 etapas desenvolvido por SOMMER et al. (1989), durante o período experimental.....	99
Figura 4.10. Sucessão sazonal do plâncton na LM1 de acordo com o modelo de 24 etapas desenvolvido por SOMMER, et al. (1989), durante o período experimental.....	100
Figura 4.11. Sucessão sazonal do plâncton na LM2 de acordo com o modelo de 24 etapas desenvolvido por SOMMER, et al. (1989), durante o período experimental.....	101
Figura 4.12. Sucessão sazonal do plâncton na LAG de acordo com o modelo de 24 etapas desenvolvido por SOMMER, et al. (1989), durante o período experimental.....	103
Figura 4.13. Variação nictemeral das variáveis físico-químicas na LAT, LM1, LM2, LAG, valores médios calculados para as profundidades de amostragem.....	105
Figura 4.14. Variação nictemeral da clorofila <i>a</i> nas lagoas LAT, LM1, LM2 e LAG, valores médios calculados com as diferentes profundidades de coleta.....	107
Figura 4.15. Variação nictemeral das algas clorofíceas nas lagoas LAT, LM1, LM2 e LAG, valores médios calculados com as diferentes profundidades de coleta.....	108
Figura 4.16. Mapa fatorial das variáveis representadas pelos fatores 1 e 2 da LAT.....	111

Figura 4.17. Mapa fatorial das variáveis pelas duas primeiras componentes principais da LM1.....	114
Figura 4.18. Mapa fatorial das variáveis pelas duas primeiras componentes principais da LM2.....	116
Figura 4.19. Mapa fatorial das variáveis representadas pelos fatores 1 e 2 da LAG.....	119
Figura 4.20. Total de espécies clorofiladas (eixo da esquerda) e não- clorofiladas (eixo da direita) e de <i>Chlorella sp</i> ($\times 10^4$ ind./mL) (eixo da esquerda).....	122
Figura 4.21. Riqueza de espécies da população planctônica nas diferentes lagoas ao longo do tempo (semanas).....	123
Figura 4.22. Variação do índice de Jaccard nos sistemas A e B ao longo do tempo (semanas)	124
Figura 4.23. Distribuição do índice de ocorrência de espécies (IOE) nas lagoas: LAT, LM1, LM2 e LAG.....	125
Figura 4.24. Valores do CV para a chl- <i>a</i> e clorofíceas na LAT, LM1, LM2, LAG ao longo do tempo (semanas)	126
Figura 4.25. Variação temporal da produtividade da biomassa algal (g SS/m ² /dia) na LAT, LM1, LM2 e LAG.....	127
Figura 4.26. Variação temporal da produtividade da biomassa algal (gchl- <i>a</i> /m ² /dia) na LAT, LM1, LM2 e LAG.....	128
Figura 4.27. Eficiência de remoção do NTK nas lagoas LAT, LM1, LM2 e LAG.....	130
Figura 4.28. Eficiência de remoção de N-NH ₄ nas lagoas LAT, LM1, LM2 e LAG.....	130
Figura 4.29. Eficiência de remoção do PT nas lagoas LAT, LM1, LM2 e LAG.....	132
Figura 4.30. Distribuição das diferentes formas de nitrogênio no afluente e efluente da LAT.....	133
Figura 4.31. Distribuição das diferentes formas de nitrogênio no afluente e efluente da LM1.....	133
Figura 4.32. Distribuição das diferentes formas de nitrogênio no afluente e efluente da LM2.....	134
Figura 4.33. Distribuição das diferentes formas de nitrogênio no afluente e efluente da LAG.....	134
Figura 4.34. Percentuais das vias de remoção do nitrogênio amoniacal em cada lagoa.....	136

Figura A.1. (a) Sucessão sazonal do plâncton de acordo com o modelo desenvolvido pelo Grupo de Ecologia do Plâncton (Sommer, 1989). (b) Sucessão sazonal do plâncton em lagoa de alta taxa segundo Canovas et al. (1996).....	153
Figura AP2.1. Variação das variáveis de avaliação LAT/B1 ao longo do tempo (dias).....	156
Figura AP2.2. Variação das variáveis de avaliação LM1/B1 ao longo do tempo (dias).....	157
Figura AP2.3. Variação das variáveis de avaliação LAT/B2 ao longo do tempo (dias).....	158
Figura AP2.4. Variação das variáveis de avaliação LM1/B2 ao longo do tempo (dias).....	159
Figura AP2.5. Variação das variáveis de avaliação LAT/B3 ao longo do tempo (dias).....	160
Figura AP2.6. Variação das variáveis de avaliação LM1/B3 ao longo do tempo (dias).....	161
Figura AP2.7. Variação das variáveis de avaliação LAT/B4 ao longo do tempo (dias).....	162
Figura AP2.8. Variação das variáveis de avaliação LM1/B4 ao longo do tempo (dias).....	163
Figura AP2.9. Variação das variáveis de avaliação LAT/B5 ao longo do tempo (dias).....	164
Figura AP2.10. Variação das variáveis de avaliação LM1/B5 ao longo do tempo (dias).....	165
Figura AP2.11. Variação das variáveis de avaliação LAT/B6 ao longo do tempo (dias).....	166
Figura AP2.12. Variação das variáveis de avaliação LM1/B6 ao longo do tempo (dias).....	167
Figura AP2.13. Variação das variáveis de avaliação LAT/B7 ao longo do tempo (dias).....	168
Figura AP2.14. Variação das variáveis de avaliação LM1/B7 ao longo do tempo (dias).....	169
Figura AP2.15. Variação dos parâmetros de avaliação LAT/B8 ao longo do tempo (dias)...	170

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1. Dimensões e condições operacionais das lagoas em fluxo contínuo.....	59
Tabela 3.2. Períodos dos ensaios em batelada em 2002.....	59
Tabela 3.3. Métodos aplicados na obtenção das variáveis analisadas.....	62
Tabela 4.1. Valores médios das condições meteorológicas durante o período monitorado (abril-outubro/2002).....	72
Tabela 4.2. Resultados médios obtidos no sistema em batelada para as variáveis: temperatura, pH e OD.....	73
Tabela 4.3. Concentrações iniciais e finais (mg/L) das variáveis físico-químicas obtidas na LAT com funcionamento em batelada.....	74
Tabela 4.4. Concentrações iniciais e finais (mg/L) das variáveis físico-químicas obtidas na LM1 com funcionamento em batelada.....	74
Tabela 4.5. Resultados médios da clorofila <i>a</i> no sistema em batelada.....	76
Tabela 4.6. Gêneros mais frequentes encontrados nas lagoas.....	77
Tabela 4.7. Densidade total do plâncton ($X 10^4$ ind./mL) obtida na LAT e LM1 no sistema em batelada.....	78
Tabela 4.8. Distribuição dos microrganismos ($X 10^4$ ind./mL) na LAT em diferentes profundidades.....	80
Tabela 4.9. Distribuição dos microrganismos ($X 10^4$ ind./mL) na LM1 em diferentes profundidades.....	81
Tabela 4.10. Valores médios das condições meteorológicas durante o período monitorado (fevereiro-outubro/2003).....	82
Tabela 4.11. Condições operacionais das lagoas em fluxo contínuo.....	83
Tabela 4.12. Valores médios, desvio-padrão e eficiência obtidos no P1. (n = 12).....	83
Tabela 4.13. Valores médios, desvio-padrão e eficiência obtidos no P2. (n = 10).....	84
Tabela 4.14. Resultados médios da clorofila <i>a</i> no Período 1(n=11) e Período 2(n=9).....	93
Tabela 4.15. Densidade total do plâncton ($X 10^4$ ind./mL) em sistema contínuo no P1 (n = 33) e P2 (n = 27)	95
Tabela 4.16. Distribuição do plâncton ($X 10^4$ ind./mL) em diferentes profundidades no P1 n = 33) e no P2 (n = 27)	96

Tabela 4.17. Autovalores e percentuais das variâncias das variáveis resultantes da análise para a LAT.....	109
Tabela 4.18. Coeficientes de correlação das variáveis com os fatores artificiais na LAT.....	110
Tabela 4.19. Autovalores e percentuais das variâncias das variáveis resultantes da análise para a LM1.....	113
Tabela 4.20. Coeficientes de correlação das variáveis com os fatores artificiais na LM1.....	113
Tabela 4.21. Autovalores e percentuais das variâncias das variáveis resultantes da análise para a LM2.....	115
Tabela 4.22. Coeficientes de correlação das variáveis com os fatores artificiais na LM2.....	115
Tabela 4.23. Autovalores e percentuais das variâncias das variáveis resultantes da análise para a LAG.....	118
Tabela 4.24. Coeficientes de correlação das variáveis com os fatores artificiais na LAG....	118
Tabela 4.25. Resumo dos fatores artificiais obtidos para o sistema de lagoas.....	121
Tabela 4.26. Índice de ocorrência de espécies (IOE) e suas categorias para as espécies identificadas na LAT, LM1, LM2 e LAG.....	124
Tabela 4.27. Valores médios da produtividade da biomassa algal (Pr) nas lagoas nos períodos P1 e P2.....	129
Tabela 4.28. Balanço da concentração média de fósforo (mg/L) cada lagoa.....	135
Tabela 4.29. Balanço de massa de nutrientes (g/dia) em cada lagoa.....	136
Tabela 4.30. Remoção específica de nutrientes (g/m ² /dia) em cada lagoa.....	138
Tabela AP3.1. Resultados da bacterioclorofila e feofitina (µg/L) em batelada.....	171
Tabela AP4.1. Variação nictemeral da clorofila <i>a</i> , bacterioclorofila e feofitina (µg/L) nas lagoas.....	172
Tabela AP5.1. Variação nictemeral das algas (x10 ⁴ ind/mL) nas lagoas.....	173

LISTA DE QUADROS

Quadro 1.1. Participação do Brasil na produção mundial de carne suína (PORKWORLD, 2004).....	16
Quadro 2.1. Caracterização média dos dejetos suínos em Santa Catarina.....	22
Quadro 2.2. Resultados das concentrações de clorofila <i>a</i> em diferentes tipos de lagoas, carga orgânica aplicada e despejo.....	55
Quadro 2.3. Resultados dos índices ecológicos obtidos por diferentes autores em lagoas.....	56

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho e a dinâmica planctônica de lagoa de alta taxa (LAT), lagoas de maturação (LM1, LM2) e lagoa de aguapés (LAG), utilizadas para tratamento secundário e terciário de dejetos suínos, com funcionamento em sistema de bateladas e em contínuo. O sistema de lagoas em fluxo contínuo apresentou remoção carbonácea superior a 90% (DBO, DQO) e de nutrientes (98% de NTK, 97% de N-NH₄, 83% de N-NO₂, 70-80% de N-NO₃ e 97% de PT). As variações de pH e oxigênio dissolvido, bem como elevadas concentrações de clorofila *a* e de sólidos em suspensão, foram devido ao crescimento algal nas lagoas. As velocidades empregadas (0,15 e 0,50 m/s) para mistura da massa líquida da LAT não apresentaram influência direta nas variáveis físico-químicas analisadas, mas apresentaram influência na concentração da biomassa fitoplanctônica. A maior agitação do meio favoreceu a diversidade de espécies. Quanto à sazonalidade, as lagoas não apresentaram variações no seu desempenho, exceto para os sólidos em suspensão e produtividade da biomassa algal. Esta foi inferior a 10 gSS/m²/dia nas lagoas de maturação e manteve-se neste valor na LAT. O estudo apontou variação nictemeral das variáveis físico-químicas, pH, oxigênio dissolvido e temperatura da massa líquida. O nitrogênio foi removido principalmente por nitrificação-desnitrificação na LAT e na LM1, enquanto na LM2 e na LAG o mecanismo principal de remoção foi a assimilação biológica e a nitrificação-desnitrificação. Para o fósforo, a remoção nas lagoas LAT, LM2 e LAG foi efetuada principalmente por assimilação biológica, enquanto na LM1 ocorreu por sedimentação, devido ao elevado pH do meio. Constatou-se que a maior diversidade de espécies ocorreu na LAG e na LM2. As clorofíceas apresentaram a maior densidade relativa. *Chorella* foi a espécie dominante ao longo de todos os ensaios, seguida por várias espécies de algas diatomáceas. A baixa riqueza de espécies esteve associada à população mono-específica de *Chlorella sp*, sendo que na LAG observou-se até 6 espécies. A análise em componentes principais (ACP) mostrou a importância das condições aeróbias para o desempenho eficiente das lagoas. Houve sucessão planctônica entre clorofíceas, diatomáceas, cianobactérias, euglenófitos, protozoários (ciliados livres e fixos), rotíferos e nematóides, ao longo do período de estudo, nas lagoas.

Palavras-chaves: lagoa de alta taxa, lagoa de maturação, lagoa de aguapés, dejetos suínos, plâncton.

ABSTRACT

The objective of this study to evaluate the performance and the plankton dynamics of a high rate algal pond (HRAP), maturation ponds (MP1, MP2) and hyacinth pond (WHP) used to secondary and tertiary piggery waste treatment, working in batch and continuous flow. The ponds system in continuous flow presented nutrients (higher than 90% BOD, COD) and carbonaceous (98% TKN, 97% NH₄-N, 83% NO₂-N, 70-80% NO₃-N and 97% TP) removal. Dissolved oxygen and pH, high chlorophyll *a* and suspended solids concentrations were due to the algal growth in all ponds. The velocity applied (0.15 and 0.50 m/s) to the mixing liquid mass to HRAP not presented direct influence of analysed physical-chemical variables, but presented phytoplankton biomass concentration influence. The high mixing medium favored the species diversity. The seasonality did not influence the performance variations in the ponds, except to the suspended solids and algal biomass productivity. This was lower than 10 gSS/m²/day in maturation ponds and maintained this value in HRAP. It was diurnal variations of the physical-chemical variables (pH, dissolved oxygen and liquid mass temperature). The nitrogen was removed mainly by nitrification-denitrification in HRAP and MP1, while in MP2 and WHP the removal mechanism was the biological assimilation and the nitrification-denitrification. The phosphorus removal in HRAP, MP2 and WHP occurred mainly by biological assimilation, while in MP1 was the sedimentation, due to the higher pH. It was observed higher species diversity in WHP and MP2. The green algae presented the higher relative density. *Chlorella sp* was the predominant especie along the experimental period, followed by diatoms algae species. The lower richness species was associated to the mono-specific population of *Chlorella sp*; in the WHP was observed until six species. The principal components analysis (PCA) showed the importance of the aerobic conditions to the efficient ponds performance. It was plankton succession between green algae, diatoms, cyanobacteria, phytoflagellated, protozoa (fixed and free-living ciliates), rotifers and nematodes along the experimental period in the ponds.

Keywords: high rate algal pond, maturation pond, water hyacinth pond, piggery waste, plankton.

1. INTRODUÇÃO

1.1. Origem do trabalho

Os sistemas de criação de suínos existentes no sul do Brasil propiciam elevada produção de dejetos líquidos, gerando problemas de manejo, armazenamento, distribuição e poluição ambiental. A concepção das edificações, alimentação, tipo de bebedouro, sistema de limpeza e manejo determinam basicamente as características e o volume total dos dejetos produzidos (DARTORA et al., 1998).

Desde 1995, o Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina (ENS/CTC/UFSC), tem realizado pesquisas sobre a gestão e o tratamento de dejetos suínos, através de parcerias com EMBRAPA – Suínos e Aves, EPAGRI, Associação Catarinense de Criadores de Suínos e outros. Os principais temas abordados foram: armazenamento e valorização de dejetos; aplicação de dejetos para fertilização de solos; processos de tratamento anaeróbio (reatores UASB, lagoas, biodigestores) e aeróbio (biofiltros, lagoas); camas de suínos, compostagem e qualidade microbiológica do composto; avaliação de incômodos olfativos e gestão do uso da água.

Os sistemas de tratamento de dejetos suínos, compostos por lagoas, apresentam resultados que indicam a potencialidade de aplicação desta tecnologia para o tratamento desses dejetos e apontam para a necessidade de otimização dos parâmetros de projeto, de forma a reduzir as dimensões das lagoas e garantir o desempenho hidrodinâmico nas unidades (BELLI F^o et al., 2001a; COSTA et al., 2000a, b, 2003).

Na literatura científica internacional também são relatados estudos de tratabilidade dos dejetos suínos em sistemas de lagoas como por exemplo àqueles efetuados na França por Bassères (1990), no México por Estrada e Hernández (2002), na Espanha por Aguirre et al. (2004) e na Nova Zelândia por Shilton (2005).

Verificou-se, no entanto, uma lacuna quanto à realização de estudos detalhados das populações zooplanctônicas e fitoplanctônicas das lagoas secundárias e de polimento, relacionando sua ocorrência com as características físico-químicas dos dejetos suínos e com a sazonalidade, e sua importância no desempenho das lagoas para remoção de nutrientes (nitrogênio e do fósforo).

1.2. Justificativa, hipóteses e questões da pesquisa

1.2.1. Justificativa

A suinocultura brasileira está em destaque no cenário comercial internacional, principalmente por sua elevada qualidade técnica e produtividade. Em nível nacional e estadual, esta é uma das atividades mais importantes do complexo agropecuário brasileiro.

O Brasil é o quarto maior produtor de carne suína do mundo e maior da América Latina; o estado de Santa Catarina é o maior produtor brasileiro, representando 24% da produção nacional (HENN et al., 2005).

O Quadro 1.1. apresenta a participação brasileira na produção mundial de carne suína de 1970 a 2003.

Quadro 1.1. Participação do Brasil na produção mundial de carne suína (PORKWORLD, 2004).

	Produção Brasil (milhões T)	Produção Mundial (milhões T)	Participação (%)
1970	0,705	35,792	1,97
1980	1,150	52,678	2,18
1990	1,040	69,862	1,49
1995	1,470	78,635	1,87
2000	2,558	89,533	2,85
2001	2,730	91,290	2,99
2002	2,872	94,185	3,04
2003	2,696	95,800	2,80

Fonte: L. Roppa, 2003 - Com base em dados da ABCS / ABIPECS de Novembro / 2003

Em 1970, o plantel brasileiro era de 31,5 milhões de cabeças para uma produção de carne suína de 705 mil toneladas. Em 2003, com 34,5 milhões de cabeças, a produção de carne suína aumentou para 2,696 milhões de toneladas. Portanto, em 33 anos, o crescimento do plantel foi de apenas 9,6%, enquanto a produção de carne aumentou 261%. Estes números exemplificam claramente a evolução tecnológica do setor neste período, graças a um forte trabalho dos técnicos e criadores nas áreas de genética, nutrição e manejo (PORKWORLD, 2004). Nos últimos 13 anos, a produção brasileira cresceu 158%, enquanto que a produção mundial cresceu 37,1%. O rebanho brasileiro era de 32,8 milhões de cabeças em 2002, sendo que Santa Catarina, produziu 8,56 milhões de cabeças e participou com 32,22% do abate total. A maior concentração da atividade ocorre na região oeste do estado catarinense (85%), onde também se concentra o maior número de frigoríficos (DALAVÉQUIA, 2000).

O consumo médio de carne suína no país está na faixa de 13,9 Kg/hab/ano. Este número é baixo se comparado com a média mundial que é 44,63 Kg/hab/ano (ACCS, 2002).

A suinocultura catarinense possui alto nível tecnológico em construções, equipamentos, alimentação, manejo e genética. Os sistemas de produção implantados são predominantemente em regime de confinamento e são integrados a empresas, onde o produtor compra insumos, constrói as instalações dentro das normas, adquire as matrizes, entrega a produção e recebe orientação técnica, sendo que a empresa compra a produção. Neste sistema, a produção é concentrada em poucas propriedades, com grande geração de dejetos sem o seu devido tratamento (somente 10 a 15% dos suinocultores possuem em suas propriedades algum tipo de tratamento ou aproveitamento dos dejetos), área insuficiente para aplicação dos dejetos como fertilizante orgânico, com limitações topográficas e pouca capacidade de investimento (DALAVÉQUIA, 2000).

A região oeste catarinense detém o maior complexo agroindustrial de suínos e aves do Brasil. A região sul, principalmente de Braço do Norte vem destacando-se também na produção de suínos. A característica de concentração da produção regional e em grandes unidades em virtude dos ganhos de escala, pressiona o setor a apresentar novas alternativas de manejo dos dejetos suínos (HENN et al., 2005).

A degradação ambiental é gerada pelo intenso e desordenado crescimento da criação de suínos no oeste catarinense. São produzidos elevados volumes de dejetos nas instalações suinícolas, com excedentes de resíduos orgânicos sem tratamento eficiente, gerando preocupação da população e dos órgãos ambientais pela qualidade ambiental e saúde pública (OLIVEIRA et al., 1995). O modelo de criação de suínos em confinamento, sem a devida precaução em relação ao saneamento, determina sérios impactos aos mananciais, tanto superficiais como subterrâneos, devido à produção elevada de resíduos orgânicos. O grande desafio resulta no desenvolvimento de processos que viabilizem sistemas capazes de reduzir o poder poluente desta atividade.

O manejo ineficiente e a prática de lançar dejetos de forma indiscriminada na natureza propiciaram sérios riscos ambientais, como a exploração intensiva do solo levando à erosão e ao esgotamento, à contaminação do solo por nitratos e minerais, à contaminação dos mananciais de água (nitrato na água subterrânea), ao elevado potencial de eutrofização dos corpos de águas superficiais e a mortandade de peixes. A contaminação do ar, o mau cheiro (odores) e a alta concentração de amônia levam a problemas de aspectos sanitários e de saúde das comunidades rurais e urbanas e a proliferação de insetos (especialmente moscas e simúlideos – borrachudos) (DALAVÉQUIA, 2000).

A capacidade poluidora dos dejetos suínos é muito superior em relação a outras espécies. Os dejetos suínos apresentam potencial poluidor em torno de 4,2 vezes maior que o esgoto doméstico. Assim na espécie humana, a DBO₅ per capita é de 45 a 75 g/hab/dia e para os suínos é de 189 a 208 g/animal/dia. Pires (1999) relata que a produção média diária de dejetos sólidos por suíno criado em confinamento é de 2,35 Kg/dia, acrescida a urina, obtém-se cerca de 5,80 Kg/dia. Considerando todo o volume líquido descartado, constata-se uma média de 7,0 litros/suíno/dia de dejetos líquidos, com animais entre 25 e 100 Kg. No entanto, a quantidade total de resíduos líquidos produzidos varia de acordo com o desenvolvimento dos animais, cerca de 8,5 a 4,9% do seu peso/dia, para uma faixa de 15 a 100 Kg (OLIVEIRA et al., 1995). Um suíno adulto produz em média 0,27 m³ de dejetos líquidos/mês. Em geral, para cada litro de água ingerido pelo suíno, resulta 0,6 litro de dejetos líquidos. A produção média de dejetos em ciclo completo é de 100 L/matriz/dia, 60 L/matriz/dia para unidades de produção de leitões e 7,5 L/dia para terminados (DALAVÉQUIA, 2000). O setor de produção da suinocultura demanda anualmente 25 milhões de metros cúbicos de água e são gerados 16 milhões de metros cúbicos de efluentes (HENN et al., 2005).

Alguns países como Holanda e Alemanha estão reduzindo seus plantéis, uma vez que os custos de despoluição do ambiente começam a se mostrar mais altos que as receitas com a produção. Uma série de medidas de controle de resíduos é praticada nesses países visando a sustentabilidade da produção (ARRIADA, 2004). Os baixos custos de produção suinícola fazem do Brasil um país competitivo no mercado internacional (BELLI F^o et al., 2001b).

A poluição ambiental causada pelos dejetos tem sido observada tanto em países desenvolvidos, como os Estados Unidos, quanto em países em desenvolvimento, como o Brasil, principalmente em regiões de suinocultura concentrada que não dispõem de um plano adequado de estocagem. É relevante à expansão da suinocultura para o Brasil, porém deve-se buscar a auto-sustentabilidade da atividade, através de estratégias que eliminem ou minimizem o problema da elevada produção de resíduos.

Diante da expansão da suinocultura no Brasil, os sistemas de tratamento através de lagoas de estabilização tornam-se recomendados. As lagoas se adaptam às condições climáticas da região, podendo ser utilizadas para volumes maiores de dejetos, apresentando vantagens econômicas e de manejo, porém estas lagoas necessitam de grandes áreas.

O uso de lagoas de estabilização, para tratamento de dejetos suínos, vem sendo difundido, principalmente pelo ótimo desempenho na redução de matéria orgânica e de microrganismos patogênicos, porém podem ser utilizadas também para a remoção de nutrientes, de acordo com Estrada e Hernández (2002). O elemento nitrogênio está presente

na forma de proteína na dieta animal. O fósforo é essencial no desenvolvimento do esqueleto e na manutenção das funções metabólicas. Na fração líquida dos dejetos, o nitrogênio e o fósforo estão presentes na proporção de 85 e 15% do conteúdo total. O excesso desses nutrientes (nitrogênio e fósforo) lançados em corpos hídricos favorece o desenvolvimento desordenado de algas (OLIVEIRA, 2002). Para Shilton (2005) este processo apresenta também as seguintes vantagens: baixo custo operacional, baixo consumo de energia elétrica e operação simplificada.

Para reduzir a área requerida pelas lagoas de estabilização têm sido utilizadas como alternativa a lagoa de alta taxa, que apresenta bom desempenho na remoção da matéria carbonácea e de nutrientes (nitrogênio e fósforo), segundo Costa et al. (2000b, 2002) e Aguirre et al. (2004).

1.2.2. Hipóteses e questões da pesquisa

Tendo em vista a elevada geração de dejetos suínos em Santa Catarina e a carência de resultados que promovam o conhecimento científico sobre a remoção da matéria carbonácea e nutrientes em lagoas secundárias e terciárias, bem como o processamento da dinâmica planctônica que acontece no interior dessas lagoas, foram elaboradas as seguintes hipóteses:

- As lagoas de alta taxa funcionam como processo secundário em sistema de tratamento de dejetos suínos, removendo eficazmente a matéria orgânica e os nutrientes remanescentes da etapa primária;
- As lagoas de maturação e de aguapés funcionam como processo terciário, promovendo o polimento dos dejetos suínos tratados em lagoa de alta taxa;
- As lagoas de alta taxa, de maturação e de aguapés funcionam em aerobiose, estabelecendo-se no seu interior uma complexa biomassa planctônica;
- Existe sazonalidade na ocorrência planctônica no interior das lagoas, a qual interfere no desempenho do processo de tratamento.

Essas hipóteses conduziram às seguintes questões norteadoras dos objetivos da presente pesquisa:

- *“Quais são os principais processos biológicos e físico-químicos e os fatores ambientais responsáveis pelo desempenho de lagoas secundárias e terciárias, na remoção da matéria carbonácea e de nutrientes de dejetos suínos?”*

- *“Como se produz a dinâmica planctônica em lagoas secundária (alta taxa) e terciárias (maturação e aguapés) de sistemas de tratamento de dejetos suínos e quais são os principais fatores reguladores da ocorrência destes organismos?”*

1.3.OBJETIVOS

1.3.1.Objetivo geral

Este trabalho tem como objetivo geral avaliar lagoas secundária de alta taxa (LAT) e terciárias de maturação (LM1 e LM2) e aguapés (LAG) no tratamento de dejetos suínos, quanto ao seu desempenho, dinâmica planctônica e processos ligados ao seu funcionamento, para a otimização dos parâmetros de projeto, de forma a reduzir as dimensões das lagoas e garantir o desempenho hidrodinâmico nas unidades de tratamento.

1.3.2.Objetivos específicos

O objetivo geral da tese foi desdobrado nos seguintes objetivos específicos:

- a) avaliar a eficiência de remoção carbonácea e de nutrientes nas lagoas submetidas a dois regimes de funcionamento: batelada (LAT, LM1) e fluxo contínuo (LAT, LM1, LM2 e LAG);
- b) verificar a influência do tempo de detenção hidráulica e carga nas lagoas LAT e LM1 e a velocidade de mistura da massa líquida na LAT quanto aos seus desempenhos;
- c) identificar e quantificar a biomassa planctônica e descrever sua dinâmica nas diferentes lagoas, submetidas às variações sazonais e nictemerais;
- d) efetuar balanço da remoção de nutrientes e identificar os principais processos físico-químicos e biológicos correlatos que ocorrem em cada lagoa.

2.REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1.Características dos dejetos suínos

A indústria suína produz efluentes com alta carga orgânica devido à concentração de animais em espaços confinados, alimentação com alto teor de proteínas que não é totalmente assimilado pelos animais, etc. Os dejetos suínos são muito concentrados em matéria orgânica biodegradável (aproximadamente 55%) e possuem número elevado de contaminantes, como microrganismos patogênicos, nitrogênio e minerais (cobre, zinco e arsênico). Estes efluentes podem ser tratados biologicamente e devido, à elevada carga orgânica, necessitam a inclusão de uma fase de tratamento anaeróbio (ESTRADA & HERNÁNDEZ, 2002).

Os dejetos suínos são resíduos escuros e com odor desagradável. São compostos por excrementos sólidos e líquidos dos animais, juntamente com a água utilizada para limpeza das instalações dos animais criados em confinamento. As variações quantitativas e qualitativas dos dejetos produzidos estão basicamente associadas ao manejo utilizado, onde o volume de efluente assim como sua composição química dependem de inúmeros fatores (CARMO Jr, 1998). Estudos efetuados por Gosmann (1997) mostraram que o volume de dejetos líquidos produzidos depende do manejo, tipo de bebedouro, sistema de higienização, tipo de criação, construções, alimentação, estado psicológico dos animais, volume de água utilizado, número e categoria dos animais, época do ano, quantidade e qualidade de alimento consumido.

Costa et al. (1995) evidenciaram que a criação de animais confinados produz grandes quantidades de dejetos com elevadas concentrações de matéria orgânica (DBO ou DQO) e sólidos suspensos, óleos e graxas, compostos nitrogenados e fósforo, apresentando concentrações que podem chegar a 20.000 mg/L de sólidos totais e 30.000 mg/L de DQO. A composição e o potencial poluidor dos dejetos suínos, de maneira geral, estão associados à nutrição dos animais. A digestibilidade do fósforo da matéria-prima de origem vegetal é de 16 a 45% , de células animais é de 68 a 91% e de fontes inorgânicas é de 63 a 90%, segundo Jobbloed e Lenis (1992, apud GOSMANN, 1997). O fósforo, um dos principais elementos responsáveis pela eutrofização dos corpos da água, está presente na forma de ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico. Os ortofosfatos (PO_4 , HPO_4 , H_2PO_4 e H_3PO_4) são diretamente disponibilizados para o metabolismo biológico, sem necessidade de conversões às formas mais simples (PIRES, 1999). Dietas ricas em proteínas e, conseqüentemente em nitrogênio exigem maior consumo de água. Sua excreção na urina é tanto maior quanto mais elevada for a quantidade de nitrogênio na dieta. Daí a importância de se atender as exigências em

aminoácidos dos animais. O nitrogênio é um nutriente limitante para a maioria das culturas vegetais e do fitoplâncton, também está sujeito a muitas transformações biológicas e perdas, exemplo: amônia (volátil) a nitrito (cancerígeno) e de nitrito a nitrato (forma utilizável pelas plantas).

No Quadro 2.1 são apresentados valores médios da caracterização dos dejetos suínos, obtidos em diversos estudos efetuados na região oeste (MEDRI, 1997; CAZARRÉ, 2000; ZANOTELLI, 2002; OLIVEIRA, 2002) e na região sul (ARAÚJO et al., 2006) do Estado de Santa Catarina.

Quadro 2.1. Caracterização média dos dejetos suínos em Santa Catarina.

	Região Oeste	Região Sul
	Vários autores	Araújo et al. (2006)
pH	6,96±0,1	7,6
DQOt	20.980±5.000	11.000
DBOt	10.000±2.000	6.500
NTK	2.180±400	1.700
NH ₄	-	100
PT	681±400	700
ST	16.453±4899	-
SST	16.453±5.000	-
SVT	10.923±3.000	-

Obs.: Valores em mg/L, exceto pH.

Do Quadro 2.1, pode-se notar que, para a região Oeste e Sul, os dejetos suínos possuem variada concentração de matéria orgânica e de nutrientes.

O controle de poluição de dejetos suínos baseia-se na valorização dos dejetos e/ou tratamento destes. No entanto, o tratamento é dificultado por apresentar composição variada conforme o manejo dos animais. De acordo com Belli F^o et al. (2001b), o problema da gestão dos dejetos suínos é complexo e não existe, a priori, uma única solução, mas diversas possibilidades, tais como: camas biológicas para animais confinados, tratamento dos dejetos em sistemas biológicos como reatores anaeróbios e/ou lagoas e sistemas de armazenamento dos dejetos, os quais possuem pontos positivos e negativos.

Vários sistemas de armazenamento e de tratamento de dejetos suínos têm sido utilizados como: esterqueiras, bioesterqueiras e lagoas (anaeróbias, facultativas, de maturação/aeróbias e de aguapés). O desenvolvimento de novos sistemas de tratamento para esses tipos de resíduos requer a redução dos custos de investimento, minimização do gasto operacional e que permita a fácil disposição dos subprodutos, garantindo desta forma maior viabilidade econômica (CARMO Jr, 1998).

Os dejetos suínos devem ser considerados como produto fertilizador do solo e somente quantidades excedentes, que não foram utilizadas nesta prática, devem ser tratadas antes de serem lançadas em cursos da água. A disposição também pode ser feita em lagoas para criação de peixes. Essa prática é muito utilizada na Europa e nos países asiáticos, como: China, Tailândia, Vietnã (SEVRIN-REYSSAC et al., 1995).

Os processos de tratamento de dejetos suínos são os mais diversos. Dentre as tecnologias, as lagoas de estabilização têm sido utilizadas com maior frequência por médios e grandes produtores. A utilização de lagoas facultativas para tratamento destes dejetos apresenta como vantagens à remoção de compostos de nitrogênio e fósforo (COSTA et al., 1995, 1996).

2.2. Tratamento de águas residuárias em lagoas

A depuração de águas residuárias pela técnica de lagoas de estabilização constitui um processo em expansão, tanto sobre o plano técnico como no plano científico, no mundo inteiro. Os princípios, baseados em fenômenos de autodepuração que se estabelecem naturalmente nos meios aquáticos em reação aos aportes orgânicos, são conhecidos desde a antiguidade e utilizados para criação de peixes na Ásia e na Grécia. A lagoa é construída de modo econômico, apresentando numerosas vantagens: tecnologia mais simples, menor custo de investimento, maior flexibilidade de utilização em relação às fortes variações de cargas orgânicas ou hidráulicas, porém esta flexibilidade está ligada a grande dimensão das lagoas, originando o inconveniente maior: a grande área superficial que elas necessitam (MARA & PEARSON, 1986). Este tratamento biológico pode ser aplicado às águas residuárias urbanas ou industriais. A depuração pode ser obtida por ação conjunta do sistema aquático, que é um ecossistema reduzido e especializado. A lagoa natural é um processo de tratamento biológico de águas residuárias que em face dos mecanismos, às vezes simples ou complexos, resultam de interações entre comunidades bacterianas, algais e zooplanctônicas. A presença de microalgas neste tipo de tratamento biológico tornou-se objeto de estudos para sua recuperação e valorização. A idéia de utilizar as substâncias nutritivas das águas residuárias para crescimento das algas neste processo, que evita o aporte oneroso em adubos artificiais, revelou-se um meio promissor para a despoluição de águas residuárias domésticas (ZULKIFLI, 1992).

As lagoas de estabilização ocupam uma superfície considerável: 10 m² por equivalente/habitante. Uma estação é geralmente composta de três lagoas com profundidade

de 1,1 a 1,7 m, com tempo de residência de 40 a 70 dias. A primeira lagoa ou lagoa primária serve principalmente para remoção de matéria carbonácea e a terceira, é a lagoa de maturação, usada para polimento do efluente (SHILTON, 2005).

A lagoa de alta taxa pode tratar tais resíduos eliminando a matéria orgânica dissolvida e particulada e reduzindo o número de organismos patogênicos. Os dejetos suínos podem ser tratados por lagoas de alta taxa, as quais podem ser consideradas como uma modificação das lagoas aeradas convencionais (AGUIRRE et al., 2004). Esse processo de degradação biológica conduz a uma grande produção de nutrientes (eutrofização) que permite a proliferação de microalgas planctônicas. É sobre a ação conjugada de algas e bactérias que se baseia o processo de depuração nessa lagoa (OSWALD, 1963). As águas residuárias constituem um meio favorável à proliferação de algas, convertendo a energia solar, por fotossíntese, em biomassa vegetal, produzindo o oxigênio necessário à biodegradação da matéria orgânica contida nestas águas. A aplicação das lagoas de alta taxa no tratamento de águas residuárias apresenta um grande potencial na área biotecnológica, baseada nas microalgas. Seu principal inconveniente está ligado à eliminação, ao final do tratamento, da expressiva produção de biomassa vegetal. O zooplâncton representa um grupo biológico não negligenciável, que pode, por sua ação e como consumidor primário, controlar a proliferação de algas. A produção secundária da lagoa depende da temperatura e da qualidade de alimento disponível que é consumido pelo zooplâncton. Este consumo varia em função das condições físico-químicas, da natureza das algas e da natureza do zooplâncton (CANOVAS, 1991).

Silva (1996) estudou a lagoa de alta taxa, em regime de batelada, empregando velocidade de 0,15 m/s, TDH de 30 dias e DQOt inicial de 2.000 mg/L para tratamento de dejetos suínos. Obteve as seguintes eficiências de remoção: 84 e 70% de DQOt, 97 e 24% para o nitrogênio, 61 e 24% para o fósforo, nos períodos de verão e inverno, respectivamente.

Oliveira (2002) trabalhou com sistema formado por decantador, duas lagoas anaeróbias, lagoa de alta taxa algal e duas lagoas de maturação. A lagoa de alta taxa removeu a DBOs solúvel em torno de 90%, houve nitrificação, com remoção de NTK e N-NH₄ na faixa de 55-60% e o PT foi removido em cerca de 15%. Essa lagoa juntamente com as duas lagoas de maturação removeram 81% DQOt, 99% de NTK, ~100% de N-NH₄ e 85% de PT.

As lagoas de maturação, por sua vez, são análogas as lagoas aeróbias, mas recebem cargas menores (<50 KgDBO/ha.dia) e possuem tempo de residência mais longos (20 a 100 dias), podendo servir de decantador para algas e melhorar o rendimento depuratório, reduzindo os sólidos em suspensão e nutrientes. A função principal da lagoa de maturação é a remoção de microrganismos patogênicos, por apresentar elevada concentração de OD,

favorecendo a comunidade aeróbia na competição por alimento. Caracteriza-se por apresentar pouca profundidade (~1 m) e elevada concentração de algas (MARA & PEARSON, 1986).

As lagoas de macrófitas do tipo aguapés (*Eichornia crassipes*) foram estudadas por Costa et al. (2000a, 2003) como tratamento terciário de dejetos suínos. Uma simbiose se estabelece na rizosfera entre a planta e a flora bacteriana que degrada a matéria orgânica e assegura a fase de nitrificação graças ao oxigênio fornecido pelas raízes. O aguapé é, geralmente, empregado nos países de clima tropical ou subtropical (BASSÈRES, 1990). As raízes das plantas, flutuando nas águas poluídas com nutrientes, desenvolvem um ecossistema complexo e dinâmico, onde além da absorção de nitrogênio e fósforo pela planta, processa-se também uma intensa atividade bacteriana. Estas bactérias promovem a oxidação biológica dos compostos orgânicos degradáveis baixando a DBO e os nutrientes. Em geral, os aguapés são eficientes na remoção de metais pesados, nutrientes, algas, sólidos em suspensão, coliformes, cor, turbidez e DBO (BAVARESCO, 1998).

Medri (1997) e Zanotelli (2002) constataram em lagoas de aguapés bom desempenho na remoção de nutrientes de dejetos suínos, devido à ação filtradora das raízes e também pela sedimentação promovida pelo ambiente calmo da lagoa.

2.2.1.Lagoas de alta taxa (LAT)

Em 1960, na Universidade de Berkeley, na Califórnia, construiu-se pela primeira vez uma lagoa denominada alta taxa (LAT), onde a depuração das águas residuárias é consecutiva a uma cultura intensa de algas (OSWALD, 1963). Pode ser utilizada em tratamento: primário, secundário, terciário, unitário ou combinado com outros sistemas convencionais. Este processo é muito interessante do ponto de vista econômico para eliminar a matéria orgânica e o nitrogênio de águas residuárias de forte carga, eliminando também os microrganismos patogênicos, a matéria orgânica (redução da demanda bioquímica de oxigênio) e mineral, reduzindo o volume de lodos produzidos.

A lagoa de alta taxa se caracteriza por possuir reduzida superfície de tratamento de água por habitante, tempo de residência pequeno (2 a 12 dias), pouca profundidade (0,30 a 0,60 m) e agitação constante de forma a manter uma homogeneização da massa de água (PICOT et al., 1993). O processo favorece o crescimento algal, reduzindo a área requerida em até cinco vezes. A remoção de nutrientes é alcançada através da sua incorporação na biomassa algal, diminuindo a possibilidade de eutrofização dos corpos receptores (PICOT et al., 1992).

O princípio do processo é que as algas se desenvolvem nas águas residuárias sob adequadas condições de luz solar, estabelecendo relações benéficas mútuas com as bactérias aeróbias (ORON et al., 1979). Os conhecimentos de base adquiridos sobre o metabolismo algal em lagoas de estabilização (lagoas não aeradas) coincidem com a concepção de Oswald (1963, 1988a) de lagoas de alta taxa, nas quais as microalgas se desenvolvem em simbiose com as bactérias, em quase todos os tipos de dejetos orgânicos líquidos. Os nutrientes necessários ao crescimento das algas provêm da decomposição bacteriana de materiais orgânicos em anidrido carbônico, fosfatos de amônia, etc. Nessas lagoas, as algas que se desenvolvem nas águas residuárias em início de decomposição, produzem pela fotossíntese o oxigênio que é liberado na água sob a forma de oxigênio dissolvido e pode ser diretamente utilizado pelas bactérias para oxidar os dejetos. As algas se servem dos elementos nutritivos produzidos pela decomposição bacteriana da matéria orgânica e da fotossíntese para fabricar seu material celular. Assim, a eficiência depuratória da lagoa depende entre outros, da taxa de crescimento das algas e da produção de oxigênio dissolvido (BAHLAOU, 1990).

A agitação da massa de água na lagoa de alta taxa apresenta vantagens no tratamento de águas residuárias, conforme Oswald (1988a):

- maximiza a exposição de células em suspensão à luz solar e melhora a conversão de energia solar em biomassa algal. Pelo efeito da turbulência, a agitação evita o fenômeno de foto-inibição, induzido por exposições prolongadas de células à luz solar;
- permite o contato de células algais com os nutrientes em solução, evitando a criação de gradientes limitantes de difusão;
- permite uma repartição homogênea de oxigênio que suprime a formação de camadas anóxicas;
- na presença da atividade fotossintética intensa, o pH na lagoa pode atingir valores elevados ($\text{pH} \geq 10$), não biodisponibilizando o gás carbônico dissolvido para as algas;
- impede a formação da termoclina.

O funcionamento ótimo da lagoa de alta taxa exige o respeito de certas condições tais como: radiação solar suficiente e temperatura elevada. Para obter o máximo de exposição da água a tratar à luz solar é necessária uma profundidade conveniente, variável segundo as condições climáticas. A radiação induz a fotossíntese, com produção de oxigênio durante o dia, observando-se uma diminuição das performances depuratórias do sistema durante a noite.

Têm sido observados ótimos desempenhos em lagoas de alta taxa que estão localizadas nas regiões quentes do globo (CANOVAS, 1991; PINTO & ONOYAMA, 1991).

Embora muito complexas, as diversas cadeias tróficas existentes nos ecossistemas lagunares conduzem sempre aos microrganismos, que por sua ação de decomposição, assegura a degradação da maior parte da matéria orgânica (excretas, detritos, vegetais, cadáveres, etc) em elementos hidrossolúveis. A eficácia dos microrganismos na transformação da matéria orgânica e, portanto, no equilíbrio ecológico dos ecossistemas têm diversas razões:

- a grande diversidade de reações metabólicas das bactérias permite que se adaptem a diversas fontes de alimento e hidrolisar uma grande variedade de compostos orgânicos;
- devido a sua faculdade de adaptação metabólica muito diversificada, segundo as condições ambientais, podem mesmo interromper seu ciclo de vida por uma etapa de quase dormência, se os elementos nutritivos vierem a faltar (BAHLAUI, 1990).

Ao curso da fotossíntese, há a biossíntese de substâncias carbonáceas e liberação de oxigênio no meio. Fortes concentrações de oxigênio têm efeito negativo sobre a fotossíntese e o crescimento algal. Logo que a biomassa algal representa de 200 a 300 mg/L, o carbono tende a ser um fator limitante se a profundidade é mantida entre 20 a 30 cm para utilizar a eficiência da luz (ZULKIFLI, 1992).

Silva (1996) verificou, para dejetos suínos, na região Oeste de Santa Catarina, que durante a época quente, este tipo de lagoa teve uma maior eficiência na remoção em todas as variáveis avaliadas, se comparada à época fria. A temperatura do ar, e conseqüentemente da massa líquida, foi um dos principais fatores determinantes da eficiência deste sistema.

A lagoa de alta taxa algal ou de degradação possui inúmeras vantagens: baixo custo de implantação, utilização de pouca energia elétrica, facilidade operacional, efetiva remoção de microrganismos patogênicos, pouca acumulação de lodo no reator, ausência de odor, ausência de mosquitos, nível terciário de tratamento devido à alta produtividade primária, volatilização da amônia, coagulação/precipitação do fosfato. Isso é possível devido aos altos níveis de pH e oxigênio dissolvido alcançados na lagoa durante a fotossíntese, a renovação da população algal e a constante movimentação do líquido. Tais reações são otimizadas pela redução da profundidade da lagoa, maximizando a utilização da luz solar pelas algas, possibilitando a aplicação de cargas mais altas de DBO e maior assimilação de nutrientes pelas vias metabólicas da biomassa (PINTO & ONOYAMA, 1991).

Moersidik (1992) constatou que a lagoa de alta taxa apresenta um melhor desempenho que as lagoas tradicionais quanto ao tratamento da carga orgânica, necessitando de menor área (2 m²/hab/dia), tempo de residência (8 dias) e profundidades (35 a 60 cm) em relação a estas, que necessitam, respectivamente: 10m²/hab/dia, 40 a 70 dias e 110 a 170 cm.

Na comparação da lagoa facultativa com a lagoa de alta taxa, nota-se: a superfície necessária, para uma mesma carga, é de 4 a 5 vezes menor para a lagoa de alta taxa, porém esta apresenta um custo de investimento mais elevado; no entanto, a remoção de nutrientes é sempre superior na lagoa de alta taxa, particularmente para o nitrogênio.

O estudo da profundidade das lagoas efetuado por Picot et al. (1992) mostrou que nas condições experimentais do clima mediterrâneo, em lagoa com 60 cm (eficiências de remoção de DQO de 81,8%, e de fosfatos de 34,4%), os resultados foram sempre menos satisfatórios que em lagoa com 45 cm, que apresentou uma maior performance para a demanda química de oxigênio dissolvido (eficiência de remoção de 86,2%), fosfatos e nitrogênio amoniacal (eficiências de remoção de 56,3 e 78,2%, respectivamente); a lagoa com 30 cm produziu um efluente melhor quanto à demanda química de oxigênio total (eficiência de remoção de 82,8%), aos sólidos em suspensão (212 mg/L) e a concentração em coliformes termotolerantes.

Há necessidade de remoção de algas da lagoa de alta taxa, pois elas determinam um efluente com sólidos em suspensão elevados e aumento artificial da DBO. Uma boa separação das algas mudará totalmente as possibilidades depuratórias do sistema. A floculação seguida da decantação conduz a bons resultados (MOERSIDIK, 1992). As microalgas possuem uma fraca aptidão a decantação (tendência a flotação). Em razão de seu pequeno tamanho, elas obstruem rapidamente as malhas de eventuais peneiras ou filtros (CANOVAS, 1991).

A grande diversidade de espécies de microalgas pode ser valorizada quanto aos produtos que elas geram, tais como:

- produtos endocelulares: glicerol, manitol, sorbitol, farinha de amido, pectina, glicogênio;
- produtos extracelulares: polissacarídeos (BASSÈRES, 1990).

A biomassa microbiana fotossintética constitui um material rico em compostos bioquímicos como pigmentos protéicos, vitaminas, ácidos graxos, etc. Várias são as maneiras de se utilizar a biomassa algal (OSWALD, 1988b):

- alimentação animal: aves domésticas, suínos, ruminantes;
- aquicultura;

- aplicação na agricultura: biofertilizantes, fixadores de nitrogênio, aglomerantes de solo;
- extração de química fina: antibióticos, polissacarídeos, pigmentos, vitaminas, lipídeos;
- produção de energia: metano, hidrogênio, amônia, óleo combustível.

A utilização de microalgas produzidas nas lagoas para fins de valorização, tem sido apresentada na literatura científica (SEVRIN-REYSSAC et al., 1995; RODRIGUES et al., 2002). O tratamento de águas residuárias por microalgas já é considerado como uma valorização, na qual uma biomassa é produzida por conversão de energia solar e incorporação de nitrogênio e fósforo. Esta biomassa rica em nitrogênio pode ser utilizada como adubo. As microalgas podem ser utilizadas na aqüicultura, diretamente pelos moluscos e crustáceos, e indiretamente por intermediários do zooplâncton, pelos peixes. Sua valorização para a nutrição humana ainda requer numerosas pesquisas e quanto à alimentação animal, as microalgas podem ser incorporadas à ração alimentar. Apresentam também potencialidade para fermentação.

As lagoas de alta taxa são projetadas para o tratamento de águas residuárias decantadas, visando uma produção máxima de algas, as quais (sendo 50% de proteína) podem ser parcialmente secas e utilizadas como alimentação suplementar na criação de animais, como suínos e aves domésticas. A lagoa de alta taxa possui alta produtividade e pode produzir de 100 a 1.000 vezes mais proteínas que a agricultura convencional (SILVA & MARA, 1979).

Estudos realizados por Canovas (1991) mostraram que, segundo as normas da Organização Mundial de Saúde (OMS), a lagoa facultativa e de alta taxa podem ter os efluentes utilizados para a irrigação de culturas de legumes consumidos crus ou para terrenos abertos ao lazer público, como campos de golf, em forte período de radiação solar.

Há necessidade de adaptar a concepção e a gestão de um sistema lagunar a cada situação e ao contexto climático. A gestão tem interesse sobre o plano da qualidade sanitária das águas, principalmente no plano agrícola. A lagoa de alta taxa é um processo depuratório de águas residuárias cujas possibilidades não foram ainda totalmente exploradas (BONTOUX & PICOT, 1994). O conhecimento do funcionamento do ciclo diurno da lagoa de alta taxa conduz a conceber uma nova gestão das instalações, em vista de melhorar as performances depuratórias, que são menores durante a noite.

Para a gestão de sistemas lagunares, é importante a investigação do zooplâncton e do fitoplâncton no ecossistema e avaliar o papel dos diferentes organismos na depuração (CANOVAS et al., 1996).

2.2.2. Fatores que afetam o funcionamento da lagoa de alta taxa

a) Concentração de oxigênio dissolvido e carbono orgânico

Nas lagoas de alta taxa, as bactérias vivem em simbiose com as algas para dispor de oxigênio. As bactérias oxidam a matéria orgânica que entra na lagoa, produzindo CO_2 , NH_4 e PO_4 , que são fixados em proporções mais ou menos importantes para as algas; elas sintetizam também nova biomassa. A oxidação da matéria orgânica é representada pela equação 2.1:



O carbono orgânico nas águas residuárias é decomposto pelas bactérias aeróbias e transformado em gás carbônico. Do CO_2 provém igualmente os bicarbonatos (HCO_3) e os carbonatos (CO_3). O carbono inorgânico na água é função dos seguintes equilíbrios (BAIRD, 2002):



Onde:

d = dissolvido;

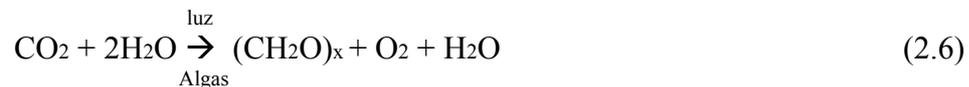
g = gasoso.

Estes equilíbrios são regidos pelo pH e temperatura e estão ligados à atividade fotossintética. Supondo que as algas não utilizem o CO_{2d} , o equilíbrio se coloca na direção da formação de CO_{2d} a partir das fontes presentes (HCO_3 , CO_3) (b) (d) e a liberação de OH tornará o meio básico. Associado à atividade fotossintética elevada, o aumento do pH favorece o fornecimento em CO_2 pelo deslocamento do estoque de carbonatos e bicarbonatos. Exceto em meios pouco tamponados, as cinéticas das reações (a) e (b) não são geralmente limitantes, o que explica o crescimento das algas não utilizando o CO_{2d} em pH elevado. A utilização de bicarbonatos (HCO_3) pelas algas é citada, bem como sua assimilação de HCO_3 na presença da anidrase carbônica. A hipótese de utilização de carbonatos (CO_3) é igualmente citada. Por ela pode-se explicar que as cianobactérias são mais eficazes em meio pobre em CO_{2d} , enquanto as clorofíceas estão em meio rico em CO_2 dissolvido (BASSÈRES, 1990).

A principal fonte de carbono assimilado pelas algas devido à fotossíntese é constituída pela biodegradação da matéria orgânica, havendo também um aporte de carbono proveniente das trocas de gás carbônico entre a atmosfera e a água.

Nas lagoas de alta taxa, a fotossíntese é o processo chave-iniciador, determinando a biota, regulando o pH, o oxigênio dissolvido, o crescimento das algas e a depuração da água que compreende a remoção de nutrientes. Outros fatores internos (zooplâncton) e externos (profundidade, tempo de residência, agitação, entrada de tóxicos, etc) intervêm igualmente. Todos estes fatores interagem entre si. Para Moersidik (1992) eles devem imperativamente ser controlados e regulados para otimizar os rendimentos depuratórios ou otimizar a produção de algas para a valorização da biomassa produzida.

A fotossíntese pode ser esquematizada pela equação 2.6 (OSWALD, 1988a):



Onde $(\text{CH}_2\text{O})_x$ é considerado como matéria orgânica das algas.

A análise das algas conduz a uma formulação mais complexa, apresentada na equação (2.7):



A síntese do material algal e a liberação do oxigênio são descritas pela equação 2.8:



Esta equação evidencia a necessidade da presença de nutrientes na produção de algas.

Para manter a simbiose algal-bacteriana, o equilíbrio entre os diferentes parâmetros deve ser respeitado. Muitos trabalhos propõem modelos funcionais de lagoas de alta taxa, em geral, para tratamento de águas residuárias domésticas. Oswald (1988a) propõe um modelo baseado nas condições fisiológicas e biológicas de desenvolvimento de diferentes organismos presentes, de tal maneira que a poluição introduzida seja degradada respeitando esta simbiose, sendo o fator oxigênio ótimo igual a 1,5, significando que para cada grama de síntese são liberados 1,55 g de oxigênio para o meio:

$$f.O_2 = (Q_{te} O_2 \text{ produzido}) / (q_{te} O_2 \text{ necessário para as bactérias}) \quad (2.9)$$

Um fator superior a 1,5 conduz a um aumento do pH devido à fotossíntese, que provoca inibições fisiológicas. Assim o cálculo teórico para a relação de oxigênio liberado pelas algas para o crescimento algal é igual a 1,55, sendo que a concentração algal deverá ser equivalente a DBO a ser degradada. Isto mostra que a profundidade da lagoa deve ser 1/3 maior que a camada fótica para uma dada concentração algal, de onde vem a relação 2.10:

$$\text{Conc. Algal} = 6000/h \text{ a } 9000/h \quad (2.10)$$

Onde:

h = profundidade da água (cm)

b) Concentração de nutrientes

O nitrogênio e o fósforo são os elementos principais a remover dos despejos para evitar a eutrofização dos corpos receptores. A remoção dos nutrientes por meio da lagoa de alta taxa depende de muitos fatores: a taxa de crescimento algal, a estequiometria da biomassa algal, que condiciona a assimilação e a concentração de íons amônio (MOERSIDIK, 1992).

O nitrogênio necessário ao desenvolvimento das algas provém da decomposição do nitrogênio orgânico pelas bactérias em nitrogênio amoniacal, em nitritos e em nitratos. O nitrogênio é um elemento necessário ao crescimento bacteriano e algal, sendo que a reação de assimilação pelas algas pode ser apresentada como na equação (2.11):



As algas assimilam todas as formas de nitrogênio, principalmente na forma amoniacal, e com preferência em relação aos nitratos, cuja assimilação necessita de menos energia que as outras formas (MOERSIDIK, 1992; ZULKIFLI, 1992).

Nas soluções aquosas, o nitrogênio amoniacal existe sob a forma ionizada (NH_4) e não ionizada (NH_3), segundo o equilíbrio:



A volatilização consiste em uma transferência do gás NH_3 a partir da solução aquosa para a atmosfera. Este fenômeno é controlado por vários fatores: pH alcalino favorecendo o deslocamento do equilíbrio para a produção de NH_3 gasoso; a agitação favorece a transferência de NH_3 para a atmosfera, logo afeta o coeficiente de transferência; a temperatura controla, às vezes, a constante de equilíbrio (velocidade de formação de NH_3) e o coeficiente de transferência. A forma ionizada (NH_4) é majoritária com pH inferior a 9 e para pH superiores a 9 é a forma não ionizada que predomina (SIGG et al., 2000).

O fósforo é um constituinte essencial à matéria viva. Nas águas residuárias, o fósforo está associado a todas as poluições orgânicas e está presente na forma orgânica ou inorgânica. A forma orgânica pode ser solúvel (açúcares fosforilados e fosfolipídeos) ou insolúvel como matéria celular. A forma inorgânica é essencialmente solúvel sob a forma de ortofosfatos. Os fosfatos representam a melhor forma de assimilação pelas algas. As algas têm um papel muito importante na eliminação do fósforo devido a sua utilização ao nível de metabolismo celular e são capazes de assimilar uma quantidade superior a sua necessidade (MOERSIDIK, 1992). Os fosfatos são rapidamente metabolizados e uma fração se acumula em reserva nos vacúolos. A assimilação dos ortofosfatos é influenciada pela temperatura e pela luz. Em meios naturais, as microalgas (que assimilam o fósforo excretado pelos microrganismos) entram em competição com as bactérias pelo fósforo (ZULKIFLI, 1992).

As lagoas facultativas e de alta taxa removem o nitrogênio amoniacal, sendo que na lagoa de alta taxa, esta forma de nitrogênio e também o fósforo estão essencialmente contidos na biomassa algal, necessitando da separação parcial destas para atingirem os níveis estabelecidos nas normas ambientais (BONTOUX & PICOT, 1994). A remoção da matéria orgânica contida nos sólidos em suspensão na lagoa de alta taxa tem resultados inferiores, em função da grande produção de biomassa neste sistema, onde uma concentração à saída da lagoa é superior aquela da entrada. Porém recuperando a biomassa algal produzida se obtém os mesmos rendimentos nos dois tipos de lagoas (lagoa de alta taxa e lagoa facultativa) (MOERSIDIK, 1992).

Picot et al. (1993) estudaram a remoção de nutrientes, nitrogênio e fósforo, de águas residuárias, através de lagoas de alta taxa, e notaram que durante o dia, com a radiação solar, há um crescimento da biomassa algal, a qual aumenta o oxigênio dissolvido, pH e alcalinidade total. Em conseqüência, ocorre a remoção de nutrientes por absorção biológica, precipitação do fosfato e volatilização da amônia. Mesplé et al. (1995b) e Costa et al. (2000a) observaram em lagoas de alta taxa, que o fósforo total solúvel decresce quando o pH alcança valores superiores a 8,5.

As lagoas de tratamento secundárias e terciárias promovem o controle dos nutrientes do meio líquido através de dois mecanismos principais: o biológico por assimilação algal e o químico por volatilização da amônia e precipitação química dos fosfatos, existe ainda a fração de nutrientes removida por sedimentação dos sólidos em suspensão. Por intermédio da atividade fotossintética, as algas incorporam os nutrientes das águas residuárias em sua biomassa algal. A remoção de nitrogênio e fósforo pode ser melhorada por uma boa gestão das lagoas (tempo de residência e profundidade), favorecendo o desenvolvimento do fitoplâncton (MOERSIDIK, 1992). De acordo com El Halouani et al. (1993) frações superiores a 80% do nitrogênio amoniacal e 30% dos fosfatos são incorporadas na biomassa algal. Para os fosfatos, estes autores mostraram que o pH elevado ($\text{pH} > 7,6$) tem papel preponderante na remoção de ortofosfatos por precipitação sob forma de fosfato de cálcio. Igualmente, é conhecido que em pH superior a 9,0 ocorre a volatilização da amônia.

A eliminação da amônia por volatilização é favorecida pela elevação do pH inerente à fotossíntese e permite a precipitação do fósforo.

c) Intensidade luminosa e radiação solar

A intensidade da luz solar apresenta variações em função da latitude e da estação do ano. A eficácia da utilização de energia solar pelos seres vivos é limitada pelo fato que os processos fotossintéticos e as transformações químicas podem ser saturados por um fluxo de energia. A eficácia real da fotossíntese pode também ser reduzida pelos fenômenos de absorção da luz e da sombra devido às algas. A população fitoplanctônica varia segundo a profundidade da lagoa. A presença de uma espécie fitoplanctônica em uma lagoa indica sua boa adaptação às condições particulares que nela predominam (ZULKIFLI, 1992).

O movimento das algas na coluna de água nas lagoas de estabilização e sua distribuição vertical, de forma estratificada, é um fenômeno conhecido e observado em todo mundo. Os fatores que controlam ou regulam esse deslocamento e distribuição, são principalmente, temperatura e a intensidade luminosa. Esta última varia com a latitude, com as horas do dia (variação do fotoperíodo), etc. A intensidade luminosa ao amanhecer do dia é muito pequena para permitir modificações no deslocamento das algas e este comportamento explica a distribuição uniforme das algas na massa líquida da lagoa. Entre 6 e 8 horas, ao aumentar a intensidade luminosa, ocorre o movimento das algas, que migram ou ascendem até às camadas mais superficiais da água. Entre as 10 e 14 horas, a superfície da lagoa recebe a maior intensidade de luz, que induz um deslocamento das algas da camada superior até uma profundidade adequada para a atividade fotossintética. A partir das 16 horas ocorre uma

migração das algas flageladas em direção ao fundo da lagoa, onde permanecem até o dia seguinte, quando se repete o fenômeno (KÖNIG, 2000).

Este mesmo autor mostrou que ocorreram variações significativas nas concentrações de clorofila *a*, em lagoas rasas, tanto no efluente como na massa líquida, sendo atribuídas ao fenômeno de estratificação das algas na coluna de água em zonas bem definidas. O aumento da carga orgânica superficial provocou uma redução da biomassa fitoplanctônica presente nas lagoas, possivelmente relacionado ao aumento da turbidez e a diminuição do tempo de retenção.

A diminuição da energia luminosa com a profundidade, devido ao conjunto destes fatores, é quantificada pela lei de Beer Lambert. O decréscimo da intensidade luminosa com a profundidade é exponencial na coluna de água homogênea (OSWALD, 1988a).

Do ponto de vista da produção de algas, a luz é um fator limitante que segue as variações sazonais. As radiações solares têm função fundamental na ecologia bacteriana de meios aquáticos (MOERSIDIK, 1992).

A lagoa de alta taxa é uma lagoa aeróbia cujo fenômeno principal é a fotossíntese. O funcionamento da lagoa de alta taxa depende da radiação solar, principal fonte de energia para as células algais em crescimento. O fato de que a intensidade da luz solar diminui com a camada de água, faz a profundidade ser um importante fator a controlar para o bom funcionamento do sistema. Na presença de uma concentração elevada de algas, a turbidez do meio aumenta e a camada eufótica diminui e por conseqüência, a atividade fotossintética diminui igualmente. A quantidade de radiação solar recebida pela lagoa depende da posição geográfica e sua latitude.

A temperatura da água, pH, oxigênio, clorofila *a* são parâmetros ligados à atividade fotossintética. A redução do gás carbônico em substâncias carbonáceas exige um aporte de energia, que é assegurado pelos vegetais na utilização de energia luminosa (devido aos pigmentos presentes). Ao curso desta fotossíntese, há a biossíntese de substâncias carbonáceas e liberação de oxigênio para o meio. A produção de oxigênio ao longo de um dia em meio natural atinge concentrações elevadas. Altas concentrações em oxigênio têm um efeito negativo sobre a fotossíntese e sobre o crescimento algal (ZULKIFLI, 1992).

De acordo com estudos realizados por Moersidik (1992), a correlação entre as variáveis responsáveis pela fotossíntese nas lagoas, em diferentes profundidades, mostra a importância da profundidade da lagoa e dos fatores climáticos (estação) sobre a produção da biomassa algal, teor de oxigênio dissolvido, pH, diminuição de nutrientes, particularmente amônia e fosfatos.

Picot et al. (1993) observaram que todas as variáveis, exceto DQO, têm variações diurnas. Durante o dia, a atividade fotossintética apresenta picos entre as 13 e 15 horas, com taxa de saturação de oxigênio de 350% (33 mg/L), alto pH (maior que 9) e baixa alcalinidade total. Verificaram em lagoas de alta taxa que, em um período de dois anos, uma variação diária do oxigênio dissolvido de 0,2 a 30 mg/L. Concluíram que estas variações de oxigênio estão associadas às concentrações de clorofila *a* e as variações sazonais, que por sua vez são função direta da radiação solar e temperatura. Houve altas taxas de remoção de N-NH₄ e P-PO₄ de 94 e 89%, respectivamente. Durante a noite, há interrupção da fotossíntese e a concentração de oxigênio dissolvido diminui acentuadamente, podendo chegar a zero. A diminuição do pH (8,6) e o aumento da alcalinidade total são conseqüências da intensa respiração das algas e outros organismos do sistema.

A quantidade de energia solar recebida pelas células algais é um fator muito importante, que condiciona diretamente a assimilação fitoplanctônica dos nutrientes. A quantidade de luz recebida por uma célula depende da profundidade na qual ela se encontra na coluna de água, 90% da luz recebida pela interface ar-água é absorvida pela camada superior da lagoa, que representa 10 a 20% da coluna de água. Esta camada fótica tem uma espessura de 3 a 8 cm. A duração média anual de exposição à radiação solar de uma célula algal é de 5 a 10% da duração de sua vida (CANOVAS, 1991). As algas utilizam apenas de 2 a 9% da energia solar incidente para efeito de fotossíntese, sendo necessários aproximadamente 6 milhões de calorias para a produção de 1 Kg de algas (SILVA & MARA, 1979). Canovas (1991) explica que cerca de 90% da energia solar incidente são convertidos em calor e menos que 10% em energia química.

Para Oswald (1988a) a radiação solar deve ser ao menos de 100 cal/cm²/dia em 90% do tempo, sendo que esta condição deve abranger 60% da área superficial da lagoa. Quando a biomassa representa 200 a 300 mg/L, o carbono tende a ser um fator limitante, então a profundidade deve ser mantida em 20 a 30 cm para utilizar a eficiência luminosa. A biomassa pode atingir até 6 g/L e a produtividade primária ultrapassar 40 g/m²/dia (peso seco) em águas residuárias concentradas (ZULKIFLI, 1992).

d) Temperatura da massa líquida

A temperatura é um fator que tem um papel essencial na depuração pelo seu efeito sobre a velocidade de degradação da matéria orgânica. Os coeficientes ou constantes de degradação são termodependentes (MOERSIDIK, 1992). A temperatura é o principal fator ambiental que age sobre a composição faunística. Elevadas temperaturas são propícias ao

metabolismo de filtradores herbívoros, eficazes devido à estimulação da multiplicação fitoplanctônica. Em oposição, estes organismos são desfavorecidos logo que as temperaturas são baixas e, então, altas concentrações de células algais são consumidas. Os copépodes e ostrácodes têm sua multiplicação estimulada quando as temperaturas aumentam (CANOVAS, 1991). Como muitos dos organismos vivos, as algas planctônicas são dependentes de diversos fatores físicos e químicos do meio que tem um papel importante sobre seu desenvolvimento, agindo direta ou indiretamente sobre suas funções fisiológicas. O papel dos fatores ambientais é maior no desenvolvimento das microalgas. A temperatura e a intensidade luminosa estão intimamente ligadas e agem diretamente sobre a fotossíntese, que é também dependente do teor de gás carbônico assimilável, às vezes limitante nas culturas mais densas. A estrutura das populações fitoplanctônicas, as sucessões ou associações de populações e as relações com as condições ambientais, formam a essência do que se conhece como ecologia do fitoplâncton.

A temperatura da massa líquida exerce elevada influência na remoção do nitrogênio devido a fatores como: eleva os níveis de clorofila, o que determina a alcalinização do meio, fazendo com que NH_3 seja volatilizado e também absorvido pela biomassa; e exerce influência de forma indireta, pois está relacionado com a intensidade da radiação solar, fator decisivo na remoção do fósforo, uma vez que favorece a atividade fotossintética, responsável pela oxigenação, e conseqüente alcalinização da massa líquida (PICOT et al., 1991).

e)pH

O pH é um dos principais fatores concorrentes no desaparecimento bacteriano em meio aquático. Ele tem uma ação direta sobre os microrganismos e particularmente sobre as enzimas microbianas, dissociando os grupos funcionais sobre as moléculas protéicas; no ambiente aquático ele pode exercer uma ação indireta: sobre a solubilidade de gases, notadamente o gás carbônico, sobre a disponibilidade de certos nutrientes (amônia, fosfatos) com repercussões importantes sobre a produtividade primária, e a solubilidade de certos metais pesados tóxicos para os microrganismos (BITTON, 1994).

O estado das bactérias nas lagoas não pode ser explicado unicamente pelo efeito do pH, outros fatores podem intervir como a concentração de matéria orgânica, de substâncias nutritivas e de oxigênio dissolvido (MOERSIDIK, 1992). As variações do pH são devido aos fatores que controlam a atividade fotossintética (fatores climáticos, carga orgânica, predação, etc). Os altos teores de pH medidos ocorrem quando a produção de clorofila *a* é ótima (CANOVAS, 1991). A elevação do pH está relacionada com o aumento das concentrações de OD. Os sólidos suspensos na saída do efluente são essencialmente das algas, mas às vezes

também do zooplâncton ou das bactérias. A DQO total é, em média anual, nitidamente maior na saída da lagoa de alta taxa que na lagoa facultativa. As concentrações médias de nitrogênio orgânico particulado são muito próximas nos dois tipos de lagoas (facultativa e alta taxa) e representa a biomassa algal, as evoluções são idênticas àquelas para os sólidos suspensos, DQO total e de fatores fotossintéticos (clorofila *a*, oxigênio e pH). Na lagoa de alta taxa, os teores de ortofosfatos estão fortemente correlacionados de maneira negativa aos valores de pH.

f) Profundidade da lagoa e tempo de detenção hidráulica

Nas lagoas, a profundidade é importante nos processos depuratórios e nomeia os diferentes tipos de lagoas, como: “lagoa aeróbia” para lagoas com menos de 1 m de profundidade, “lagoa facultativa” com profundidade de 1 a 2 m e “lagoa anaeróbia” com profundidade superior a 2 m. Para um funcionamento ótimo das lagoas de alta taxa é contado o tratado da proporcionalidade existente entre a penetração da luz solar e o logaritmo de sua intensidade. Oswald (1963) propôs diminuir a profundidade no inverno onde a intensidade da radiação solar é fraca e aumentar no verão quando a intensidade da radiação solar é elevada. Em geral a profundidade da lagoa de alta taxa é determinada a partir da fórmula empírica:

$$d = 60/c \quad (2.13)$$

onde:

d = profundidade da lagoa (m),

c = concentração de algas (mg/L) ou concentração de DBO a remover (mg/L)

Duas considerações devem ser feitas: 1,55 mgO₂/mgDBO₅ é necessário para eliminar cerca de 95% da DBO₅ e 1 mg de algas sintetizadas fornecem aproximadamente 1,55 mg de O₂. Resultando que, para cada mg de DBO₅ removida é produzido aproximadamente 1 mg de algas.

Pinto e Onoyama (1991) concluíram, em lagoas de alta taxa, para esgoto doméstico, que o tempo de detenção hidráulica (TDH) deve ser de quatro dias para uma carga orgânica de até 700 KgDQO/hab.dia, utilizando uma profundidade de 0,50 m na lagoa, quando se objetiva a remoção da matéria orgânica. Quando há necessidade de remoção de fósforo e nitrogênio, o TDH deve ser de cinco dias, com taxa de aplicação de 400 KgDQO/hab.dia e a lagoa operando a uma profundidade de 0,45 m. Esta taxa de aplicação geralmente é utilizada para lagoas facultativas convencionais, porém para a mesma área utilizada nestas lagoas,

pode-se ter um tratamento secundário e terciário (LAT seguida de lagoas de polimento, por exemplo) com menor gasto de investimento e operação.

A maioria dos trabalhos efetuados em lagoas de alta taxa mostra a relação do tempo de residência com os fatores climáticos (radiação solar e temperatura). Picot et al. (1992) estudaram quatro profundidades: 0,30; 0,35; 0,45; 0,60 m em lagoa de alta taxa e verificaram que a eficiência foi melhor na estação quente e que esta pode ser determinada pela relação entre TDH e a profundidade. Os tempos de residência determinados variam entre 2 e 4 dias no período estival e 8 a 12 dias em épocas frias.

g) Variações sazonais

Várias pesquisas foram realizadas sobre a lagoa de alta taxa para estudar as variações sazonais (CANOVAS et al., 1996), mas poucos estudos foram efetuados sobre o funcionamento de ciclos diurnos (nictemerais) que podem ser uma ferramenta importante a considerar nos dimensionamentos de lagoas. A influência da herbivoria na fotossíntese e a produção da biomassa algal são largamente abordadas em meio natural, em culturas puras em laboratório e em culturas intensivas de algas monoespecíficas. Existem poucas referências sobre a incidência das variações de ciclos diurnos e sobre as performances de depuração de sistemas de lagoas de tratamento de águas residuárias. O conhecimento destes fatores permite definir as condições de exploração ótima afim de uma melhor depuração destas águas (PICOT et al., 1993).

As flutuações diárias das variáveis físicas, químicas, bacteriológicas e algológicas em lagoas são pouco conhecidas (KÖNIG, 2000). Para Diniz et al. (2003), o estudo da variação nictemeral (24 horas) tem grande importância para indicar os principais mecanismos e as interações que ocorrem em curtos períodos de tempo nos sistemas aquáticos.

As horas de maior intensidade luminosa são acompanhadas de uma alcalinização do meio (CANOVAS, 1991). Segundo König (2000) estas variações do pH do meio, em função das concentrações de oxigênio dissolvido, decorrem da intensa atividade fotossintética, que pode remover dióxido de carbono mais rapidamente do que sua reposição pela atividade bacteriana, que é determinado pela dissociação dos íons bicarbonatos que liberam, como subproduto, além de CO₂ necessário às algas, o íon hidroxila, que é responsável pela alcalinização do meio. O acentuado crescimento fitoplanctônico consome grande parte do bicarbonato presente (HCO₃), trazendo como consequência não somente a alcalinização do meio, mas o declínio da biomassa em função da limitação de carbono disponível para o metabolismo algal.

O modelo proposto pelo Grupo de Ecologia de Plâncton (modelo GEP) (Sommer et al., 1986), para descrever as sucessões sazonais do plâncton, compreende vinte e quatro etapas. Estas etapas foram estabelecidas a partir de sucessões vegetais e animais observadas em diversos lagos e lagoas em diferentes climas. Canovas (1991) utilizou esse modelo para o ecossistema de uma lagoa de alta taxa, o qual apresentou diferenças importantes com os ecossistemas naturais estudados para estabelecer este modelo teórico, uma vez que a lagoa recebeu um aporte permanente de nutrientes e uma agitação constante da massa líquida. Das vinte e quatro etapas do modelo de sucessão sazonal do plâncton, somente seis dentre elas (10, 11, 12, 13, 14 e 17) não estão presentes na lagoa de alta taxa. As seqüências 15 e 16 estão deslocadas em relação ao modelo teórico, estas estão situadas entre a 18^a e 19^a etapa.

Nos estudos de Canovas (1991), deve-se considerar que cada seqüência individual permitiu constatar que a lagoa de alta taxa, durante seu primeiro ano de funcionamento apresentou as sucessões planctônicas comparáveis àquelas observadas em outros meios aquáticos. As principais diferenças que se traduzem pela ausência nesta sucessão, em seis etapas já citadas, foram essencialmente devido ao fato de que os nutrientes como nitrogênio e fósforo não são fatores limitantes nesta lagoa como pode ser nos ecossistemas naturais. Em efeito, estas seqüências ausentes, durante as quais houve sucessão autogênica de espécies, foram: *Chlorococcales* – grandes diatomáceas – grandes dinoflagelados e ou cianobactérias – espécies fixadoras de nitrogênio ou algas filamentosas que ocorreram devido, respectivamente, à competição inter-específica pelo fósforo, sílica e nitrogênio.

A segunda diferença significativa entre as duas sucessões sazonais refere-se a duração da fase de “águas claras” na lagoa. Esta foi devido ao aporte regular, em período fortemente ensolarado, de células algais desenvolvidas nas lagoas primárias. Este aporte permitiu retardar o efeito da falta de alimento sobre a multiplicação de *Daphnia sp.* A última diferença importante foi devido à pequena duração do tempo de detenção hidráulica na lagoa em relação aos ecossistemas naturais. Este favoreceu, na primavera o desenvolvimento e manteve no meio, espécies com tempo de geração curto (*Daphnia magna*), em detrimento de outros crustáceos com tempo de geração mais longo.

2.2.3.Lagoas de maturação

As lagoas de maturação são análogas às lagoas aeróbias, mas com cargas menores (<50 KgDBO/ha.d) e tempo de residência mais longos (20 a 100 dias), podendo servir de decantador para algas e melhorar o rendimento depuratório, reduzindo os sólidos em

suspensão e nutrientes. A profundidade, o tempo de residência, a temperatura e o pH são os fatores principais na redução bacteriológica de contaminação fecal nestas lagoas. A montagem em série de lagoas de maturação em relação largura/comprimento permite um escoamento ideal em fluxo pistão, otimizando a depuração bacteriológica. A função principal da lagoa de maturação é a destruição de microrganismos patogênicos, por apresentar elevada concentração de OD, favorecendo a comunidade aeróbia na competição por alimento. Caracteriza-se por apresentar pouca profundidade (0,8 a 1,5 m) e elevada concentração de algas. A diminuição na profundidade da lagoa reduz o tempo de detenção e aumenta a eficiência na desinfecção de águas residuárias (MENDONÇA, 2000). Von Sperling (2000) enfatiza a importância da adoção do correto regime hidráulico e os correspondentes coeficientes de decaimento bacteriano, para estimativa da eficiência de remoção de coliformes em lagoas facultativas e de maturação.

Em uma série de lagoas, a primeira etapa permite eliminar as substâncias carbonáceas e há uma perda de amônia e fosfatos pela assimilação algal; a segunda etapa permite a volatilização de amônia e a precipitação de fosfatos e a última etapa assegura a fixação de nitrogênio pelas cianobactérias que eliminam o fósforo restante (MOERSIDIK, 1992).

Valero e Mara (2006) observaram, em lagoas de maturação, que a volatilização da amônia não foi o principal mecanismo envolvido no processo de remoção do nitrogênio total e da amônia. A amônia foi principalmente removida por assimilação biológica e o nitrogênio total foi removido, via sedimentação, pela biomassa algal morta.

Oliveira (2002) estudando lagoas de maturação no tratamento terciário de dejetos suínos, com cargas volumétrica e superficial de 4,2 gDQO/m³.dia e 29 KgDQO/ha.dia, respectivamente, obteve eficiência de remoção de 75% de DQO total. A eficiência de remoção dos demais parâmetros foi superior a 70%, exceto os sólidos totais.

2.2.4.Lagoas com macrófitas

As lagoas com macrófitas, assim como as lagoas de piscicultura, situam-se na posição mediana ou final de um sistema depurador lagunar. As macrófitas utilizadas são plantas imergentes ou emergentes, flutuantes ou enraizadas. A utilização de lagoas de macrófitas precedida por uma lagoa de maturação pode ser aconselhada para reduzir os coliformes fecais, a fim de atingir as concentrações admissíveis e para reduzir os nutrientes assimilados pelas plantas. A depuração pela lagoa de macrófitas enraizadas apresenta duas variações: uma, a mais próxima da natureza, comporta uma percolação através de uma matéria constituindo o

fundo da lagoa; a outra comporta uma recirculação horizontal da água. Colocada à parte a ação mecânica de retenção dos sólidos suspensos no primeiro sistema, o princípio é idêntico. Uma simbiose se estabelece na rizosfera entre a planta e uma flora bacteriana que degrada a matéria orgânica e assegura a fase de nitrificação devido ao oxigênio fornecido pelas raízes (BASSÈRES, 1990).

A depuração da lagoa de macrófitas flutuantes procede de uma ação física e biológica análoga, mas a presença de uma cobertura vegetal flutuante, de uma parte, pode render ao meio aquático uma anaerobiose e, por outro lado, estabiliza a massa d'água, permitindo uma decantação ótima dos sólidos suspensos (MOERSIDIK, 1992).

As espécies flutuantes utilizadas na depuração, como as lentilhas da água (*Lemnas sp*) têm sido estudadas e adaptadas aos climas temperados (ZIMMO et al., 2002; TAVARES, 2004). A utilização de lemnáceas no tratamento secundário e terciário de dejetos suínos é uma alternativa viável, realizando o polimento dos mesmos. Tavares (2004) estudou o tratamento de dejetos suínos efetuados por *Lemna sp* e obteve melhor eficiência de remoção com concentração de DQO de 700 mg/L e tempo de detenção hidráulica de 14 dias, com objetivo de tratamento do efluente e produção de biomassa.

O aguapé (*Eichornia crassipes*) é, geralmente, empregado nos países muito quentes (tropicais ou subtropicais). Nos países tropicais, onde o aguapé não foi introduzido, *Pistia stratiotes* tem o papel de macrófita depuradora (BASSÈRES, 1990).

O aguapé, macrófita da família das pontederiáceas, mais conhecida como jacinto da água, recebe ainda os nomes de baronesa e camalote. É uma planta aquática originária da América Central, sendo hoje encontrada em mais de 50 países do mundo. É uma planta suculenta constituída por cerca de 95% de água. Constituída de raízes, rizomas, estolões, pecíolos, folhas e inflorescências. Varia em altura desde alguns centímetros até cerca de um metro. Vivem suspensas na água ou fixas no fundo de águas rasas. Todas as partes da planta, com exceção da semente, têm peso específico inferior a um, por isso são flutuantes (BAVARESCO, 1998).

A reprodução ocorre por processos vegetativos: plantas novas são produzidas por estolões e o crescimento lateral se faz a partir do rizoma. O tempo médio para duplicação da planta é em torno de duas semanas (PERAZZA et al., 1981).

Para Roquete Pinto et al. (1992), a ação despoluidora do aguapé é realizada através de quatro mecanismos, que são:

- ação filtrante: com suas raízes exuberantes como cabeleiras, esta planta retém o material particulado em suspensão como argila e partículas orgânicas;

- absorção: através de suas raízes, o aguapé absorve de corpos de água poluídos, metais pesados (Ag, Pb, Hg, Cd e outros), compostos organoclorados, organofosforados e fenóis;
- oxigenação: através de sua parte aérea, o aguapé transfere oxigênio do ar para o corpo hídrico, oxigenando a massa de água;
- ação bioquímica: as raízes das plantas, flutuando nas águas poluídas com nutrientes, desenvolvem um ecossistema complexo e dinâmico, onde além da absorção de nitrogênio e fósforo pela planta, processa-se também uma intensa atividade bacteriana. Estas bactérias promovem a oxidação biológica dos compostos orgânicos degradáveis baixando a DBO e DQO, índices indicadores de poluição orgânica.

Em geral, os aguapés são eficientes na remoção de metais pesados, nutrientes, algas, sólidos em suspensão, coliformes, cor, turbidez e DBO. Esta planta possui características que possibilitam seu aproveitamento industrial nas seguintes áreas: tratamento de efluentes sanitários e industriais; energia; recuperação de micro-componentes valiosos de rejeitos industriais (ouro, prata, mercúrio, por exemplo); indústrias de rações, fertilizantes, papel e fibras; impacto ambiental; geoquímica ambiental; prospecção geoquímica (PERAZZA et al., 1981).

Bavaresco (1998) estudou lagoas de aguapés como tratamento terciário de dejetos suínos, concluindo que o sistema é viável e que as lagoas não suportam concentração de nitrogênio total acima de 200 mg/L, pois interfere no crescimento dos aguapés. Os resultados obtidos para DQO, PT, nitrogênio total, metais e coliformes fecais no efluente final adequaram-se aos padrões da legislação ambiental.

A grande densidade das plantas sobre o espelho de água induz um aumento da evapotranspiração em torno de 1,55 a 3,29, em relação àquela medida para uma superfície de água livre (BASSÈRES, 1990).

A dificuldade de remoção e de destino final adequado das plantas é o grande problema da lagoa de aguapés. A recuperação da planta é importante, pois retira os elementos removidos no tratamento e mantém as plantas em fase de crescimento exponencial, otimizando o tratamento (COSTA et al., 2003).

2.3. Microrganismos presentes nas lagoas

A presença de microrganismos é primordial em sistemas biológicos de tratamento de efluentes. À medida que a matéria orgânica é degradada há uma sucessão natural dos

microrganismos, sendo bactérias, algas, protozoários e rotíferos elos fundamentais neste tipo de sistema.

O processo de autodepuração consiste no trabalho de organismos vivos (bactérias, fitoplâncton e zooplâncton, etc) que se desenvolvem sob certas condições. Esta associação é que determina a eficácia do tratamento. O fitoplâncton e zooplâncton estão sujeitos essencialmente às variações das condições físico-químicas do meio e as variações sazonais: duração do fotoperíodo, intensidade luminosa e temperatura e a herbivoria exercida pelo zooplâncton no fitoplâncton. A influência do zooplâncton se exerce também de forma indireta liberando os nutrientes disponíveis para o fitoplâncton. As sucessões sazonais de espécies algais observadas no meio aquático são resultado da estratégia de adaptação desenvolvida por cada espécie. As diferentes algas procuram se manter e se multiplicar no meio e se mostrar competitivas (ZULKIFLI, 1992). A eficiência de herbivoria de cada grupo taxonômico animal, está ligada às adaptações morfológicas das espécies vegetais (tamanho da célula algal, sua capacidade de desenvolver colônias grandes ou pequenas, espinhos, membrana muscilaginosa, etc.). As sucessões temporais do zooplâncton estão ligadas à natureza das algas e as condições físico-químicas que variam segundo a estação do ano. A seleção do meio pode exercer vários níveis (CANOVAS, 1991):

- toxicidade particular a carga orgânica ou mineral (em nitrogênio amoniacal);
- efeito tóxico provocado pela proliferação bacteriana por substâncias liberadas por microalgas;
- competição entre bactérias e protozoários pelo oxigênio disponível;
- competição entre organismos zooplanctônicos pelo oxigênio ou alimento (microalgas).

As bactérias são os principais microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, enquanto os protozoários alimentam-se de bactérias, algas e outros microrganismos, sendo essenciais no tratamento biológico para a manutenção de um equilíbrio entre os diversos grupos. Se no meio há grande população de bactérias livre-natantes, predominam os protozoários ciliados livre-natantes. À medida que as bactérias livre-natantes vão desaparecendo, ocorre a substituição dos ciliados livre-natantes pelos ciliados pedunculados (fixos). As bactérias envolvidas nos processos oxidativos referentes a resíduos orgânicos domésticos são principalmente dos gêneros: *Pseudomonas sp*, *Flavobacterium sp* e *Alcaligenes sp* (OSWALD, 1998a).

Para Zulkifli (1992), nos processos de tratamento de águas residuárias, a utilização de organismos zooplanctônicos e fitoplanctônicos apresenta vantagens em razão:

- de uma produção fotossintética de oxigênio que favorece a atividade de bactérias aeróbias responsáveis pela mineralização da matéria orgânica residual;
- da remoção de nutrientes produzidos: na assimilação e transformação da biomassa viva e na aceleração da volatilização da amônia favorecendo a precipitação dos fosfatos e aumentando o pH;
- da redução da sobrevivência de organismos patogênicos.

2.3.1. Zooplâncton

O zooplâncton representa o principal agente da redução de material em suspensão que resulta na depuração. A herbivoria tem papel importante na sucessão de espécies algais, no plano qualitativo e quantitativo. Para Canovas (1991), a influência do meio se exerce sobre os metazoários, principalmente:

- na inibição: poluição orgânica e mineral dissolvida;
- na estimulação: temperaturas elevadas.

Ao contrário, a ação do zooplâncton se efetua sobre a composição florística:

- coexistência de protozoários com todas as espécies algais;
- coexistência de copépodes e ostrácodes com algumas algas;
- predação.

O zooplâncton de lagoas de estabilização é representado por quatro grupos maiores: ciliados, rotíferos, copépodes e cladóceros. Ocasionalmente apresentam-se amebas de vida livre, ostrácodes, ácaros, turbelários, larvas e pupas de dípteros. A maioria dos indivíduos destes grupos está nas lagoas de estabilização durante algum estágio evolutivo, raramente tem importância qualitativa. Os rotíferos predominam nos meses de verão, dentro deste grupo, o gênero *Brachionus sp* se apresenta com maior frequência, sendo o mais resistente às condições extremas. Quando o número de rotíferos aumenta em níveis superiores aos normais se observa um efeito negativo na qualidade da água, ocasionando um aumento dos níveis de amônia, ortofosfato solúvel, nitratos e nitritos. Assim mesmo, a presença de um grande número destes organismos, que consomem algas, diminui a quantidade de oxigênio dissolvido na água a níveis de risco. Os copépodes não apresentam variações estacionais, o gênero predominante é *Cyclops sp*. Os gêneros predominantes dos cladóceros são *Moina sp* e *Daphnia sp* e nos ciliados são *Pleuronema sp* e *Vorticella sp* (SUETMASU, 1995).

A predação é o principal fator responsável pela queda da densidade bacteriana, agindo sobre a abundância, atividade e composição das populações bacterianas. O tamanho das

partículas é proporcional ao tamanho de seu aparelho bucal. Os protozoários ciliados, freqüentemente, apresentam uma importante diversidade específica e fortes densidades. Utilizam seus cílios e gastam uma grande quantidade de energia para capturar seu alimento. Os ciliados fixos ao substrato por um pedúnculo criam uma corrente pelo batimento de seus cílios em atividade permanente, necessitando de menos energia. As formas fixas estão em melhor posição e dominam o ambiente logo que o alimento é insuficiente. Todos os protistas são capazes de clarificar a água (CANOVAS, 1991).

A presença de rotíferos, cladóceros, copépodes é esperada nas lagoas de maturação ou polimento e, quando em grande número, afetam o balanço de oxigênio pelo extermínio ou diminuição do número de algas e aumento da demanda respiratória. Contribuem também na estabilização dos processos de tratamento, pois como se alimentam de bactérias, protozoários, partículas orgânicas em suspensão, podem desta forma clarificar o efluente (ZULKIFLI, 1992).

Os fatores ecológicos de importância particular na vida dos vários protistas são: água, temperatura, oxigênio, luz, pH e salinidade; se estes fatores estão dentro dos limites favoráveis para as espécies de protistas, então sua ocorrência e abundância dependerão da disponibilidade de alimento adequado e do grau de predação. O processo biológico do consumo de dejetos depende de uma sucessão inter-relacionada de espécies do plâncton animal, um tipo de animal sendo capturado e outro o consumindo (BRANCO, 1978).

Os rotíferos (metazoários) constituem uma população característica de águas de menor carga e aparecem principalmente na estação quente. Os principais fatores físico-químicos influentes são a temperatura e o oxigênio dissolvido. Certos rotíferos preferem se desenvolver a baixa temperatura, a fim de se beneficiar de melhores condições de oxigenação. Os protozoários e metazoários estão sempre presentes nas culturas de algas em lagoas. O papel dos protozoários em águas residuárias é objeto de numerosos estudos desde que sua eficácia de remoção em matérias particuladas foi evidenciada. Nutrem-se de bactérias e partículas orgânicas. Esta predação, importante nos tratamentos biológicos, contribui na eliminação de material em suspensão e estimulam o crescimento bacteriano. Os protozoários são capazes de modificar a dominância algal. A dominância de um grupo zooplânctônico é resultado da competição pelo alimento (MOERSIDIK, 1992).

A presença de rotíferos nas lagoas evidencia uma grande remoção de certos compostos. Os ciliados possuem uma resistência à poluição mais elevada que os rotíferos. A estabilização dos dejetos em uma estação de tratamento de efluentes é mais rápida quando

vorazes ciliados, que se alimentam de bactérias, estão presentes para manter a população bacteriana pequena, mas em um estado de rápido crescimento (BRANCO,1978).

Estudos em Mèze (França), com lagoas de alta taxa (MOERSIDIK, 1992), mostraram que os rotíferos se apresentaram em menor quantidade com uma altura da água de 60 cm, que favorece os ciliados livres. Uma altura da água de 30 cm foi menos hostil aos rotíferos, mas favoreceu os ciliados livres e fixos, em certos períodos do ano. O aparecimento e a manutenção dos rotíferos (metazoários) foram maiores para uma profundidade intermediária; sua forte representatividade foi confirmada quando a altura da água era de 45 cm.

Canovas (1991) observou que a influência do fator sazonal sobre a estrutura do zooplâncton se traduz por uma alternância entre uma população dominada por protozoários (com tempo de geração curto) no outono e inverno e outra pelos metazoários (com tempo de geração mais longo) na primavera e verão. Esta estrutura parece obedecer à teoria de sucessões ecológicas desenvolvida por Sommer (1989), que se aplica notadamente às populações aquáticas animais e vegetais, onde a evolução de uma população se traduz pela passagem de uma estratégia de crescimento denominada estratégia r (de colonização) a uma estratégia de equilíbrio denominada estratégia k. Este estudo mostrou que a massa de água deste ecossistema hipereutrófico (lagoa de alta taxa) possui uma variabilidade sazonal mais importante que aquela de um ecossistema lagunar clássico. É possível, modificando o tempo de residência, que implica na composição algal e na idade das populações fitoplanctônicas, modificar rapidamente a constituição da população animal. A variação do tempo de residência entra na transferência do espectro do tamanho da biomassa específica refletindo as particularidades metabólicas diferentes. A redução do tempo de residência vem em favor dos consumidores herbívoros ou detritívoros de pequeno tamanho e pouca eficiência de filtração (estratégia r) enquanto seu aumento favorece o desenvolvimento e a reprodução de espécies de tamanho superior (estratégia k). É possível intervir sobre a forte sazonalidade da biomassa planctônica, que caracteriza este tipo de ecossistema, e sobre a estrutura e composição das populações. Pode-se considerar a produção de filtradores eficazes a partir de águas residuárias e valorizar as microalgas produzidas, passando de um tipo de habitat a outro.

Canovas et al. (1991) mostraram a influência do tempo de residência na estrutura do zooplâncton: tempo de residência curto (2 a 3 dias) favorece o desenvolvimento de zooplâncton herbívoro pequeno, enquanto que tempo de residência longo (12 dias) favorece o desenvolvimento de espécies grandes com longo tempo de geração. A presença de diferentes comunidades fitoplanctônicas no processo de depuração por lagoas depende principalmente da carga orgânica.

2.3.2. Fitoplâncton

As algas são abundantes na natureza em habitats aquáticos, tanto de água doce como marinha. São encontradas também em habitats aquáticos artificiais, como tanques de peixes e poças de água formadas pelas chuvas. Estas também são comuns na maioria dos solos, no entanto poucas espécies vivem em solos secos ou extremamente secos, onde o potencial de água pode ser bastante baixo. Locais com pH abaixo de 4 a 5, há várias espécies de algas que florescem, mas as cianobactérias estão ausentes (MADIGAN et al., 2004).

As células de algas contêm um ou mais cloroplastos, que armazenam os pigmentos fotossintéticos. Os cloroplastos podem ser reconhecidos microscopicamente no interior das células de algas por sua coloração verde distinta. Alguns tipos de algas não são verdes, exibindo coloração marrom ou vermelha devido à presença de outros pigmentos como as xantofilas.

As paredes celulares das algas contêm poros, alguns com diâmetros de 3-5 nm, os quais permitem apenas a passagem de substâncias de pequena massa molecular, como água, íons inorgânicos, gases e outras pequenas moléculas de nutrientes necessárias para o metabolismo e crescimento (MADIGAN et al., 2004).

Margalef (1983) classificou os lagos quanto à concentração de algas: oligotróficos, até 100 células/mL; eutrófico, de 100 a 10.000 células/mL; muito eutrófico, de 10.000 a 1.000.000 células/mL.

A principal característica das microalgas que têm uma grande afinidade por águas ricas em matéria orgânica está relacionada com seu modo de nutrição muito variável, que lhes permite utilizar diretamente os substratos orgânicos, enquanto que para o nitrogênio, a forma que elas assimilam preferencialmente é o nitrogênio amoniacal (SEVRIN-REYSSAC et al., 1995). Elas podem então utilizar a alimentação autotrófica (fotossíntese), mas também a assimilação heterotrófica ou mixotrófica. Em fotoautotrofia, o carbono assimilado provém do carbono inorgânico (CO₂ ou bicarbonato) e a energia é retirada da luz natural ou artificial. As microalgas heterotróficas podem utilizar o carbono orgânico (ex. acetato, celulose) em obscuridade, a degradação dos substratos orgânicos fornece a energia necessária. Em condições mixotróficas, as microalgas agem de modo similar, mas utilizam também a luz, constituindo-se em um modo de alimentação às vezes autotrófica outras vezes heterotrófica.

As algas têm papel muito importante no processo biológico das lagoas de estabilização. Elas são os organismos responsáveis pela produção de oxigênio molecular, elemento vital para as bactérias que participam na oxidação bioquímica da matéria orgânica.

A presença das algas em níveis adequados assegura o funcionamento da fase aeróbia da lagoa; quando se perde o equilíbrio ecológico corre-se o risco de produzir o funcionamento da fase anaeróbia, que traz como consequência à redução da eficiência do sistema (SUETMASU, 1995). Um outro papel suplementar desempenhado pelas algas nas lagoas é a remoção de nutrientes, como: nitrogênio, fósforo e carbono para satisfazer sua própria necessidade nutricional. Outro efeito indireto proporcionado pelas algas nas lagoas é a elevação do pH do meio líquido, valores estes que podem variar em torno de 8 a 11. Tal efeito é em função do consumo do dióxido de carbono (subproduto da respiração das bactérias saprófitas e também proveniente dos bicarbonatos do meio líquido) que modifica o equilíbrio carbonato-bicarbonato e, em consequência há formação de íons OH. Quando há uma elevação do pH acima destes valores, pode ocorrer uma redução do número de bactérias, precipitação de fosfatos de cálcio e perda parcial da amônia para atmosfera (PEDRELLI, 1997; PICOT et al., 1993).

Poucas espécies de algas podem sobreviver em águas com elevadas concentrações de elementos nutritivos. A seleção natural é feita em benefício de algumas espécies resistentes que são geralmente encontradas em águas poluídas. De acordo com Dinges (1962) citado em König (2000), as algas encontradas em lagoas de estabilização, no geral, pertencem aos filos Cyanobacteria, Chlorophyta (algas verdes), Euglenophyta (flagelados pigmentados) e Bacillariophyta (diatomáceas). Neste tipo de ambiente, os gêneros mais frequentes nem sempre estão presentes durante o ano todo e podem variar com a carga orgânica do reator, com a estação do ano, com o clima, latitude e qualidade das águas residuárias. É importante que o tempo de detenção hidráulica da lagoa seja maior que o tempo de reprodução das algas (>1,6 dias), sob pena destas serem removidas com o efluente sem ter tido tempo suficiente para sua reprodução (KÖNIG, 2000).

Sevrin-Reyssac et al. (1995) observaram que as algas que proliferam em águas que recebem dejetos suínos, em sua maioria, pertencem ao grupo das clorofíceas (*Chlorella sp*, *Scenedesmus sp*, *Oocystis sp*, *Chlamydomonas sp*, *Ankistrodesmus sp*).

O suprimento de oxigênio nas lagoas com algas depende da atividade fotossintética e da reaeração superficial através da interface ar/água. As maiores concentrações de oxigênio dissolvido são verificadas na faixa de maior intensidade luminosa, entre 12 e 16 horas (PICOT et al., 1993).

Em lagoas de alta taxa, assume-se que o oxigênio produzido pelas algas será usado na oxidação bacteriana do esgoto, por isso é essencial que na lagoa ocorra uma mistura a uma velocidade linear de 0,15 m/s, bem mais lenta do que 0,60 m/s utilizada para o valo de

oxidação, tendo como finalidade manter as algas em suspensão. A velocidade linear entre 0,12 e 0,15 m/s é a ideal para se alcançar este objetivo (AZOV & SHELEF, 1982). Picot et al. (1993) utilizaram a velocidade de 0,15 m/s. Estudos têm apontado que uma velocidade na ordem de 0,10 m/s é suficiente para uma boa oxigenação da lagoa. Decorrente do processo de mistura da massa líquida associada à produção de gás carbônico pelas bactérias e sua utilização pelas algas, o pH não varia significativamente até 30 cm de profundidade, sendo que sem o sistema de mistura o pH iria diferir duas unidades. As algas estão relacionadas à elevada produção de oxigênio, com produtividade em torno de 20 g/m²/dia podendo chegar a 50 g/m²/dia. Operando-se a 30 cm de profundidade, cada m² irá conter 300 litros que receberá 66 mg de oxigênio a partir da atividade fotossintética diária. Há a necessidade de se promover a remoção de algas, pois estas podem contribuir com a elevação dos sólidos em suspensão e aumento da DBO (OSWALD, 1988a).

A identificação e a quantificação das algas permitem uma avaliação da sua diversidade e oferecem indicações sobre a carga orgânica da lagoa e o grau de tratamento alcançado. Em geral, à medida que ocorre o tratamento, o número de gêneros vai diminuindo. Na entrada das lagoas predominam gêneros de flagelados pigmentados (*Euglena sp*, *Pyrobotrys sp*, *Chlamydomonas sp*, *Lepocinclis sp*, *Phacus sp*); nas regiões onde a maior parte da matéria orgânica se encontra degradada, passam a dominar algas verdes (*Chlorella sp*, *Scenedesmus sp*, *Micractinium sp*, *Actinastrum sp*), algumas formas filamentosas (*Stigeoclonium sp*), cianobactérias (*Microcystis sp*) e outros flagelados pigmentados (*Pandorina sp*, *Gonium sp*) (BRANCO, 1978). Athayde et al. (2000) mostraram que *Euglena sp*, *Chlamydomonas sp*, *Oscillatoria sp* e *Pyrobotrys sp* mostraram-se mais resistentes a altas cargas orgânicas, enquanto *Chlorella sp* e *Scenedesmus sp* não se adaptaram ao meio no primeiro estágio de tratamento onde a carga orgânica é elevada.

Em lagoas primárias facultativas predominam as algas flageladas (euglenófitas) (*Euglena sp*, *Pyrobotrys sp*, *Chlamydomonas sp*), em lagoas secundárias incrementa-se o número de gêneros e a densidade de algas, com predominância das algas verdes (*Chlorella sp*, *Scenedesmus sp*). Em lagoas terciárias apresenta-se um maior número de gêneros de algas, entre as quais predominam as algas verdes (*Chlorella sp*, *Scenedesmus sp*, *Ankistrodesmus sp*, *Micractinium sp*). Em muitos casos tem-se observado a predominância de cianobactérias. A predominância de gêneros varia também segundo a temperatura estacional (SUETMASU, 1995). Em geral, a diversidade de algas nas lagoas decresce com o aumento da carga orgânica aplicada, conseqüentemente as lagoas facultativas apresentam menor riqueza de espécies do que as lagoas de maturação (ZANOTELLI, 2002).

a) Euglenófitos

A presença de flagelados como *Euglena sp* está relacionada com altas concentrações de matéria orgânica presente nas lagoas e que esta utiliza somente amônia como fonte de nitrogênio. Sua distribuição depende mais da elevada concentração deste composto que da matéria orgânica.

König (2000) avaliou as variações da biomassa em função da carga do efluente variando de 35 a 116 Kg DBO₅/ha.dia, concluindo que os euglenófitos estão relacionados a altas concentrações do esgoto, porém não se aplicando a todas elas, evidenciando que as variações destas concentrações não interferem na *Euglena sp* e principalmente na *Chlorogonium sp*, ao contrário dos outros euglenófitos que aumentaram com a intensificação da carga. Esta diminuição dos gêneros dos euglenófitos foi acompanhada com o aumento dos gêneros de outros tipos de algas como *Micratinium sp*, *Scenedesmus sp* e *Ankistrodesmus sp*. Este aumento coincide com a redução dos sólidos suspensos, com exceção da alga *Chlorella sp*, que esteve presente em elevado nível nas diversas concentrações estudadas. A diminuição da frequência dos euglenófitos pode estar relacionada com a redução da matéria orgânica, decaindo com isto, a disponibilidade de alimento inclusive amônia. Silva e Mara (1979) verificaram que, com o aumento gradativo da carga orgânica para níveis em torno de 577 Kg DBO/ha.dia, reduziu o número de gêneros para três: *Euglena sp*, *Chlamydomonas sp* e *Pyrobotrys sp*, sendo estes os únicos capazes de sobreviver a cargas com alta concentração.

b) Cianobactérias

As cianobactérias são unicelulares, coloniais ou filamentosas e menos eficientes na produção de oxigênio. Diferem das bactérias por apresentarem núcleo celular, reprodução sexuada e plastos ou cromatóforos contendo os pigmentos fotossintetizantes. Predominam, geralmente, nas lagoas com valores de pH próximo do neutro ou tendendo ao alcalino, cujas águas possuem temperaturas mais elevadas (acima de 30°C) e onde ocorre uma deficiência ou desequilíbrio de nutrientes (principalmente nitrogênio). Por possuírem vacúolos ou pseudovacúolos de gás em suas células, este tipo de alga flutua na superfície do líquido, dificultando, assim, a penetração de luz na água e elas são capazes de produzir substâncias inibidoras para o crescimento de outras algas ou tóxicas para o zooplâncton (ZULKIFLI, 1992). Normalmente, quando se decompõem, exalam maus odores.

c) Algas diatomáceas

As diatomáceas são organismos em geral unicelulares e componentes importantíssimos do fitoplâncton. Elas são a fonte alimentar primária para a fauna aquática. Frequentemente ocorrem quantidades excepcionais de indivíduos em pequenas áreas. As diatomáceas diferem de outras crisófitas (algas pardas) pela ausência de flagelos e pela parede celular peculiar (dividida em duas metades). A parede celular é composta por sílica, a qual é adicionada por proteínas e polissacarídeos. Mesmo após a morte da célula e o desaparecimento dos compostos orgânicos, a estrutura externa (frústula) frequentemente permanece, comprovando que o componente silicoso é responsável pela rigidez da célula (MADIGAN et al., 2004). As duas metades da frústula encaixam-se uma na outra. Através da microscopia eletrônica evidenciou-se que as finas estrias de suas paredes celulares são compostas de um grande número de pequenos poros, depressões ou canalículos com formas complexas, que conectam o protoplasma do interior da célula com o exterior.

Com base na simetria, reconhecem-se dois tipos de diatomáceas: penadas (com simetria bilateral) e cêntricas (com simetria radial). As cêntricas possuem uma proporção superfície/volume maior que as penadas e por tanto, flutuam com maior facilidade (RAVEN et al., 1996). A presença de diatomáceas indica eficiência do tratamento (BRANCO, 1978).

d) Algas clorofíceas

As clorofíceas constituem o grupo mais diversificado de todas as algas. A clorofila contida em suas células confere às águas uma cor verde, mais escura à medida que a concentração em biomassa aumenta. São organismos microscópicos de tamanho inferior a 20 µm, às vezes são solitárias, outras estão em colônias formadas por quatro células, como por exemplo *Scenedesmus quadricauda* (SEVRIN-REYSSAC et al., 1995).

Um dos gêneros mais importantes de clorofíceas é o gênero *Chlorella sp.* Vive em ambientes poluídos por matéria orgânica ou ricos em sais minerais, sendo frequentes em lagoas de estabilização (BRANCO, 1978). Produz amido de maneira muito similar à observada em plantas superiores. Contrariamente, algas de outros grupos produzem uma variedade de compostos de reserva, alguns de natureza polimérica e outros na forma de monômeros livres (MADIGAN et al., 2004).

Os indivíduos de *Chlorella sp.* são mais arredondados e frequentemente menores que as *Chlamydomonas sp.* Na natureza, esta alga está amplamente distribuída em água doce, salgada e no solo. Indivíduos de *Chlamydomonas sp.* são capazes de se movimentarem em direção à luz de intensidades adequadas (RAVEN et al., 1996) e de crescerem em presença de

altas cargas orgânicas e sobreviver em condições anaeróbias (KÖNIG, 2000). *Scenedesmus sp* são algas de superfície (BRANCO, 1978).

As clorofíceas indicam uma boa condição de funcionamento das lagoas; estão sempre associadas a pH elevado e a um meio líquido balanceado em nutrientes (ZULKIFLI, 1992).

As algas podem produzir toxinas com ação bactericida, destacando a clorelina sintetizada pela *Chlorella sp* como uma das mais conhecidas (BASSÈRES, 1990).

Oswald (1988b) relaciona a interferência das variações da temperatura no comportamento das algas. Destaca que 20°C é a melhor faixa de desenvolvimento para o gênero *Chlorella sp*, 30°C para *Spirulina sp* e 32°C para *Dunaliella sp*. A temperatura referente à massa líquida está associada à radiação solar; daí a relação entre temperatura e clorofila *a*.

Zanotelli (2002) mostrou que em lagoas facultativas, com dejetos de suínos, as clorofíceas se apresentaram em maior número de espécies e dentre estas, a espécie *Chlorella vulgaris* foi a mais abundante.

Canovas et al. (1996) observaram que *Scenedesmus sp* e *Chlorella sp* foram as unidades taxonômicas predominantes em lagoas de alta taxa, com esgoto doméstico. No inverno e primavera as algas dominantes foram *Scenedesmus sp*; no outono, *Chlorella sp* dominou com *Pediastrum sp* e *Chloromonas sp*, e no verão dominou *Microcystis sp*. Outras espécies observadas foram: *Ankistrodesmus sp*, *Chloridella sp*, *Euglena sp*, *Golenkinia sp* e *Kirchneriella sp*.

Rodrigues et al. (2002) avaliou o desenvolvimento de *Chlorella minutíssima* com concentração de DQO de 280 mg/L. O tratamento de dejetos suínos, com tempo de detenção hidráulica de 12 dias, combinado com atividade bacteriana e algal, mostrou boa eficiência na remoção de nitrogênio, fósforo, SS, DQO e turbidez.

2.3.3. Quantificação da biomassa algal

A quantificação da biomassa das algas presentes nas lagoas de estabilização é estimada por meio de métodos indiretos, que incluem peso úmido e seco dos microrganismos em um volume conhecido da amostra, ou por métodos diretos como a enumeração direta dos microrganismos e a extração e quantificação da concentração da clorofila *a*.

Em todos os organismos que produzem oxigênio durante a fotossíntese, a clorofila *a* está envolvida no processo. Esta é encontrada nos cloroplastos de todos estes organismos (exceto cianobactérias, nas quais os cloroplastos estão ausentes) (RAVEN et al., 1996).

A determinação da concentração da clorofila *a* é o método mais comum para estimativa da biomassa das algas. Todas as plantas têm clorofila, que corresponde de 1 a 2% do peso seco da alga planctônica e outros pigmentos como clorofila *b* e *c*, xantofilas, ficobilinas e carotenos. O uso freqüente das concentrações de clorofila *a* em estudos do fitoplâncton tem como base a simplicidade e a reprodutibilidade dos métodos de determinação (APHA, 1998; KÖNIG, 2000).

A clorofila *a* é utilizada para expressar a biomassa algal, pois é o principal pigmento que constitui as células fitoplanctônicas e caracteriza a variável fotossintética. A clorofila *a* é melhor indicador da atividade fotossintética do que o biovolume (ZULKIFLI, 1992). Apresenta uma função primordial na fotossíntese: ela é elaborada logo que a intensidade luminosa aumenta.

A clorofila *a* permite caracterizar o estado fisiológico da população fitoplanctônica. Produtos importantes da degradação da clorofila são encontrados em ambientes aquáticos como clorofilídeos, feoforbídeos e feofitina. A presença ou ausência de vários pigmentos fotossintéticos é usada, entre outros feitos, para separar o maior grupo algal. Vários métodos são empregados para determinar a concentração da clorofila *a*: espectrofotométrico, fluorimétrico, cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC) (APHA, 1998).

König (2000) observou flutuações nas concentrações de clorofila *a* relacionadas com o movimento das algas ao longo da coluna de água e sua estratificação em diferentes zonas devido a influência da temperatura e da radiação solar. Foi verificado também que o aumento da carga orgânica nas lagoas causou uma redução da biomassa algal. A diminuição da concentração da clorofila *a* estaria também relacionada com outros fatores, como o aumento da concentração em amônia, sulfetos e turbidez.

Os níveis de clorofila *a* revelam as flutuações devido à variação sazonal da radiação solar e também a alternância de florescimentos do fito e zooplâncton nas lagoas.

Chen et al. (2003) observaram que a dominância de espécies algais em lagoa de alta taxa foi diferente em cada estação do ano, dependendo da radiação solar, temperatura, nutrientes e presença de predadores. As observações microscópicas mostraram *Fragilaria sp*, *Euglena sp* e *Chlorella sp* na primavera, *Micractinium sp* no verão, *Cyclotella sp* no outono e *Navícula sp* no inverno. No período quente (verão) a concentração de clorofila *a* (2.500 µg/L) foi quatro vezes superior aos outros períodos.

Canovas et al. (1996) constataram que o máximo de clorofila *a* foi observado no início da primavera e outono com picos de 5.700 µg/L. No verão a diminuição dos níveis de clorofila ocorreu devido à herbivoria do fitoplâncton pelos cladóceros (primeiro ano),

copépodes e ostrácodes (segundo ano). Devido ao ambiente extremamente eutrófico, a diversidade fitoplanctônica foi restrita (3-12 *taxa*).

O Quadro 2.2 apresenta resultados das concentrações de clorofila *a* obtidos por autores em diversos tipos de lagoas e cargas orgânicas.

Quadro 2.2. Resultados das concentrações de clorofila *a* em diferentes tipos de lagoas, carga orgânica aplicada e despejo.

Autor	Clorofila <i>a</i> (µg/L)	Carga orgânica	Tipo de lagoa	Tipo de despejo	País
Bassères (1990)	2855	--	--	dejetos suínos	França
Moersidik (1992)	2000 1000	555Kg DQO/ha.dia 105Kg DQO/ha.dia	alta taxa facultativa	doméstico	França
Zulkifli (1992)	1340	--	alta taxa	doméstico	França
Sambuco et al. (2002)	33-1000	200 - 812 Kg DBO ₅ /ha.dia	Facultativa “step fed”	doméstico	França
Soares e Bernardes (2001)	367-661 527-895 575-716	190Kg DBO ₅ /ha.dia 64 Kg DBO ₅ /ha.dia 262Kg DBO ₅ /ha.dia	facultativa maturação maturação	doméstico	Brasil
Zimmo et al. (2002)	270-2390 42-157	189-211 DBO ₅ /ha.dia	Com algas Com macrófitas	doméstico	Palestina
Zanotelli (2002)	860-996	470Kg DQO/ha.dia	facultativa	dejetos suínos	Brasil
Chen et al. (2003)	625-2500	--	alta taxa	doméstico	China
Diniz et al. (2003)	2700	--	natural	escoamento superficial	Brasil
Nascimento et al. (2000)	1728 2343	--	alta taxa (TDH=3d) alta taxa (TDH=6d)	doméstico	Brasil

As diversas populações que constituem uma biocenose podem ser definidas quantitativamente por um conjunto de descritores que considera a importância numérica das espécies que as comporta.

A quantificação das espécies que compõem os efetivos de cada população descreve a estrutura de toda biocenose através de parâmetros tais como a densidade total, a riqueza de espécies, o índice de Jaccard, o índice de ocorrência de espécies e a diversidade de espécies.

A densidade relativa de uma espécie (D_r) é o número de indivíduos desta espécie presente na amostra (N_a) em relação ao número total de indivíduos (N). A riqueza de espécies ou taxonômica (S) da população é o número de unidades taxonômicas recolhidas a cada amostra (ODUM, 1983). Zulkifli (1992) obteve, em lagoas de alta taxa, densidades relativas de 10^6 - $3,4 \times 10^9$ cél/L e 3×10^6 - $2,8 \times 10^9$ cél/L.

O índice de Jaccard é frequentemente empregado para mostrar o grau de afinidade cenótico entre duas amostras. Este índice considera a presença ou ausência de espécies sem considerar a quantidade de microrganismos (MARGALEF, 1983). Zulkifli (1992) obteve índice de Jaccard de 60% em lagoas de alta taxa para tratamento de esgoto doméstico.

A utilização do índice de ocorrência de espécies e de densidades relativas permite estabelecer uma hierarquia de espécies em função de sua importância nas amostras. Pelo índice de ocorrência de espécies, as espécies planctônicas são separadas em grupos segundo sua frequência em: ausentes, raras, pouco frequentes, frequentes ou permanentes. Este índice fornece uma informação complementar da riqueza de espécies, indicando a capacidade temporal de acolhimento de cada lagoa segundo as diferentes espécies presentes (ZULKIFLI, 1992).

A produtividade da biomassa algal é influenciada por: energia solar recebida, disponibilidade de substâncias nutritivas, profundidade da lagoa, tempo de residência e a temperatura. Em um sistema alimentado por águas residuárias, a luz tem frequentemente um papel de fator limitante e a produtividade é uma função aproximadamente linear da energia solar total recebida (OSWALD, 1988a). Fallowfield et al. (1992) obtiveram produtividade de $<10\text{gSS/m}^2/\text{dia}$ e $>20\text{gSS/m}^2/\text{dia}$ em experimentos realizados na França e na Escócia, enquanto Garcia et al. (2002) obtiveram produtividade de $12,7\text{gSS/m}^2/\text{dia}$ e $14,8\text{gSS/m}^2/\text{dia}$ em lagoas de alta taxa.

O Quadro 2.3 apresenta resultados dos índices ecológicos: densidade total, riqueza de espécies, índice de Jaccard e produtividade algal, obtidos por diferentes autores.

Quadro 2.3. Resultados dos índices ecológicos obtidos por diferentes autores em lagoas.

	Densidade total	Riqueza de espécies	Índice de Jaccard	Produtividade algal	País
Zulkifli (1992)*	$10^6-3,4 \times 10^9 \text{cél/L}$ e $3 \times 10^6-2,8 \times 10^9 \text{cél/L}$	3-15	60%	150-50PF/m ² /dia lagoa A 10-25PF/m ² /dia lagoa B	França
Fallowfield et al. (1992)*	--	--	--	$<10\text{gSS/m}^2/\text{dia}$ $>20\text{gSS/m}^2/\text{dia}$	França Escócia
Leitão (1995)	$17,4 \times 10^6 \text{L}$	27	--	--	França
Domitrovic et al. (1998)	$0,3-4,7 \times 10^6 \text{ind/cm}^2$	137	--	--	Argentina
Zanotelli (2002)	10^{11}ind/mL	--	--	--	Brasil
García et al. (2002)*	--	--	--	$12,7\text{gSS/m}^2/\text{dia}$ lagoa A $14,8\text{gSS/m}^2/\text{dia}$ lagoa B	Espanha
Maizonave et al. (2004 e 2005)	10^3-10^4org/mL	35	--	--	Brasil
Cruz et al. (2005)	$0-8 \times 10^6 \text{ind/mL}$	--	--	--	Brasil

PF=peso fresco; SS=sólidos suspensos totais.

*Experimento realizado em lagoa de alta taxa

3.MATERIAIS E MÉTODOS

3.1.Unidades experimentais

O presente trabalho foi realizado na Unidade Experimental de Tratamento de Dejetos Suínos – UNETDS, da EMBRAPA - Suínos e Aves, localizada no município de Concórdia/SC. A cidade de Concórdia está situada na região oeste do Estado de Santa Catarina, na latitude de 27°14'03" e longitude de 52°01'40", distante 556 Km da capital do Estado, Florianópolis, com uma altitude de 568 m acima do nível do mar. A Figura 3.1 apresenta a localização da cidade de Concórdia.

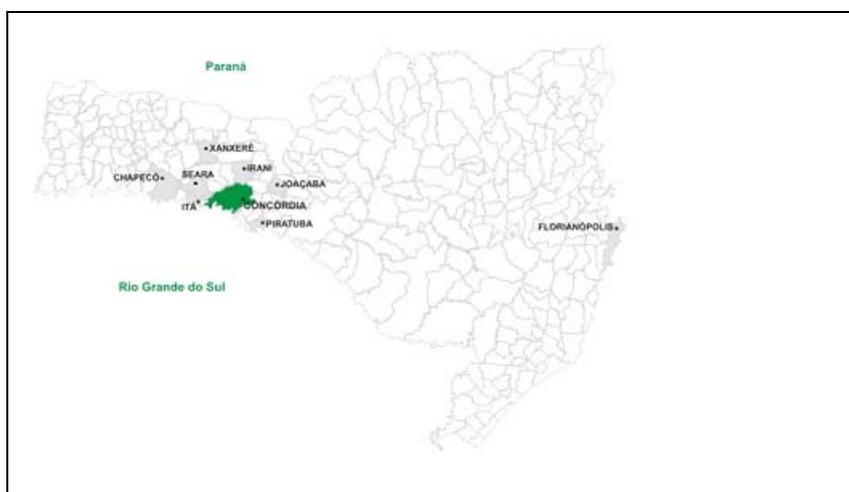


Figura 3.1. Mapa de localização da cidade de Concórdia, SC.

O sistema para o tratamento de dejetos suínos era constituído por um equalizador de vazão, um decantador de palhetas com fluxo ascendente, para a separação de fases sólido-líquido dos dejetos, duas lagoas anaeróbias (ANA1 e ANA2), como tratamento primário; uma lagoa de alta taxa algal (LAT), como tratamento secundário; e duas lagoas de maturação (LM1, LM2) e uma lagoa de aguapés (LAG), como tratamento terciário.

O estudo das lagoas como unidades de tratamento secundário e terciário foi feito inicialmente com a lagoa de alta taxa e a lagoa de maturação com funcionamento em batelada. Em seguida, foi estudada a série de lagoas: alta taxa, maturação e aguapés com funcionamento em contínuo. A Figura 3.2. apresenta um diagrama do sistema de tratamento e a Figura 3.3. mostra fotos das lagoas estudadas.

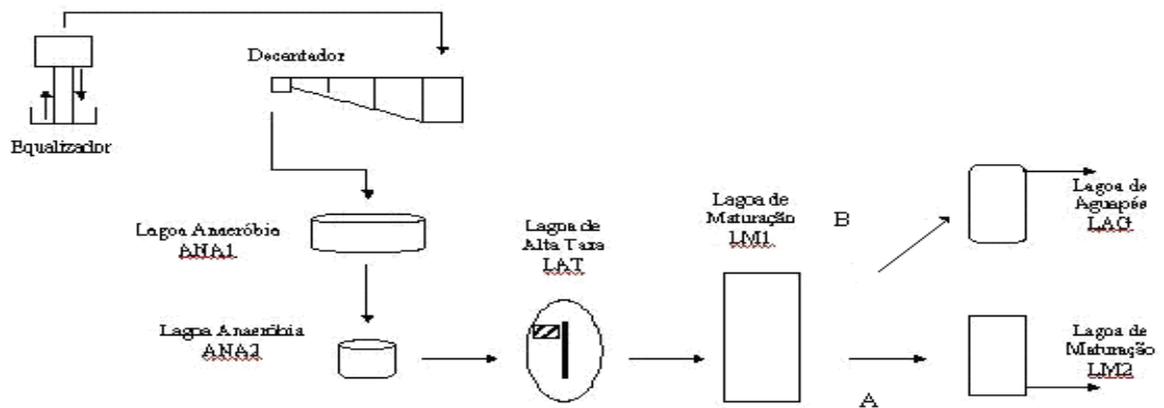
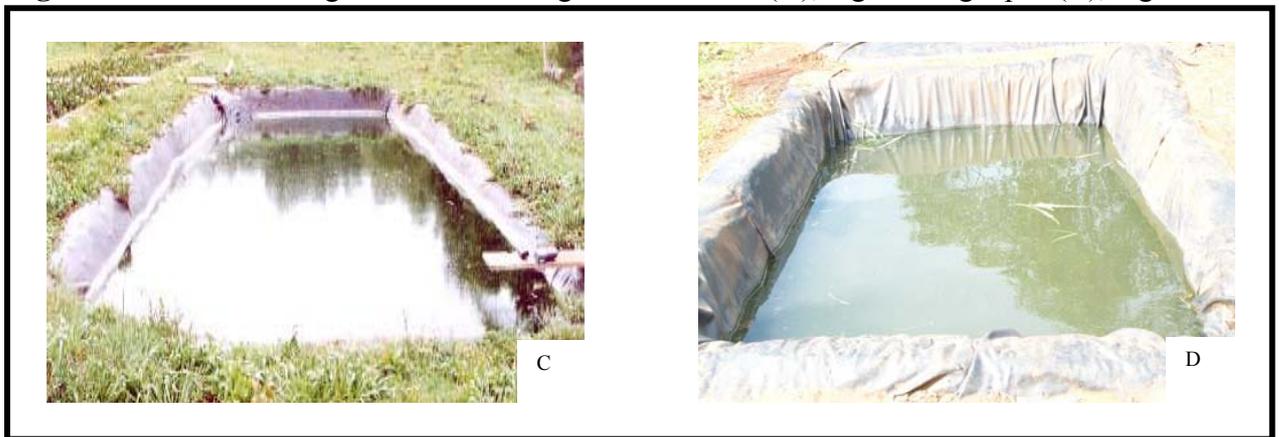


Figura 3.2. Diagrama do sistema de tratamento em contínuo.



Figura 3.3. Fotos das lagoas estudadas: lagoa de alta taxa (A), lagoa de aguapés (B), lagoa de



maturação 1 (C) e lagoa de maturação 2 (D).

A lagoa de alta taxa algal (LAT) (Figura 3.2 A) foi construída em alvenaria, baseada no modelo desenvolvido por Oswald (1963). A lagoa de maturação1 (LM1) (Figura 3.2 C) tinha 12 m de comprimento por 5 m de largura, sendo toda revestida com membrana de PVC (0,8 mm de espessura). A lagoa de maturação 2 (LM2) tinha formato retangular, com dimensões de 3 m de comprimento por 2 m de largura. Também era revestida por uma membrana de PVC (0,8 mm de espessura). A lagoa de aguapés (LAG) era idêntica a LM2 e

foi totalmente ocupada pelos aguapés (*Eichornia crassipes*), 1/3 dos quais eram retirados a cada 20 dias, conforme recomendações de Costa et al. (2003).

A Tabela 3.1. apresenta as dimensões e as condições operacionais das lagoas em fluxo contínuo.

Tabela 3.1. Dimensões e condições operacionais das lagoas em fluxo contínuo.

Lagoa	Profundidade (m)	Área Superficial (m ²)	Volume (m ³)	Vazão (m ³ /d)	TDH (dias)	Carga Volumétrica (gDQO _t /m ³ .d)	Carga superficial (KgDQO _s /ha.d)
LAT	0,50	12,6	6,3	0,60	10,5	57	357
LM1	0,70	60	42	0,60	70	---	32
LM2	0,70	6	3,44	0,20	17,2	---	90
LAG	0,70	6	3,44	0,40	8,6	---	148

3.1.1. Regime de bateladas

As lagoas LAT e LM1 funcionaram em regime de batelada, com duração de 21 dias cada, sendo denominadas B1 para batelada 1 e assim por diante até a B8. Na LAT, a velocidade de mistura da massa líquida foi de 0,15 m/s da B1 até a B5, e de 0,50 m/s da B6 até a B8. A Tabela 3.2 apresenta os períodos dos ensaios em batelada, realizados entre abril e outubro de 2002.

Tabela 3.2. Períodos dos ensaios em batelada em 2002.

Lagoa	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8
LAT	23/04- 10/05	14/05- 31/05	04/06- 21/06	24/06- 12/07	15/07- 02/08	23/08- 11/09	13/09- 20/09	04/10- 25/10
Velocidade da massa líquida	0,15 m/s	0,15 m/s	0,15 m/s	0,15 m/s	0,50 m/s	0,50 m/s	0,50 m/s	0,50 m/s
LM1	14/05- 31/05	04/06- 21/06	24/06- 12/07	15/07- 02/08	23/08- 11/09	13/09- 20/09	04/10- 25/10	-----

No sistema em batelada, a cada 21 dias, os dejetos pré-tratados nas unidades de decantação e lagoas anaeróbias eram enviados para a LAT cujo efluente tratado era enviado para a LM1. Ressalta-se que 1/3 do volume do efluente tratado na batelada anterior nas lagoas LAT e LM1, permaneceu nas mesmas, constituindo um inóculo, como recomendado por Silva (1996) e 2/3 do volume das lagoas eram renovados. O período de 21 dias para as bateladas baseou-se nos estudos efetuados por Costa et al. (2000b e 2002). Para a escolha das velocidades da massa líquida na LAT utilizaram-se os trabalhos de Picot et al. (1992) e Azov e Shelef (1982).

3.1.2.Regime de fluxo contínuo

No regime de fluxo contínuo, as unidades funcionaram ligadas em série, com uma vazão de 600 L/d, sendo que 1/3 do efluente da LM1 era destinado a LM2 (200 L/d) (formando o Sistema A = LAT + LM1 + LM2) e os 2/3 restantes fluíam para a LAG (400 L/d) (formando o Sistema B = LAT + LM1 + LAG). A LAT funcionou com velocidade de mistura da massa líquida de 0,50 m/s. O funcionamento do sistema em fluxo contínuo iniciou-se em fevereiro/2003 e se estendeu até outubro/2003.

3.1.3.Alimentação e monitoramento das lagoas

Os dejetos brutos eram provenientes do sistema de produção de suínos com capacidade para 24 matrizes, em ciclo completo, localizado junto à unidade experimental de tratamento de dejetos da UNETDS na EMBRAPA – Suínos e Aves.

O sistema de tratamento era alimentado diariamente, pela manhã e/ou tarde, com os dejetos das instalações do sistema de produção de suínos, os quais eram misturados no equalizador através do acionamento de uma bomba submersa e conduzidos por gravidade até o decantador. Neste ocorria a separação de fases sólido-líquido dos dejetos. Os sólidos sedimentados eram retirados diariamente e enviados à compostagem.

Durante o período das bateladas, o decantador e as lagoas ANA1 e ANA2 funcionavam em contínuo, sendo o efluente produzido nesta série encaminhado para um outro sistema de lagoas em escala real localizado na mesma unidade experimental (UNETDS).

As coletas das amostras, para as análises físico-químicas, foram realizadas semanalmente no sistema em batelada e quinzenalmente no sistema em contínuo, sempre às 9h00min. Durante as bateladas, as amostras foram coletadas no meio das lagoas. Em fluxo contínuo, as amostras foram coletadas na entrada e na saída das lagoas, sendo que os dados obtidos nas amostras coletadas nas saídas das lagoas são os mesmos considerados como entradas das lagoas subsequentes.

As amostras para análise microscópica (250 mL) e para a concentração de clorofila *a* foram coletadas semanalmente no sistema em batelada e quinzenalmente no sistema em contínuo, em diferentes profundidades: superfície (0,10 m), meio (0,25 m) e fundo (0,48 m) das lagoas secundária (LAT) e terciárias (LM1, LM2 e LAG). Para tal utilizou-se um tubo de PVC com sistema de “abre-fecha” em uma das extremidades.

O monitoramento do sistema foi efetuado através de medidas efetuadas em campo (*in situ*); medidas meteorológicas; análises físico-químicas, bacteriológicas e microscópicas das amostras coletadas nas lagoas:

- medidas efetuadas *in situ*: temperatura da massa líquida, oxigênio dissolvido e pH.
- medidas meteorológicas: temperatura do ar, precipitação, umidade relativa do ar (fornecidas pela EMBRAPA) e radiação solar (fornecida pela EPAGRI).
- variáveis físico-químicas: Sólidos Suspensos Totais (SS), Demanda Química de Oxigênio total e solúvel (DQOt e DQOs), Demanda Bioquímica de Oxigênio solúvel (DBO₅), Nitrogênio Kjeldahl (NTK), Amônia (N-NH₄), Nitrito (N-NO₂), Nitrato (N-NO₃) e Fósforo Total (PT).
- análises do fitoplâncton e zooplâncton: identificação e quantificação das algas, clorofila *a*, feofitina e bacterioclorofila. O protocolo experimental para medida dos pigmentos é apresentado no Apêndice 1.

3.2.Métodos Analíticos

As análises físico-químicas foram efetuadas no laboratório da EMBRAPA - Suínos e Aves. A contagem e a identificação do plâncton, fixados com lugol (BRANCO, 1978), foram efetuadas no LIMA/ENS/UFSC (Laboratório Integrado de Meio Ambiente/Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/Universidade Federal de Santa Catarina). Foram utilizados os métodos padrões (APHA, 1998) e observadas as determinações dos instrumentos de medida como descritos na Tabela 3.3:

Tabela 3.3. Métodos aplicados na obtenção das variáveis analisadas.

Variáveis	Unidade	Método	Norma
pH	-	pHmetro portátil 8014 HANNA	SM 4500 H+ B
Oxigênio Dissolvido	mg/L	aparelho portátil da HANNA, modelo YSI 55	SM 4500 O G
Temperatura da massa líquida	°C	aparelho portátil da HANNA, modelo YSI 55	SM 4500 H+ B
DQO	mg/L	método da oxidação em meio ácido com dicromato de potássio, microdigestão em refluxo fechado e leituras da absorbância no espectrofotômetro DR-2000 HACH	SM 5220 D
Sólidos em suspensão totais	mg/L	determinados pela diferença entre sólidos totais e sólidos dissolvidos, filtração (membrana de 200 µm) e secagem em estufa	SM 2540
Nitrogênio Total Kjeldahl	mg/L	processo de digestão de amostra com H ₂ SO ₄ , catalisador e destilação do nitrogênio método Kjeldahl	SM 4500 Norg B
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	método Nessler, espectrofotômetro DR-2000 HACH	Vogel (2002)
Nitrito	mg/L	reagente específico; aparelho modelo LR Nitrite – HI 93707 HANNA;	SM 4500 NO ₂ B
Nitrato	mg/L	reagente Cadmium (nutraver 5), espectrofotômetro DR/2000 HACH	SM 4500 NO ₃ E
Fósforo Total	mg/L	espectrofotômetro de UV/VIS 430 nm, método molybdovanadato	SM 4500P C
Fitoplâncton e zooplâncton	x10 ⁴ ind/mL	câmara de Neubauer, microscópio Olympus BX 40 (aumentos de 40 e 100 vezes) acoplado a um sistema analisador de imagens (Image Pro-Plus)	Sedimentação da amostra
Clorofila <i>a</i> e feofitina	µg/L	espectrofotometria	Nusch (1980)
Bacterioclorofila	µg/L	espectrofotometria	Takahashi e Ishimura, (1968, 1970)

SM: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998).

3.3. Variações sazonais

3.3.1. Sazonalidade nas lagoas

Para avaliar o desempenho das lagoas em regime de fluxo contínuo em relação às variações sazonais, dividiu-se o período experimental em duas épocas: boa radiação solar - período **1**: radiação ≥ 80 cal/cm²/dia (fevereiro/março/abril/setembro/outubro) e baixa radiação solar - período **2**: radiação < 80 cal/cm²/dia (maio/junho/julho/agosto), segundo observações de Oswald (1988a), para o qual o crescimento algal em lagoas é favorecido para condições de radiações superiores a 80 – 100 cal/cm²/dia, em 90% do tempo.

3.3.2.Sucessão planctônica

A sucessão planctônica ao longo dos dois períodos foi efetuada utilizando-se os modelos de sucessão desenvolvidos por Sommer (1989) para ambientes naturais e por Canovas et al. (1996) para lagoa de alta taxa, mostrados na Figura A.1, apresentada no Anexo 1.

3.4.Variações nictemerais

Para estudo das variações nictemerais (ao longo de 24 horas) nas lagoas, a coleta das amostras ocorreu entre os dias 11 e 12/09/2003, nos horários das 9:00, 15:30, 21:00 e 4:00 horas, em três profundidades (0,10; 0,25 e 0,48 m).

Para a variação nictemeral, as variáveis físico-químicas e biológicas analisadas foram as mesmas realizadas durante todo o período experimental em contínuo (Tabela 3.3).

3.5.Tratamento estatístico dos dados

a)Estatística descritiva

A estatística descritiva dos dados foi realizada através da planilha eletrônica EXCEL 98 e STATISTICA 6.0 versão 2002 (Statsoft, 2003). Os dados foram submetidos à estatística descritiva para obtenção dos valores de tendência central (média aritmética), desvios-padrões e faixas de variação. Para visualização da tendência central e variabilidade de algumas variáveis analisadas foram obtidos gráficos “Box & Whisker”.

b)Análise em componentes principais

A ordenação em espaço reduzido, designado também sob o nome de posicionamento multidimensional ou ainda de análise de inércia, tem por fim representar um fenômeno multidimensional por um gráfico a duas ou a qualquer dimensão. Estas dimensões são escolhidas de forma a representar a maior variabilidade possível de tabelas de dados; substitui-se desta maneira a informação fornecida por um grande número de variáveis, por um número mais restrito de variáveis novas (MOERSIDIK, 1992).

O método de ordenação em espaço reduzido é a análise em componentes principais (ACP). Este método permite visualizar a informação contida nas tabelas de dados quantitativos. O problema que se põe é de reduzir o número de variáveis necessárias para

descrever os indivíduos perdendo o menos possível de informação. A técnica utilizada em ACP para passar de p a q variáveis ($q < p$) consiste em projetar a nuvem de indivíduos sobre um subespaço de dimensão q , determinado de tal sorte que se deforme o menos possível a nuvem de projeção. Esta deformação é medida pela inércia em torno do novo subespaço. A medida de dispersão de base para os dados quantitativos é a covariância (a covariância é a variância de uma variável com ela mesma). A matriz de dispersão entre variáveis contém a covariância sobre a diagonal principal e as variâncias entre os diferentes pares de variáveis fora desta diagonal. Esta matriz é simétrica; logo que os dados são centrados e reduzidos será uma matriz de correlação. A diagonal desta matriz permite extrair os valores próprios e os vetores próprios correspondentes, que determinam os eixos principais que são os q das novas variáveis, combinação linear dos p variáveis iniciais (MOERSIDIK, 1992).

O comportamento das variáveis químicas, físicas e biológicas em cada lagoa do sistema de tratamento foi estudado em detalhes através da Análise Fatorial – Análise em Componentes Principais, com auxílio do software LHSTAT Estatística (1ª versão, 2004).

A análise em componentes principais é um método linear e fatorial, pois a redução dos números de caracteres não se faz por seleção, mas com a construção de novos caracteres artificiais, obtidos pela combinação dos caracteres iniciais por meio de fatores. Um procedimento de análise fatorial se inicia com poucos componentes principais como fatores. Esses fatores iniciais são modificados através de um processo particular de transformação, denominado de rotação fatorial, de modo a torná-los de fácil apresentação. Neste processo, o primeiro fator é recolocado de maneira que a variância do mesmo seja um máximo. O segundo fator responde por um máximo de variância remanescente, ficando em um ângulo reto em relação ao primeiro. A rotação dos eixos não modifica a configuração dos pontos das variáveis e as cargas fatoriais sobre os novos eixos. A redução da dimensionalidade dos dados só é possível se os p caracteres iniciais não são independentes e possuem coeficientes de correlação não nulos (BOUROCHE & SAPORTA, 1982, citados por ZANOTELLI, 2002).

Devido à complexidade dos processos naturais que ocorrem nas lagoas de estabilização, muitas variáveis físico-químicas são envolvidas para descrever as reações de degradação biológica que nelas ocorrem. Assim, a análise fatorial pode trazer benefícios na interpretação de fenômenos que ocorrem nestas lagoas. Definir combinações lineares entre variáveis e fatores artificiais é uma das mais importantes ferramentas da análise fatorial, técnica estatística multivariada (SILVA Fº et al., 2001).

A análise fatorial é definida por um modelo matemático, descrito por um sistema de equações lineares que envolvem as variáveis originais e os fatores artificiais. A análise

consiste na determinação das variáveis desse modelo linear (fatores de carga) e na representação em diagramas de dispersão ou mapas fatoriais das variáveis originais. Nestes, os eixos que definem o plano são os fatores artificiais e as coordenadas das variáveis são os fatores de carga, coeficientes (de correlação) do modelo, que exprimem a influência de cada variável no fator artificial (OLIVEIRA et al., 2003). Esses fatores são variáveis sintéticas novas e representam certa qualidade das variáveis de um dado grupo. Eles explicam a variância total de todas as variáveis em ordem decrescente (MIHAILOV et al., 2005).

Na análise fatorial foi empregada a técnica de componentes principais para a extração dos fatores artificiais e o critério de Kaiser para a escolha do número de fatores artificiais. Esse critério estabelece que na análise fatorial apenas os fatores artificiais com autovalor maior que a unidade devem ser considerados.

Sete fatores artificiais foram obtidos das análises, adaptado de Silva F^o et al. (2001), levadas ao efeito para as lagoas individuais deste sistema experimental:

- fator de estabilidade do processo aeróbio, descreve a influência principalmente do pH;
- fator remoção de nutrientes, propicia um ambiente adequado para o desenvolvimento de algas e remoção dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) por assimilação biológica;
- fator concentração de material orgânico, indica a necessidade de cuidados com o lançamento de efluentes em corpos receptores, devido a insuficiente remoção de matéria orgânica ou excesso de sólidos suspensos que apresentam altas correlações com as variáveis DBO₅, DQO e às vezes com sólidos suspensos, coliformes fecais e clorofila *a*;
- fator aerobicidade, retrata o saldo positivo do oxigênio (OD) na lagoa, representando a produtividade de oxigênio do fitoplâncton; pode estar correlacionado com a radiação;
- fator crescimento algal (fitoplâncton), correlacionado com a clorofila *a*, podendo estar associado a DBO₅, DQO, sólidos suspensos, oxigênio dissolvido e pH, indica uma produção inerente ao sistema;
- fator temperatura, relacionado à influência da temperatura na velocidade das reações bioquímicas que são processadas na lagoa e no ciclo diário de estratificação e mistura, que exerce influência na intensidade do contato entre os microrganismos e a massa líquida. Pode apresentar boa correlação com a radiação solar;
- fator condições climáticas, descreve a importância de condições ambientais, tais como umidade, chuva (precipitação) e vento, que interferem na dinâmica dos sistemas biológicos.

Para cada lagoa analisada foram obtidas séries de autovalores com números iguais aos das variáveis estudadas, sendo escolhidas as componentes principais (2 a 3) que explicam a

maior parte da variância, e com essas componentes ortogonais foram feitas representações da distribuição das variáveis em espaços bidimensionais.

Os coeficientes de correlação permitem interpretar os fatores artificiais, pois as variáveis de maior influência no processo apresentam os mais altos coeficientes de correlação com os fatores artificiais. Os coeficientes de correlação também representam as coordenadas das variáveis no espaço multidimensional definido pelos fatores artificiais (diagramas de dispersão, mapa fatorial), os quais constituem os eixos que definem esse espaço (ordenadas e abscissas).

3.6. Avaliação do plâncton

3.6.1. Quantificação da biomassa planctônica

a) Densidade relativa e riqueza de espécies

A densidade relativa foi calculada pela equação 3.1 (ODUM, 1983):

$$Dr = Na / N * 100\% \quad (3.1)$$

Onde:

Dr = densidade relativa;

Na = número de indivíduos da espécie presentes na amostra;

N = número total de indivíduos.

A riqueza de espécies (S) ou diversidade da população é o número de unidades taxonômicas recolhidas a cada amostra.

b) Índice de Jaccard

O índice de Jaccard foi calculado pela equação 3.2 (MARGALEF, 1983):

$$C = \{Sab / (Sa + Sb) - Sab\} * 100\% \quad (3.2)$$

Onde :

Sa = riqueza de espécies da amostra a;

Sb = riqueza de espécies da amostra b;

Sab = número de espécies comuns nas duas amostras.

c) Índice de ocorrência de espécies

O índice de ocorrência de espécies e a frequência de espécies (F) nas amostras de cada lagoa foram calculados segundo a equação 3.3 (ZULKIFLI, 1992):

$$IOE = P_i/P * 100\% \quad (3.3)$$

Onde:

IOE = índice de ocorrência;

P_i = número de frequência da espécie *i* nas amostras;

P = número total de amostras.

As espécies planctônicas foram separadas em grupos segundo sua frequência:

- espécies ausentes: não encontradas nas amostras;
- espécies raras: presentes em menos de 25% das amostras;
- espécies pouco frequentes: presentes entre 26 – 50% das amostras;
- espécies frequentes: presentes entre 51 – 90% das amostras;
- espécies permanentes: presentes em mais de 90% das amostras.

d) Coeficiente de variação

Os coeficientes de variação (CV) para a clorofila *a* e o fitoplâncton (clorofíceas) foram determinados segundo a equação 3.4 (HÅKANSON et al., 2003):

$$CV = \text{desvio padrão} / \text{média} \quad (3.4)$$

3.6.2. Produtividade da biomassa algal

A produtividade da biomassa algal foi calculada utilizando-se o modelo desenvolvido por Oswald (1988a) apresentado na equação 3.5 e o modelo probabilístico desenvolvido por Fallowfield et al. (1992) apresentado na equação 3.6, para o crescimento algal (produtividade fotossintética) utilizando medidas da clorofila *a*.

$$Pr = d * C/\varnothing \quad (3.5)$$

Onde:

Pr = produtividade da biomassa algal (gSS/m²/dia);

d = profundidade da lagoa (m);

C = concentração algal, medida pelos SS (mg/L);

\emptyset = tempo de residência (dias).

A produtividade da biomassa algal (Pr) utilizando a clorofila *a* é calculada por:

$$Pr = \{(Chl\ a_A - Chl\ a_E) * V\} * 40/\emptyset * A \quad (3.6)$$

Onde:

Pr = produtividade da biomassa algal (g/m²/dia),

Chl *a*_A = concentração de clorofila *a* afluenta,

Chl *a*_E = concentração de clorofila *a* efluente,

V = volume da lagoa (m³),

\emptyset = tempo de residência (dias),

A = área da lagoa (m²).

A produtividade da biomassa algal (Pr) corresponde a produção fotossintética aproximada já que há fatores que interferem como: predação por zooplâncton, morte celular (provavelmente o mais significativo) e a variação do conteúdo de clorofila *a* nas células.

Os resultados obtidos com o modelo da equação 3.6 foram comparados com a produtividade calculada pelo modelo de Oswald (1988a) (equação 3.5).

A dificuldade de modelagem da produtividade da biomassa algal em lagoas de alta taxa foi relatada por Mesplé et al. (1995a), tendo em vista a determinação da relação funcional entre o fitoplâncton e o zooplâncton. Há a formação de inúmeras combinações, o que dificulta a modelagem. Porém, quando a lagoa tem baixa concentração de zooplâncton, não há diferença no cálculo da clorofila *a* e a modelagem pode ser efetuada sem erros.

3.7. Remoção de nutrientes

3.7.1. Eficiência de remoção

Para avaliar a remoção de nutrientes (NTK, N-NH₄, PT) nas lagoas, foram utilizadas as equações 3.7 e 3.8 propostas por Shelef et al. (1980):

$$N_{ef} = N_{af} - (N_b + N_{ev} + N_{sed}) \quad (3.7)$$

$$P_{ef} = P_{af} - (P_b + P_{sed} + P_{floc}) \quad (3.8)$$

Onde:

N_{ef} e P_{ef} = concentração de nitrogênio e fósforo do efluente da saída final;

N_{af} e P_{af} = concentração de nitrogênio e fósforo na entrada da lagoa;

N_b e P_b = remoção de nitrogênio e fósforo na lagoa por assimilação biológica;

N_{sed} = concentração de nitrogênio removido por sedimentação sob a forma complexa $MgNH_4PO_4$;

P_{sed} = concentração de fósforo removido por sedimentação sob a forma estável de $Ca_3(PO_4)_2$;

N_{ev} = concentração de nitrogênio removido por volatilização;

P_{floc} = concentração de fósforo removido por floculação, conseqüência eventual da agitação e adição de flocculantes.

Os valores de N_{sed} e P_{sed} não foram medidos no presente estudo devido à dificuldade em realizar amostragem correta e representativa. P_{floc} só é considerado quando se usa um flocculante, sendo então desprezado nos cálculos.

Para lagoas facultativas e/ou aeróbias fitoplanctônicas, N_b e P_b são estimados por análises ou avaliados a partir da velocidade de produção da biomassa com as equações 3.9 e 3.10 (SHELEF et al., 1980):

$$N_b = \frac{P_r \cdot \emptyset}{d \cdot Y_N} \quad (3.9)$$

$$P_b = \frac{P_r \cdot \emptyset}{d \cdot Y_P} \quad (3.10)$$

onde:

N_b e P_b = remoção de nitrogênio e fósforo na lagoa por assimilação biológica;

P_r = produtividade da biomassa algal ($g/m^2/dia$);

\emptyset = tempo de residência (dias);

d = profundidade da lagoa (m);

Y_N e Y_P = coeficientes de produção da biomassa (mg de biomassa produzida por mg de nitrogênio ou fósforo fixado por assimilação biológica), estimados em $Y_P = 59,4$ e $Y_N = 10,7$

As eficiências de remoção de nitrogênio e fósforo são expressas pelas equações 3.11 e 3.12:

$$E_{NR} = \frac{(N_{af} - N_{ef})}{N_{af}} \times 100\% \quad (3.11)$$

$$E_{PR} = \frac{(P_{af} - P_{ef})}{P_{af}} \times 100\% \quad (3.12)$$

Onde:

E_{NR} e E_{PR} = eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo, respectivamente.

No afluente e efluente das lagoas, foram determinados os percentuais das formas nitrogenadas, segundo metodologia empregada por Chen et al. (2003) e Oliveira (2002), apresentados na forma de gráficos de setores, conforme equação 3.13:

$$NT = NTK + N-NO_2 + N-NO_3 \quad (3.13)$$

Sendo:

$$NTK = Norg + N-NH_4 \quad (3.14)$$

Onde:

NT = concentração de nitrogênio total (mg/L);

NTK = concentração de nitrogênio total Kjeldhal (mg/L);

N-NO₂ = concentração de nitritos (mg/L);

N-NO₃ = concentração de nitratos (mg/L);

Norg = concentração de nitrogênio orgânico (mg/L);

N-NH₄ = concentração de nitrogênio amoniacal (mg/L).

O balanço de nutrientes permite avaliar as formas e concentrações de entrada no afluente, transformações ocorridas e perdas no efluente. As diferentes formas de nitrogênio foram expressas em percentagem da concentração total do nitrogênio no afluente.

3.7.2. Balanço de massa

Para os cálculos do balanço de massa dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) foram utilizadas as equações 3.15 a 3.20:

$$N \text{ aplicado} = N_{af} * Q \quad (3.15)$$

$$PT \text{ aplicado} = P_{af} * Q \quad (3.16)$$

Onde:

N_{af} = concentração de nitrogênio na entrada da lagoa (g/m³);

P_{af} = concentração de fósforo na entrada da lagoa (g/m³);

Q = vazão na lagoa (m³/dia).

$$\text{Nitrogênio removido} = (N_{af} - N_{ef}) * Q \quad (3.17)$$

$$\text{Fósforo removido} = (P_{af} - P_{ef}) * Q \quad (3.18)$$

Onde:

N_{ef} e P_{ef} = concentração de nitrogênio e fósforo do efluente da saída final;

N_{af} e P_{af} = concentração de nitrogênio e fósforo na entrada da lagoa;

Q = vazão na lagoa (m^3/dia).

A quantidade diária de amônia removida (g/dia) por meio da “nitrificação/desnitrificação + sedimentação” (esta última não foi medida) foi calculada subtraindo-se a quantidade total removida menos a removida por volatilização e assimilação algal, segundo Aguirre et al. (2004), conforme equação (3.19):

$$N \text{ (nitrif./desnitrif. + sed.)} = [(N_{af} - N_{ef}) - N_b - N_{ev}] * Q \quad (3.19)$$

Onde:

N_{af} = concentração de nitrogênio na entrada da lagoa;

N_{ef} = concentração de nitrogênio no efluente da saída final;

N_b = remoção de nitrogênio na lagoa por assimilação biológica;

N_{ev} = concentração de nitrogênio removido por volatilização;

Q = vazão na lagoa (m^3/dia).

Para o cálculo da concentração de nitrogênio removido por volatilização (N_{ev}) foram considerados 10% sobre a remoção de amônia total, segundo Metcalf e Eddy (2003), e igualmente Aguirre et al (2004) que obtiveram no máximo 10% de remoção de amônia por volatilização em lagoas de alta taxa com dejetos suínos.

$$\text{Remoção de PT por sedimentação} = [(P_{af} - P_{ef}) - P_b] * Q \quad (3.20)$$

Onde:

P_{af} = concentração de fósforo na entrada da lagoa;

P_{ef} = concentração de fósforo no efluente da saída final;

P_b = remoção de fósforo na lagoa por assimilação biológica;

Q = vazão na lagoa (m^3/dia).

A remoção específica de nutrientes em cada lagoa foi calculada segundo a equação 3.21:

$$\text{Remoção específica} = \text{nutriente removido} / A \quad (3.21)$$

Onde:

Nutriente removido = nitrogênio ou fósforo removido (g/dia);

A = área da lagoa (m^2).

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. Regime de bateladas

4.1.1. Condições meteorológicas

Analizou-se o desempenho das lagoas LAT e LM1, funcionando em regime de bateladas, através da variação das principais variáveis medidas para a primeira etapa do estudo. Com o objetivo de avaliar a interferência das variações climáticas no desempenho dessas, foram registrados os valores médios da radiação solar, a velocidade do ar, a precipitação, a umidade, a temperatura do ar e a insolação. As condições meteorológicas durante o período monitorado são apresentadas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1. Valores médios das condições meteorológicas durante o período monitorado (abril-outubro/2002).

LAT Bateladas	LM1 Bateladas	Período	Radiação (cal/cm ² /dia)	Velocidade do vento (m/s)	Precipitação (mm)	Umidade (%)	T média ar (°C)	Insolação (hh:mm)
B1	--	Abril	78,47	1,8	109	77,5	21,81	172:05
B2	B1	Mai	58,3	1,4	186	81,8	17,5	151:45
B3/B4	B2/B3	Junho	41,44	1,5	150	83	15,32	90:05
B4/B5	B4	Julho	51,2	1,6	92	84,2	13,33	120:15
B6	B5	Agosto	61,37	1,7	153	78,6	16,77	143:05
B6/B7	B5/B6	Setembro	82,37	1,6	219	75,5	15,61	170:40
B8	B7	Outubro	77,36	1,8	277	79,8	20,83	88:40

A radiação solar ficou compreendida entre 41 e 82 cal/cm²/dia, sendo os meses de inverno (maio a agosto) aqueles que apresentaram menores valores de radiação. Os meses de maior insolação foram abril e setembro.

A velocidade do vento variou entre 1,4 e 1,8 m/s. Durante as B7 e B8 na LAT ocorreram as maiores precipitações pluviométricas mensais ao longo do período de estudo em sistema de batelada, sendo o inverso para a B5, quando ocorreu uma maior umidade do ar (84,2%) e menor temperatura média do ar (13,3°C).

4.1.2. Avaliação das variáveis físico-químicas

A Tabela 4.2 apresenta uma síntese dos resultados médios e desvio-padrão para as variáveis de estudo (temperatura, pH e OD), obtidas ao longo das bateladas: LAT B1 a B5

com velocidade das pás do misturador da lagoa de 0,15 m/s; B6 a B8 com velocidade de 0,50 m/s. No Apêndice 2 são apresentados os gráficos correspondentes para as variáveis monitoradas.

Tabela 4.2. Resultados médios obtidos no sistema em batelada para as variáveis: temperatura, pH e OD.

	LAT	LAT	LAT	LAT	LAT	LAT	LAT	LAT	LM1	LM1	LM1	LM1	LM1	LM1	LM1
	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7
n	7	7	9	9	9	9	9	9	7	9	9	9	9	9	9
T (°C)	19,62 ±1,77	17,54 ±1,8	16,96 ±1,0	13,64 ±2,8	14,5 ±3,0	12,9 ±2,6	15,9 ±1,9	20,6 ±2,2	17,62 ±1,3	17,28 ±0,7	13,9 ±2,3	14,95 ±2,2	13,8 ±2,1	16,8 ±1,7	22,6 ±1,7
pH	7,50 ±0,6	7,36 ±0,7	6,53 ±0,3	6,50 ±1,3	6,70 ±1,2	5,30 ±0,4	6,10 ±1,0	5,70 ±0,6	8,32 ±0,5	8,66 ±0,3	8,70 ±0,2	8,90 ±0,1	10,8 ±0,2	10,60 ±0,3	10,8 ±0,6
OD (mg/L)	3,2 ±2,5	2,5 ±3,6	3,7 ±1,9	5,4 ±1,7	5,6 ±1,6	9,2 ±0,7	8,6 ±0,6	7,8 ±1,1	1,2 ±0,6	5,8 ±1,6	4,1 ±1,6	4,9 ±0,8	8,9 ±3,9	10,2 ±5,0	11,1 ±3,6

De acordo com a Tabela 4.2, a temperatura média no interior das lagoas variou entre 14 e 21°C na lagoa de alta taxa algal e entre 12,9 e 20,6°C na lagoa de maturação, ao longo dessas bateladas. A concentração de oxigênio dissolvido (OD) ficou em torno de 8,0 mg/L na LAT (nos ensaios onde a velocidade da mistura líquida foi de 0,50 m/s) e em média 10 mg/L na LM1 nas batelas 5, 6 e 7. Observaram-se valores médios de pH entre 5,3 e 7,5 na LAT, enquanto na LM1 o pH variou entre 8,32 e 10,8.

Picot et al. (1991) sugerem o valor 9,5 para pH e a concentração de OD superior a 10 mg/L para um desempenho ótimo para lagoas facultativas e de alta taxa, visando a remoção de nutrientes. A concentração de OD é um importante parâmetro ambiental no tratamento de efluentes. Organismos aquáticos têm um papel no processo de tratamento, sendo sensíveis a mudanças de pH e tratamentos biológicos exigem controle e monitoramento do pH. Elevado pH contribui significativamente para a remoção de coliformes fecais e totais em lagoas de estabilização para efluentes. Nas lagoas facultativas com elevada carga orgânica a produção de biomassa bacteriana é maior que a produção de algas, concluiu Sambuco et al. (2002).

As concentrações iniciais e finais (mg/L) dos parâmetros físico-químicos analisados no sistema em batelada na LAT e LM1 estão nas Tabelas 4.3 e 4.4.

Tabela 4.3. Concentrações iniciais e finais (mg/L) das variáveis físico-químicas obtidas na LAT com funcionamento em batelada.

LAT	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8
n	7	7	9	9	9	9	9	9
DQOt	640-799	677-442	417-230	325-255	169-197	595-623	499-393	410-238
DQOs	-	-	-	125-107	76-103	79-94	199-114	193-58
DBOs	318-67	277-66	118-52	1,5- -	16-22	53-47	41-41	40-47
SS	261-399	346-299	300-128	131-78	80-100	540-540	470-340	260-219
NTK	8-77	151-37	38-20	81-0	14-16	148-3	142-21	61-12
N-NH ₄	5-1	94-6	35-10	46-5	57-8	14-0,07	101-9	44-7
N-NO ₂	11-130	65-15	10-2	1-0,4	0,3-0,3	6-0,7	3,-18	68-12
N-NO ₃	32-158	98-103	76-95	75-117	83-113	9-168	102-153	153-159
PT	21-21	25-17	20-13	15-18	19-17	27-37	23-19	13-0

Tabela 4.4. Concentrações iniciais e finais (mg/L) das variáveis físico-químicas obtidas na LM1 com funcionamento em batelada.

LM1	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7
n	7	9	9	9	9	9	9
DQOt	596-197	144-199	202-152	130-175	222-415	284-228	210-126
DQOs	-	-	82-102	74-85	55-83	80-65	38-10
DBOs	85-97	52-63	13- -	27-39	37-144	70-60	0,5-22
SS	417-70	43-91	140-42	35-90	130-300	140-120	123-97
NTK	34-30	24-15	43-0	10-6	50-2	12-4	61-11
N-NH ₄	0-8	9-2	4-2	2-0,1	0,24-0,03	-	0,07-0,24
N-NO ₂	5-2	2-0,3	0,15-0,4	0,3-0,4	1-0,03	0,4-0,2	4-,04
N-NO ₃	9-4	2,5-3	5-4	60-3	9-2	5-11	12-2
PT	19-9	11-7	8-16	12-7	3-6	0,4-17	0-0

A DQOt medida na LAT apresentou valores médios variando entre 169 (B5) e 677 mg/L (B2) no início e 230 (B3) e 799 mg/L (B1) no final das bateladas. Em algumas bateladas a DQOt foi maior no final devido a proliferação do plâncton. Uma parte do efluente (1/3) permaneceu na lagoa e o restante foi descartado, exceto na B1 e B6. Dessa forma, a DQO, na LAT, foi maior nas primeiras bateladas e foi decrescendo ao longo das demais bateladas, como observado na B1 (quando se iniciou com velocidade de 0,15 m/s), assim como na B6 (quando se iniciou com velocidade de 0,50 m/s) e foi diminuindo na B7 e B8.

Na LM1, a DQOt apresentou-se com concentrações iniciais entre 130 e 596 mg/L. Já a DQOs teve concentrações iniciais entre 38 e 82 mg/L.

A análise dos gráficos apresentados no Apêndice 2 mostra que a remoção da DQOt e DQOs ocorreu principalmente até o 10º dia do ensaio, bem como as demais variáveis físico-

químicas, tanto na LAT como na LM1. Observou-se que a mudança na velocidade de mistura da massa líquida na LAT não teve influência direta nos resultados das análises físico-químicas. A DBOs foi bem removida nas três primeiras bateladas na LAT (B1, B2 e B3); nas demais bateladas houve flutuações para esta variável. Esta maior remoção nas bateladas iniciais pode ter sido em decorrência de elevadas temperaturas (16,96 - 19,62°C), concentrações de nutrientes, clorofila *a* e da composição da biota.

Quanto aos SS, estes ficaram relativamente estáveis nas duas lagoas. As concentrações dos SS e DQOs tiveram a mesma variação durante os ensaios. Os resultados são similares aos obtidos por Costa et al. (2002) em sistema LAT + LM1 com funcionamento em contínuo. Devido a grande quantidade de algas desenvolvidas na LAT, esta lagoa apresentou na B1 uma concentração maior de SS (400 mg/L) que a LM1 (130 a 140 mg/L), confirmada pela contagem nas observações microscópicas.

Em relação aos compostos de nitrogênio, observa-se que a LAT apresentou nitrificação, com desempenho na remoção do N-NH₄, cuja eficiência foi superior aos 80%, sendo que nas bateladas B1, B6 e B7 a remoção foi da ordem de 98%. N-NO₂ e N-NO₃ formados na LAT apresentaram-se em concentrações muito baixas na LM1, devido a possível assimilação algal nessa lagoa e a diluição do despejo afluente (final da batelada da LAT) em 1/10 do volume da LM1 (4,2 m³ da LAT para 42 m³ da LM1).

Em relação ao PT, na LAT, este apresentou pouca variação independente da batelada, sendo pouco removido em virtude dos baixos valores de pH.

Na LM1, o PT apresentou-se em concentrações muito baixas na batelada B7 não sendo detectado nas análises e o valor de pH da ordem de 10,5 foi um dos fatores que contribuíram para isso. Bontoux e Picot (1994) ressaltam que a remoção do fósforo em lagoas é alcançada quando o pH atinge valores iguais ou superiores a 9,0, ocorrendo a sua precipitação (remoção indireta), mas também é removido através da assimilação dos fosfatos pelo fitoplâncton, observado nos trabalhos de Costa et al. (2002) e Mesplé et al. (1995b).

4.1.3. Avaliação da biomassa algal

A Tabela 4.5 apresenta os valores médios da clorofila *a* (µg/L) medidos em diferentes profundidades na LAT e LM1. A concentração de clorofila *a* foi usada como principal indicador da biomassa algal, ela variou entre 37 (fundo) e 4.928 µg/L (meio) na LAT e entre 56 (fundo) e 3.529 µg/L (meio) na LM1 (Tabela 4.5), situando-se dentro dos valores obtidos por Bassères (1990), cuja concentração média de clorofila *a* foi de 2.855 µg/L, em lagoas

piloto com dejetos de suínos, para as condições de temperatura e radiação solar da região mediterrânea ($>100 \text{ cal/cm}^2/\text{dia}$).

Tabela 4.5. Resultados médios da clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) no sistema em batelada.

Batelada	LAT			LM1		
	superfície	meio	fundo	superfície	meio	fundo
B1	4104,5±1015	-	-	716±815	760±1354	56 ---
B2	3102±3694	4928±2595	3329±3942	1457±1703	2306±2037	2909±2141
B3	3939±4399	2664±2245	3798±2500	837±501	1009±583	2783±1501
B4	632±421	849±270	679±320	670±223	758±572	791±237
B5	552±173	191±270	288±137	2088±1657	3529±2229	3129±1932
B6	1844±1425	2244±1934	1665±1052	809±876	1073±691	1469±281
B7	211±112	228±138	233±114	1358±1946	837±280	1383±351
B8	43±28	43±41	37±9	--	--	--

Nas bateladas B4 e B5 da LAT verificaram-se baixas concentrações de clorofila *a*, o que coincidiu com a baixa radiação solar, temperatura da água, pH, OD, SS e biomassa algal.

As bateladas B7 e B8 da LAT apresentaram concentrações de clorofila *a* mais baixas (Tabela 4.5), não estando relacionadas com as características do meio líquido (pH, OD, temperatura, DQOs, nitrogênio e fósforo – Tabelas 4.2 e 4.3) ou com a radiação. A única variável operacional que difere nas bateladas é a velocidade de mistura da massa líquida, a qual passou de 0,15 m/s (B1 a B5) para 0,50 m/s (B6 a B8). A maior agitação introduzida pelas pás misturadoras pode ter sido fator de alteração na biota presente no meio líquido, favorecendo o aparecimento de outros microrganismos aeróbios, diminuindo a concentração de clorofila *a*.

As bateladas B2, B3, B6 da LM1 apresentaram elevação da concentração da clorofila *a* de acordo com o aumento da profundidade. As bateladas B2 e B5 desta lagoa apresentaram as maiores concentrações de clorofila *a* nas diferentes profundidades, coincidindo com altos valores de pH (10,8), OD (8,9 mg/L) e SS (130-300 mg/L).

A alta concentração de clorofila *a* coincidiu com as altas concentrações de SS, as quais foram maiores na LAT que na LM1.

No geral, a concentração da biomassa algal variou com as trocas ambientais associadas com as estações (mesmo a predominância da estação fria), as quais causaram

flutuações na qualidade do efluente (aumento do pH, temperaturas do ar e da massa líquida, radiação solar e das concentrações de DQO e SS).

No caso da concentração de amônia igual ou superior a 28 mg/L e pH superior a 8, podem aparecer problemas de toxicidade da amônia para as algas (KÖNIG, 2000). Nos resultados obtidos verificou-se uma maior concentração de clorofila *a* quando os valores de amônia foram menores. Estes fatores tóxicos hipotéticos, porém, não afetam o desenvolvimento de *Chlorella sp*, segundo Bassères (1990).

Em seus experimentos sobre tratamento de dejetos suínos para as condições climáticas da região oeste de Santa Catarina, Zanutelli (2002) também observou que a concentração de clorofila *a* foi menor em lagoa facultativa aerada que em lagoa facultativa sem aeração e que a diversidade de espécies foi maior na lagoa facultativa aerada.

Houve intensa degradação da clorofila *a* (alta concentração de feofitina, conforme resultados apresentados no Apêndice 3), provavelmente devido ao armazenamento e transporte das amostras durante o período experimental. A bacterioclorofila esteve em concentrações menores que a clorofila *a*, em geral, como constatado no Apêndice 3. De acordo com Pearson (2005), concentrações superiores a 500 µg/L de clorofila *a* são ruins para o descarte do efluente final, pois há o aumento da DBO e SS. Este autor estima que 1 mg de clorofila *a* equivale a 300 mg/L de DQO, podendo variar com a espécie algal.

4.1.4. Avaliação do plâncton

A Tabela 4.6. apresenta os gêneros mais freqüentes encontrados nas lagoas e na Tabela 4.7 são apresentados os resultados obtidos para a densidade total do plâncton. A Figura 4.1 mostra fotos das clorófitas e uma diatomácea.

Tabela 4.6. Gêneros mais freqüentes encontrados nas lagoas.

Grupos	Gêneros
Clorófitas	<i>Chlorella sp</i> , <i>Scenedesmus sp</i> , <i>Cosmarium sp</i>
Bacilariófitas (diatomáceas)	<i>Nitzschia sp</i> , diatomácea*
Cianobactérias	<i>Anabaena sp</i> , <i>Planktothrix sp</i>
Euglenófitos	<i>Euglena sp</i> , <i>Lepocinclis sp</i>
Metazoários	<i>Brachionus sp</i> , <i>Philodina sp</i> , Nematóide*
Protozoários	<i>Amoeba sp</i> , <i>Tokophrya sp</i> , <i>Centropyxis sp</i> , <i>Amphileptus sp</i> , <i>Paramecium sp</i> , <i>Aspidisca sp</i> , <i>Vorticella sp</i>

*gênero não identificado

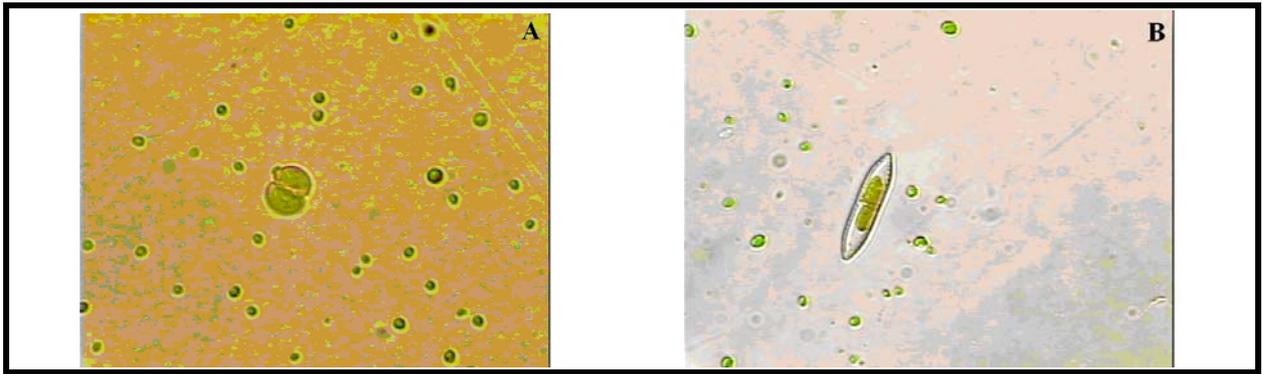


Figura 4.1. Clorófitas encontradas na LAT (A) e diatomácea encontrada na LM1 (B).(400X)

Tabela 4.7. Densidade total do plâncton ($\times 10^4$ ind./mL) obtida na LAT e LM1 no sistema em batelada.

	LAT	LAT	LAT	LAT	LAT	LAT	LAT	LAT	LM1	LM1	LM1	LM1	LM1	LM1	LM1
	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7
n	9	9	9	6	9	12	12	9	9	9	6	12	15	15	12
<i>Anabaena sp</i>	-	-	-	-	-	1	10	-	-	-	-	-	-	-	5
<i>Aspidisca sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	1	1
<i>Chlorella sp</i> (\pm)	3907 1322	1629 825	632 485	397 229	535 288	412 247	742 400	734 413	676 592	887 449	892 245	495 327	2112 1012	604 544	581 525
<i>Cistos</i>	-	-	-	-	-	4,5 $\pm 0,7$	1 --	3 ± 3	-	-	-	1,5 $\pm 0,7$	4,5 $\pm 0,7$	1 --	2 --
<i>Cosmarium sp</i>	-	1	-	2	-	-	13	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Diatomácea</i>	-	-	-	-	-	1 --	1 --	1 --	-	-	-	2 $\pm 1,4$	2 --	-	1 --
<i>Nitzschia sp</i>	7,33 ± 4	3,88 $\pm 3,5$	3,6 ± 2	3 ± 1	2,85 ± 2	2,72 ± 2	5,4 ± 3	5,9 ± 3	2,5 ± 2	1 --	3,33 ± 3	1 --	2,71 $\pm 2,0$	1 --	1,5 $\pm 0,7$
<i>Paramecium sp</i>	4 $\pm 2,8$	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Philodina sp</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Planktothrix sp</i>	-	1,5 $\pm 0,6$	1 --	-	-	1,66 --	1 --	1 --	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scenedesmus sp</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vorticella sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,5	2	3
<i>Brachionus sp</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Centropyxis sp</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

As observações microscópicas (Tabela 4.7) apontaram que *Chlorella sp* foi a alga verde dominante em todos os ensaios, seguida pela alga diatomácea *Nitzschia sp*. A ocorrência de *Chlorella sp* como alga dominante em lagoa facultativa, com dejetos suínos, também foi observada por Zanotelli (2002) e Costa et al. (2006a).

Há eliminação de nitrogênio amoniacal na presença de *Chlorella sp*, que prefere um meio com muita matéria orgânica e utiliza preferencialmente a amônia em relação aos

nitratos. *Chlorella sp* domina durante os meses com baixa radiação solar e quando há pouca predação (CANOVAS et al., 1996).

Na LAT, o número de *Chlorella sp*, inicialmente alto na batelada B1, foi declinando ao longo dos experimentos, elevando-se novamente nas últimas bateladas (B7 e B8). Este declínio coincidiu com a diminuição da radiação solar (B5) e temperatura da massa líquida (B5 e B7).

Na B1 da LAT a alta concentração de clorofíceas e diatomáceas é resultado dos altos valores da radiação solar, temperatura da massa líquida e do ar e altas concentrações de fósforo, amônia, nitrito, NTK, SS e clorofila.

A concentração de *Nitzschia sp* e *Chlorella sp* na B6 da LAT coincidiu com a menor temperatura da água, baixo pH (5,3) e altas concentrações de fósforo, nitrato, NTK, SS e de clorofila. *Cosmarium sp*, *Centropyxis sp*, *Philodina sp* foram encontradas somente na LAT.

Na B6, B7 e B8 da LAT, a maior velocidade empregada neste experimento fez com que houvesse diminuição da concentração da biomassa algal e de clorofila *a*.

Os cistos, em pouca quantidade no início do experimento, foram surgindo com maior frequência, sendo então quantificados a partir da B4.

As cianobactérias foram encontradas em maior quantidade na LAT.

Um maior número de *Chlorella sp* ocorreu na LM1, resultando em elevação do OD e do pH alcalino nessa lagoa. Para Zulkifli (1992) e Bassères (1990), esta alga clorofícea apresenta fácil adaptação e tolerância à salinidade, pH, temperatura, concentração em amônia e também permite boa eficiência na depuração de efluentes. A temperatura ótima para o desenvolvimento de *Chlorella sp* é de 20°C (OSWALD, 1988b).

Na B4 da LM1 foram registrados os menores valores de *Nitzschia sp*, onde foram observadas as menores concentrações de nitritos e nitratos, SS e de clorofila *a*. *Vorticella sp* foi observada somente nas B5 e B6 da LM1.

A biodiversidade da microfauna (*Paramecium sp*, *Philodina sp*, *Vorticella sp*, *Aspidisca sp*) foi baixa durante o período de observação (Tabela 4.7), provavelmente, devido à carga orgânica aplicada nas lagoas. Llorens et al. (1993) verificaram que a presença de diferentes comunidades fitoplancônicas na depuração de efluentes por lagoas depende principalmente da carga orgânica. Quando a água é altamente poluída, somente o desenvolvimento de algumas espécies é possível. Quando a carga orgânica diminui, outras espécies surgem além das clorofíceas, como euglenófitos, cianobactérias (*Oscillatoria sp*, *Anabaena sp*), diatomáceas, etc, como também constatado por Athayde et al. (2000).

As Tabelas 4.8 e 4.9 mostram que as clorofíceas tendem a uma concentração no fundo da LAT e LM1. Segundo König (2000), os fatores que controlam o deslocamento e a distribuição das algas na coluna d' água são, principalmente, a temperatura e a intensidade luminosa. No horário em que as coletas foram realizadas neste experimento (9h00min), já há um aumento da intensidade luminosa onde ocorre movimento das algas na massa líquida e estas selecionam a profundidade onde a luminosidade é adequada para realizar a fotossíntese. Pearson (2005) constatou que o máximo da atividade fotossintética pode ocorrer a 20 cm abaixo da superfície da água.

As diatomáceas estiveram presentes em todas as profundidades da LAT, não ocorrendo o mesmo na LM1. A presença de diatomáceas indica eficiência do tratamento. A ocorrência de cianobactérias em menor escala que as clorofíceas indicam baixa toxicidade do efluente (BRANCO, 1978).

Os protozoários se concentraram na LM1 nos ensaios finais, nas diferentes profundidades. Os metazoários foram notados somente no fundo da LAT durante a B4 (Tabela 4.8) e não foram observados na LM1 (Tabela 4.9).

Tabela 4.8. Distribuição dos microrganismos ($\times 10^4$ ind./mL) na LAT em diferentes profundidades.

LAT	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8
Clorofíceas s	3907±1322	1504±573	776±894	240±68	752± 331	629±351	271± 67	619±133
m	-	870±597	400±430	253±175	426±328	395±193	869±614	773±695
f	-	1643±963	720± 158	496	214± 49	336± 153	981± 133	811±386
Diatomáceas s	7,33± 4	2± 1	2 ±1	2	3±1	2±1	9±2	2
m	-	6 ± 5,5	4,5± 2	3	3±3	2±1	3±3	7
f	-	4± 2	5	5	3± 1	2±1	3±4	8±5
Cianobactérias s	-	1,5	-	-	-	1,5	3	-
m	-	1	1	-	-	1	-	-
f	-	2	-	-	1	2±1	15	1
Protozoários s	4±3	-	-	-	-	-	-	-
m	-	-	-	-	1	-	-	2
Metazoários f	-	-	-	1	-	-	-	-
n	9	9	9	6	9	12	12	9

Tabela 4.9. Distribuição dos microrganismos ($\times 10^4$ ind./mL) na LM1 em diferentes profundidades.

LM1	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7
Clorofíceas s	731±668	757±522	672±0	352±352	1498±1123	319±185	480±317
m	725±813	968±11	840±147	749±190	2160±356	848±519	629±730
f	571±522	1000±758	1216±0	272±204	3072±768	741±855	608±679
Diatomáceas s	1	1	2	2	3±1,4	-	2
m	-	1	7	1	1	1	1
f	4±3	-	1	-	3±2	-	-
Cianobactérias s	-	-	-	-	-	-	5
Protozoários s	-	-	-	-	5	-	-
m	-	-	-	-	-	1	1
f	-	-	-	-	2	1,5	-
n	9	9	6	12	15	15	12

A diversidade de espécies foi pequena, concordando com Pearson (2005) que relata baixa diversidade de espécies em lagoas quando a carga orgânica superficial é elevada. Clorofíceas e diatomáceas predominaram ao longo do experimento em batelada. As clorofíceas se apresentaram em maior quantidade e dentro destas a espécie *Chlorella sp* foi a mais abundante. A predominância de clorofíceas e diatomáceas na LAT (Tabela 4.7) se deve a alta carga orgânica que esta recebia e a ausência de predadores.

4.1.5. Considerações sobre essa etapa do trabalho

As variações do pH (10,8), OD (8,9 mg/L) e as elevadas concentrações de clorofila *a* e de SS observadas nas lagoas, foram devido ao crescimento algal. *Chlorella sp* foi a espécie dominante ao longo das bateladas.

A lagoa de alta taxa efetuou a nitrificação do efluente e a lagoa de maturação 1 removeu os nutrientes como nitritos, nitratos e fósforo total.

As velocidades empregadas (0,15 e 0,50 m/s) para mistura da massa líquida da LAT não apresentaram influência direta nas variáveis físico-químicas analisadas, mas apresentaram influência na qualidade e quantidade da biomassa fitoplanctônica.

4.2. Regime de fluxo contínuo

4.2.1. Condições meteorológicas

A Tabela 4.10 apresenta os valores médios das condições meteorológicas durante o período experimental do sistema de tratamento em regime de fluxo contínuo.

Tabela 4.10. Valores médios das condições meteorológicas durante o período de monitoramento (fevereiro-outubro/2003).

	Radiação (cal/cm²/dia)	Velocidade do vento (m/s)	Precipitação (mm)	Umidade (%)	T°C (ar)média	Insolação (hh:mm)
Fevereiro	111	1,7	221	77,5	23,7	166:30
Março	109	1,6	96	78,2	22	213:10
Abril	91	1,7	114	78,6	18,5	206:50
Maiο	71	1,6	70	76,5	14,6	205:55
Junho	45	1,3	102	83,5	15,93	120:05
Julho	47	1,6	74	77,7	15,1	153:05
Agosto	76	1,6	47	80,6	13,21	220:15
Setembro	88	--	55	79,8	17,41	197:40
Outubro	109	1,9	235	71,4	20,72	231:05

A temperatura ambiente média variou entre 13,21 e 23,7°C durante o período experimental. A precipitação ficou compreendida entre 47 e 235 mm, estando acima de 200 mm em fevereiro e outubro, acima de 100 mm em abril e junho e inferior a este valor nos demais meses. A velocidade do vento variou entre 1,3 e 1,9 m/s. Em agosto e setembro ocorreram as menores precipitações (47 e 55 mm, respectivamente). Quanto à umidade do ar, os maiores valores foram registrados em junho (83,5%) e agosto (80,6%). A radiação solar ficou compreendida entre 45 e 112 cal/cm²/dia, sendo que em fevereiro, março, abril e outubro foram encontrados os maiores valores. Os meses de julho, fevereiro e setembro apresentaram os valores de menor insolação, nos demais meses, do período experimental, a insolação foi superior a 200 hh:mm.

4.2.2. Estudo da sazonalidade

Para avaliar a influência da sazonalidade no funcionamento e desempenho das lagoas, dividiu-se o período de estudo em P1: radiação ≥ 80 cal/cm².dia (fevereiro, março, abril, setembro, outubro) e P2: radiação < 80 cal/cm².dia (maio, junho, julho, agosto), conforme descrito no item 3.4 do Capítulo 3 (Materiais e Métodos).

4.2.2.1. Cargas aplicadas nas lagoas

A Tabela 4.11 apresenta as condições operacionais e cargas aplicadas nos dois períodos avaliados (P1: radiação ≥ 80 cal/cm².dia e P2: radiação < 80 cal/cm².dia).

Tabela 4.11. Condições operacionais das lagoas em fluxo contínuo.

Lagoa	Vazão (m ³ /d)	TDH (dias)	Carga superficial (KgDQO ₅ /ha.dia)	
			P1	P2
LAT	0,60	10,5	279	349
LM1	0,60	70	66	77
LM2	0,20	17,2	96	157
LAG	0,40	8,6	125	245

Para os dois períodos, na LAT, as cargas superficiais aplicadas são menores que as utilizadas por Zanotelli et al. (2002), em lagoa facultativa (470 KgDQO₅/ha.dia), e similares àquelas utilizadas por Costa et al. (2002) em lagoa de alta taxa e lagoa de maturação (191 e 30 Kg DQO/ha.dia, respectivamente), para tratamento de dejetos suínos. No P1, as cargas aplicadas nas lagoas de maturação se aproximam daquelas utilizados por Estrada e Hernández (2002) em lagoas de maturação com dejetos suínos (<100 Kg DQO₅/ha.dia).

4.2.2.2. Avaliação do desempenho das lagoas

a) Variáveis físico-químicas

As Tabelas 4.12 e 4.13 apresentam os resultados das variáveis medidas nos períodos P1 e P2, respectivamente (valores médios e desvio-padrão).

Tabela 4.12. Valores médios, desvio-padrão e eficiência obtidos para P1. (n = 12)

Lagoa	LAT	LAT	LM1	LM2	LAG
	Afluente	Efluente	Efluente	Efluente	Efluente
Temper. (°C)	17,3 ±4,7	17,9 ±4,0	18,6 ± 3,7	18,7 ± 3,6	19,5 ± 3,3
OD (mg/L)	0,5±0,2	3,78± 1,5	5,10 ± 2,60	3,8 ± ,4	2,0±1,2
pH	7,15± 0,54	8,53 ±0,5	9,19± 0,23	8,92 ±0,7	7,67 ± 0,4
DQO ₅ (mg/L)	783±560	885 ±603	435 ±140	406±108	295±144
ε (%)	-	-	51	7	32
DQOs (mg/L)	558±405	661±688	288 ±159	241±91	203±125
ε (%)	-	-	56	16	30
DBO _{5,s} (mg/L)	159± 172	36± 23	28 ±16	48± 33	50± 29
ε (%)	-	77	22	-	-
SS (mg/L)	200 ±165	301±162	89 ±30	111±43	91±59
ε (%)	-	-	70	-	-
NTK (mg/L)	988±1192	324±410	83±145	45±60	68±91
ε (%)	-	67	74	46	18
N-NH ₄ (mg/L)	579±219	195±107	28±43	10 ±16	29±28
ε (%)	-	66	86	64	-
N-NO ₂ (mg/L)	0,32 ±0,46	216 ±184	170 ±267	68 ±151	22 ±48
ε (%)	-	-	21	60	87
NO ₃ - N (mg/L)	2,6 ±4,9	270±453	93±144	60 ±152	63 ±160
ε (%)	-	-	66	35	32
PT (mg/L)	23 ±17	20±10	5 ±4	3,6±3	7±4,3
ε (%)	-	13	75	28	-

Tabela 4.13. Valores médios, desvio-padrão e eficiência obtidos para P2. (n = 10)

Lagoa	LAT	LAT	LM1	LM2	LAG
	Afluente	Efluente	Efluente	Efluente	Efluente
Temper. (°C)	15,69± 0,99	15,54 ± 1,0	15,33 ± 1,31	15,26 ± 1,06	15,5 ± 1,2
OD (mg/L)	0,4±1,7	2,25 ± 1,6	5,83 ± 2,73	4,3 ± 2,0	1,8± 2,1
pH	6,97 ± 0,4	8,62 ± 0,7	8,76 ±1,0	8,71 ± 1,2	7,54 ± 0,7
DQOt (mg/L)	1057 ±242	1508 ±1143	467 ±78	450±84	304±100
ε (%)	-	-	69	4	35
DQOs (mg/L)	698 ±276	774 ±262	364 ±186	302±54	243±63
ε (%)	-	-	53	17	33
DBO _{5,s} (mg/L)	281± 85	48± 34	30± 24	63± 58	73± 77
ε (%)	-	83	38	-	-
SS (mg/L)	263 ±95	183±77	78 ±40	72 ±29	74±73
ε (%)	-	30	57	8	5
NTK (mg/L)	842±171	266±107	67±25	41±22	37±19
ε (%)	-	68	75	39	45
N-NH ₄ (mg/L)	752±142	225 ±54	54±31	31 ±26	28±19
ε (%)	-	70	76	43	48
N-NO ₂ (mg/L)	1,03 ±0,9	429 ±74	103 ±26	57 ±21	25 ±31
ε (%)	-	-	76	45	76
N-NO ₃ (mg/L)	3,0 ±1,8	626 ±506	180±127	112 ±88	123 ±134
ε (%)	-	-	71	38	32
PT (mg/L)	32 ±8	27±13	9,5 ±2,6	9,64±25	5,6 ±3
ε (%)	-	16	65	-	41

A temperatura média da massa líquida variou entre 17,3 e 19,5°C no P1 nas lagoas. Nesse período os maiores valores de OD e pH foram encontrados na LM1, sendo de 5,10 e 9,19 mg/L, respectivamente. Pearson (2005) observou que 80% da produção de oxigênio resulta da atividade fotossintética realizada pela população fitoplanctônica.

A temperatura média da massa líquida manteve-se na média em 15°C no P2, em todas as lagoas e os valores médios de OD e pH foram de 5,83 e 8,76 mg/L, respectivamente.

Nos dois períodos, os valores da DQOt e DQOs na LAT foram maiores em relação à concentração afluente, devido ao desenvolvimento algal e aumento da concentração de SS. A DBOs diminuiu a medida que o efluente foi tratado na série de lagoas, porém na saída das lagoas LM2 e LAG houve um acréscimo da concentração, tanto no P1 como no P2. O aumento das concentrações da fração solúvel de DBO (ou DQO) pode ser ocasionado pela presença de tecidos e pigmentos algais em decomposição e ambiente com produção de biomassa bacteriana. Ressalta-se que as lagoas LM2 e LAG receberam carga aplicada 3 a 5 vezes superiores à LM1, em função de seus respectivos volumes, concordando com Sambuco et al. (2002), que mostraram o papel não negligenciável da produção da biomassa bacteriana, no processo de depuração de efluentes, em lagoas facultativas que receberam elevadas cargas orgânicas, sendo algumas vezes maior que a produção algal. Picot et al. (2004) observaram

que, no verão, as concentrações de SS, DBOt e DQOt aumentaram no efluente das lagoas devido ao crescimento algal, enquanto amônia e fosfatos diminuíram.

A concentração média de SS foi maior no P1 para o sistema A (saída com LM2), sendo que no P2 foram encontrados valores similares nas duas saídas dos sistemas (A e B). No P1 foi observado um aumento na concentração média dos SS na LAT (301 mg/L) em relação ao afluente (200 mg/L), provavelmente devido à produção de algas nessa lagoa. Araújo et al. (2004) concluíram que a maior parte da DBO e DQO, na saída de uma série de quatro lagoas, foi devido à presença de algas, estimadas como SS.

Em relação aos compostos de nitrogênio, observa-se que a LAT apresentou nitrificação, com excelente desempenho na remoção do nitrogênio amoniacal. Nas outras lagoas, a amônia apresentou-se em baixas concentrações. Os nitritos e nitratos formados na LAT apresentaram-se em concentrações muito baixas na LM1, devido a possível assimilação algal nessa lagoa.

O PT foi melhor removido nas lagoas terciárias (LM1, LM2 e LAG). As condições ambientais favoráveis ao mecanismo para a remoção de fósforo, como o alto pH e OD, favoreceram a remoção por precipitação. Na LM1 este teve a maior redução em virtude desta lagoa apresentar os maiores valores de pH (9,19 no P1 e 8,76 no P2) e OD (5,10 mg/L no P1 e 5,83 mg/L no P2). Araújo et al. (2000) citado por Pearson (2005) encontraram remoções de PT variando entre 9 e 33% em lagoas de estabilização tropicais.

Quanto às legislações vigentes, a Resolução do Conama (Conselho Nacional do Meio Ambiente) n° 357/2005, determina que o pH deve situar-se entre 6 a 9 unidades e a amônia em concentração ≤ 20 mg/L de N-NH₄, para lançamento de despejos em corpos receptores. A legislação ambiental catarinense determina DBO ≤ 60 mg/L ou tratamento com remoção $\geq 80\%$ e que, para lançamento em lagos, lagoas, lagoas e estuários, as concentrações de nitrogênio total devem ser ≤ 10 mg/L e fósforo total ≤ 1 mg/L.

Em relação à eficiência dos sistemas, para os dois períodos avaliados, a Figura 4.2 mostra que os sistemas propostos (A e B) apresentaram grande potencial de tratamento, melhorando a qualidade do efluente, com eficiências de remoção de 95% e 97% de DQOs; 97% e 98% de NTK; 99% e 98% de N-NH₄ e 99% e 96% de PT, respectivamente. O sistema A (saída LM2) apresentou boa eficiência de remoção para os compostos nitrogenados (~84% para N-NO₂ e 70-80% para N-NO₃ produzidos na LAT) assim como o sistema B (saída LAG), que removeu 82% de N-NO₂ e 70-80% de N-NO₃.

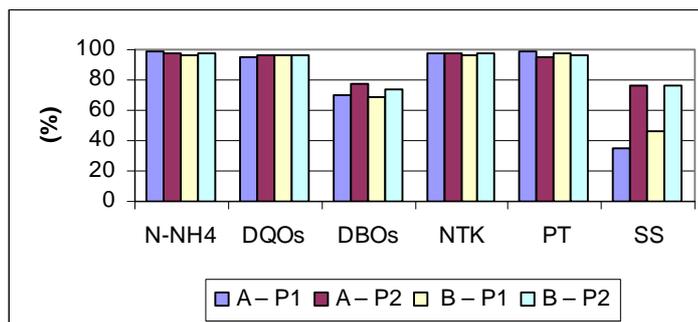


Figura 4.2. Eficiências de remoção dos sistemas A e B no P1 e P2.

As concentrações médias de saída, para os dois sistemas foram de:

DBOs = 50 a 70 mg/L

DQOs = 200 a 300 mg/L

SS = 70 a 110 mg/L

PT = 4 a 10 mg/L

NTK = 37 a 68 mg/L

N-NH₄ = 10 a 30 mg/L

N-NO₂ = 20 a 60 mg/L

N-NO₃ = 60 a 120 mg/L

evidenciando que a série de lagoas produziu um efluente de boa qualidade, necessitando apenas redução adicional dos compostos de nitrogênio.

Os percentuais de remoção obtidos foram superiores àqueles de Estrada e Hernández (2002), em lagoas para tratamento de dejetos suínos, no México, cujos valores médios foram de 28% para DQO, 51% para DBO e 16% para SS; e foram similares àqueles obtidos por Zanotelli et al. (2002) que obtiveram as seguintes eficiências de remoção 93% sólidos totais, 98% de DQO, 92% de NTK, 98% de PT, utilizando um sistema com decantador, duas lagoas anaeróbias, uma facultativa e outra com aguapés. A LAG teve boa remoção de nutrientes, 52% de nitrogênio total e 46% de PT.

Belli F° et al. (2004) observaram remoção de substâncias orgânicas (92% de DQO) e nutrientes (87% de NTK) em lagoas de estabilização. Picot et al. (2004) constataram que as lagoas de maturação removeram o nitrogênio total (38%) e contribuíram para a remoção de indicadores fecais. Costa et al. (2000b) utilizando lagoa de alta taxa com profundidade de 0,50 m, em sistema de batelada, para valores iniciais médios de NTK de 600 mg/L, observaram ótimo desempenho ao final de 21 dias na remoção deste parâmetro (90% no verão e 60% no inverno) e valores da remoção de DQOt de 95% no verão e 70% no inverno, com concentração inicial de 2.000 mg/L Chen et al. (2003) estudaram lagoa de alta taxa para tratamento de esgoto doméstico em Shanghai (China), obtendo boa eficiência para remoção de nutrientes, especialmente no verão, cuja eficiência média anual foi 50% de PT e de DQO, 90% de N-NH₄, 48% de P-PO₄ e 75% de NTK. O sistema removeu com eficiência a amônia do efluente por volatilização e nitrificação. Os autores utilizaram uma lagoa com macrófitas,

para separar as algas da LAT e obtiveram concentrações de DQO, PT e NTK no efluente em torno de 50, 1,5 e 5 mg/L, respectivamente. Aguirre et al. (2004) relataram, para dejetos suínos tratados em lagoa de alta taxa, remoção de 90% de DQO e 70 a 85% de N-NH₄.

Em relação à sazonalidade, observa-se na Figura 4.7 que, exceto para os SS, os sistemas (A e B) praticamente não tiveram diferenças no seu desempenho.

Os SS, durante o P1, período de maior radiação solar e melhor desenvolvimento algal nas lagoas, foram melhor removidos no sistema B que no A, devido à ação filtradora das raízes de aguapés. No P2, tanto a lagoa de maturação (LM2) quanto a lagoa de aguapés, complementaram o tratamento de forma satisfatória, chegando a valores de eficiência de remoção próximos de 80% para essa variável, nos dois sistemas.

Giraldo e Garzón (2002) demonstraram que lagoas com aguapés (*E. crassipes*) apresentam boa eficiência de remoção de DBO, SS, nitrogênio, fósforo e metais pesados, quando operados com TDH de 5, 9 e 15 dias. Costa et al. (2000a e 2003) utilizaram lagoas de aguapés para polimento de lagoas com dejetos suínos e concluíram que esta planta remove satisfatoriamente concentrações de DQO, PT e nitrogênio total, tanto no inverno como no verão.

As variações observadas nos diagramas de caixas (figuras 4.3 a 4.7) mostram distribuição normal dos resultados, evidenciando que o sistema de tratamento encontrava-se em equilíbrio, assimilando as mudanças qualitativas ocorridas nos dois períodos, tanto no despejo afluente da LAT, quanto naquelas resultantes dos processos físico-químicos e biológicos produzidos nas lagoas. Araújo (2007) obteve distribuição normal de dados, em sistema de lagoas em escala real para dejetos suínos, em apenas seis meses após a alimentação e partida das lagoas, confirmando a tratabilidade dos dejetos suínos e facilidade operacional de lagoas para esse fim. Os nutrientes são removidos em lagoas de estabilização em combinação de processos físicos, químicos e biológicos, incluindo: sedimentação, assimilação na biomassa algal e bacteriana, volatilização, nitrificação-desnitrificação do N-NH₄ e precipitação ou adsorção do P-PO₄ (CRAGGS, 2005).

Nas Figuras 4.3 a 4.7 são apresentadas as variabilidades das variáveis monitoradas, os valores estão em mg/L, exceto para o pH.

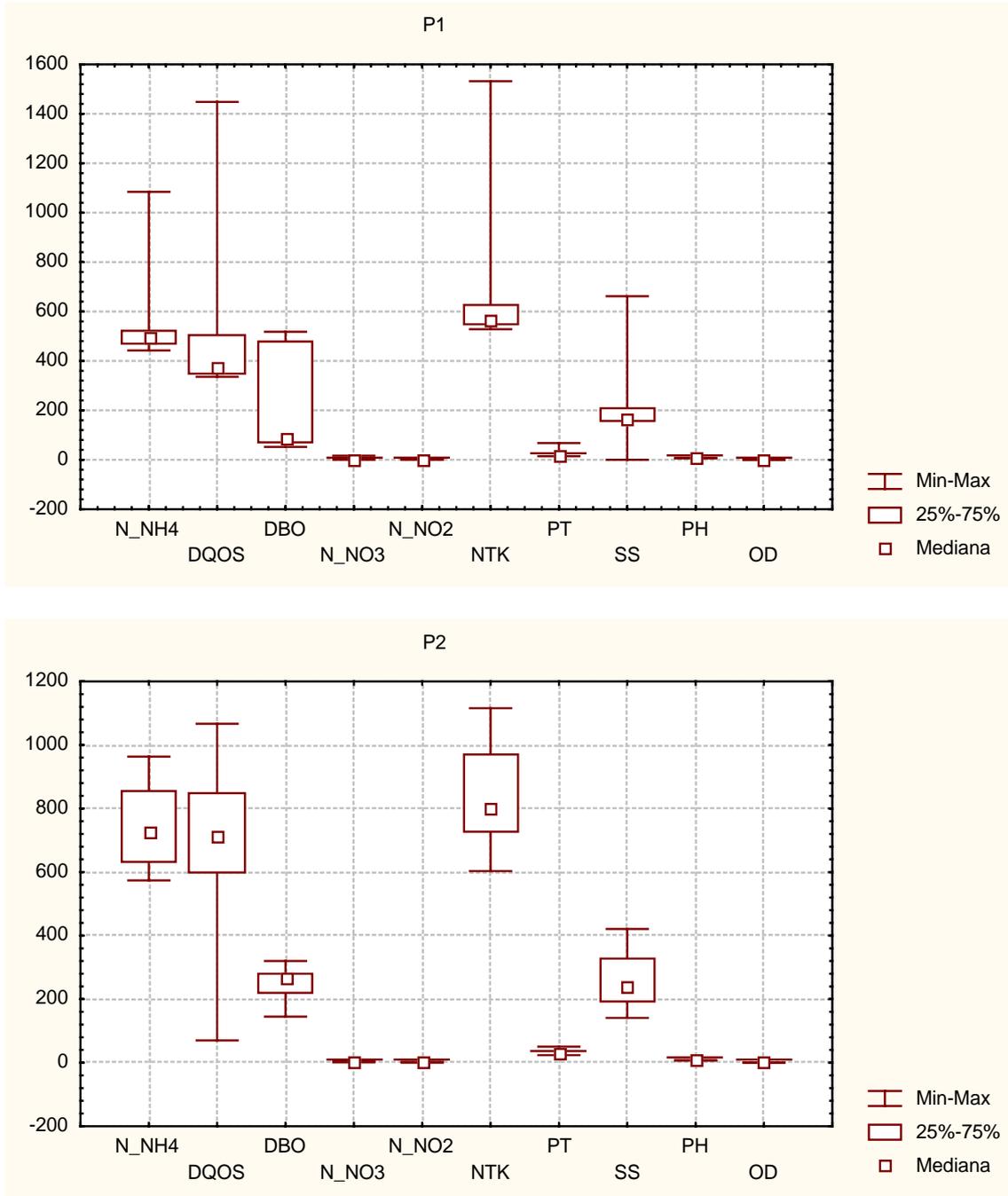


Figura 4.3. Afluente da LAT no P1 e P2.

Na Figura 4.3, ressaltam-se elevadas concentrações de N-NO₂ e N-NO₃ na LAT. As concentrações de OD (superiores a 2 mg/L) favoreceram o desenvolvimento de bactérias nitrificantes. A diminuição da concentração de N-NH₄ e o aumento de N-NO₂ e N-NO₃ nessa lagoa, sob condições de pH < 9, confirmam que a nitrificação foi um dos meios de transformação do nitrogênio. Nas outras lagoas (LM1, LM2 e LAG) houve queda nas concentrações dos compostos nitrogenados, evidenciando a existência de outros mecanismos de transformação, tais como volatilização da amônia e absorção algal dos nutrientes.

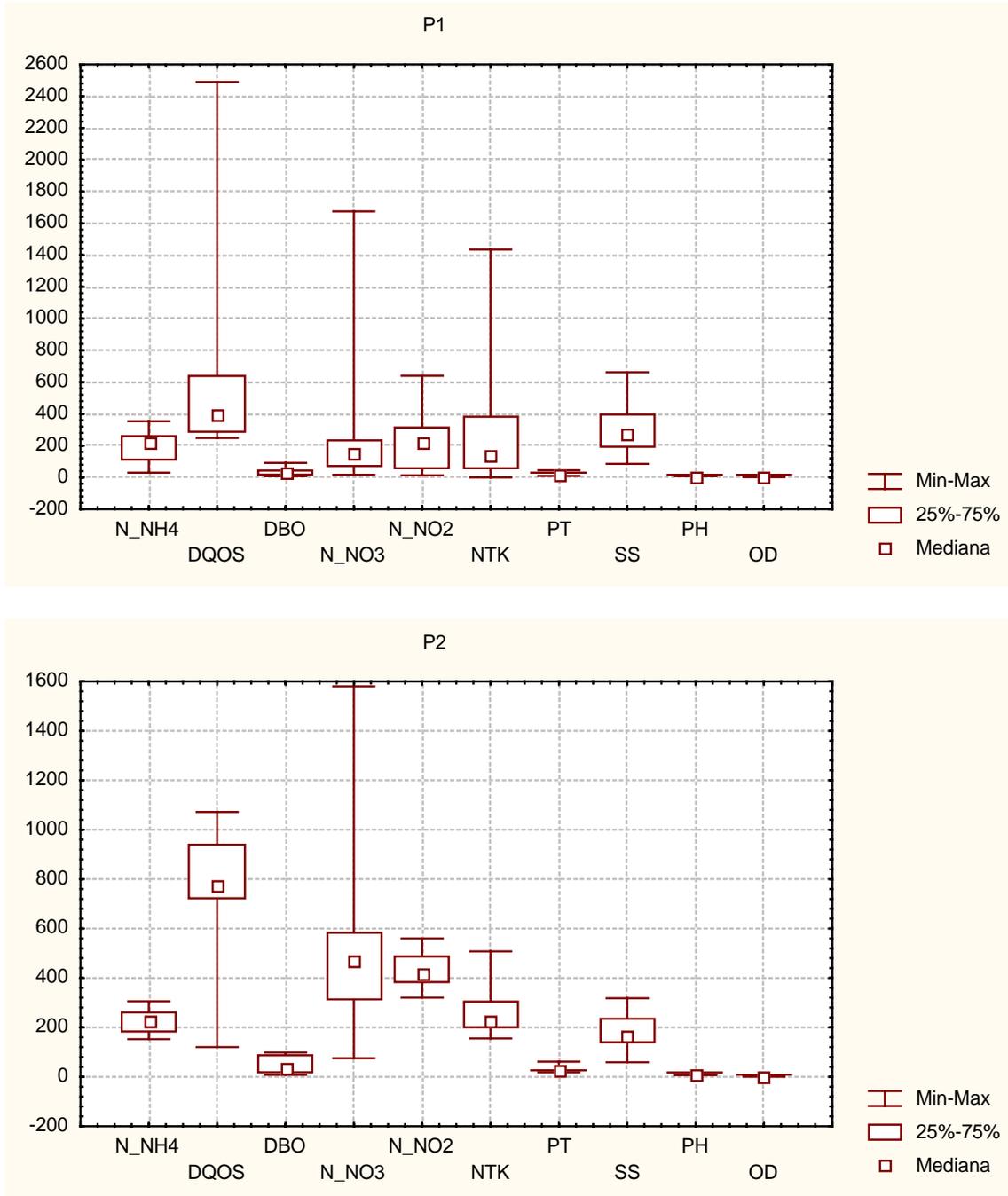


Figura 4.4. Efluente da LAT no P1 e P2.

Em climas temperados, a nitrificação parece ter variação sazonal em lagoas de alta taxa, principalmente no inverno, quando há menor assimilação do nitrogênio amoniacal pelas algas e redução da volatilização da amônia da superfície da lagoa por causa do baixo pH na coluna de água (PEARSON, 2005). Eficiência de remoção de amônia e a taxa de nitrificação em lagoas de estabilização foram maiores no verão que no inverno, concluíram Pano e Middelbrooks (1982), para as quais a completa remoção da amônia durante os meses frios foi atribuída principalmente ao maior tempo de detenção, que permitiu um significativo aumento na abundância do fitoplâncton.

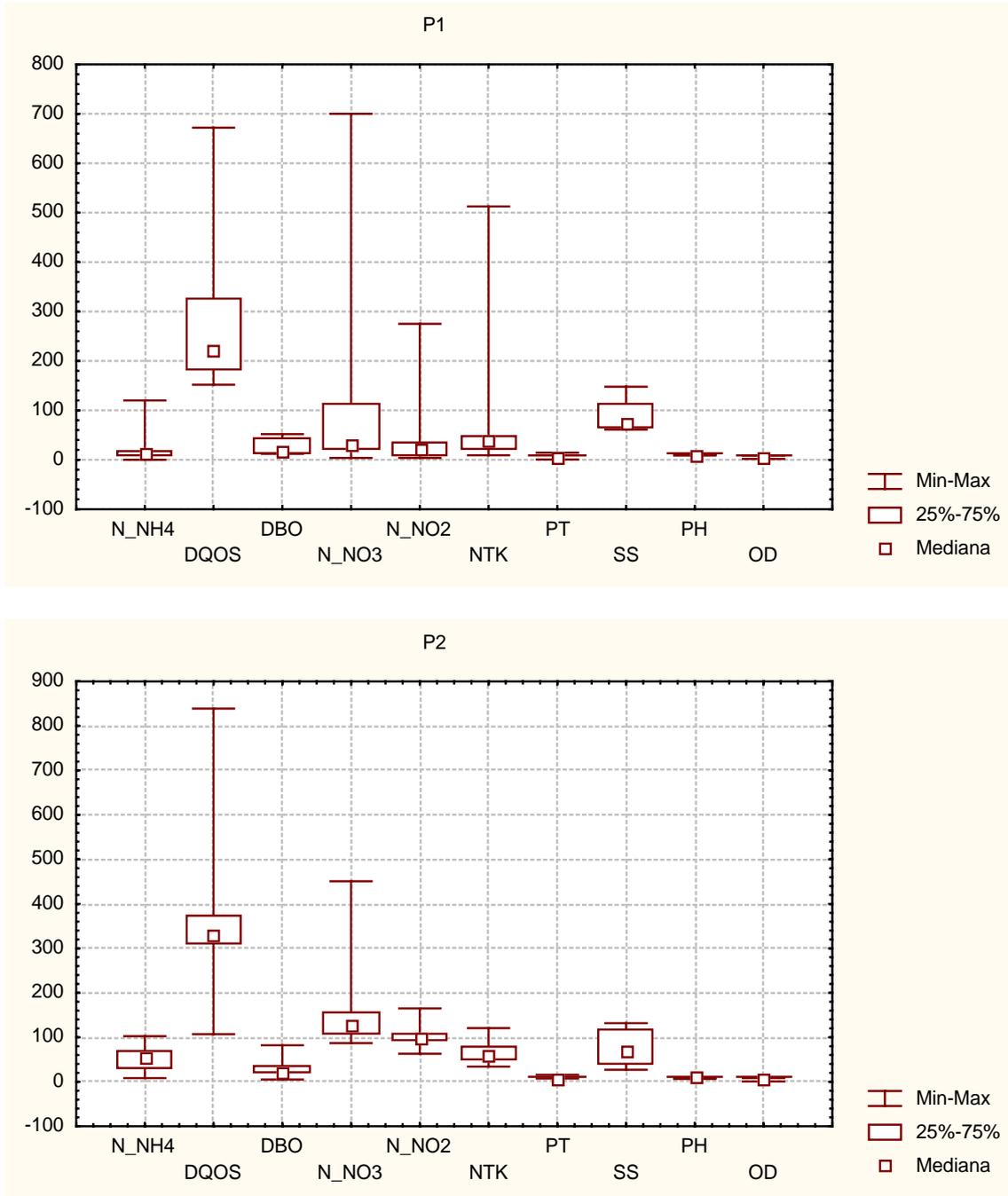


Figura 4.5. Efluente da LM1 no P1 e P2.

Os resultados apresentados nas Figuras 4.3 a 4.7 mostram que, apesar das mudanças observadas na qualidade do afluente da LAT entre o P1 e o P2, os efluentes de saída (LM2 e LAG) não apresentaram variações sazonais decorrentes da maior ou menor radiação solar recebida pelas lagoas.

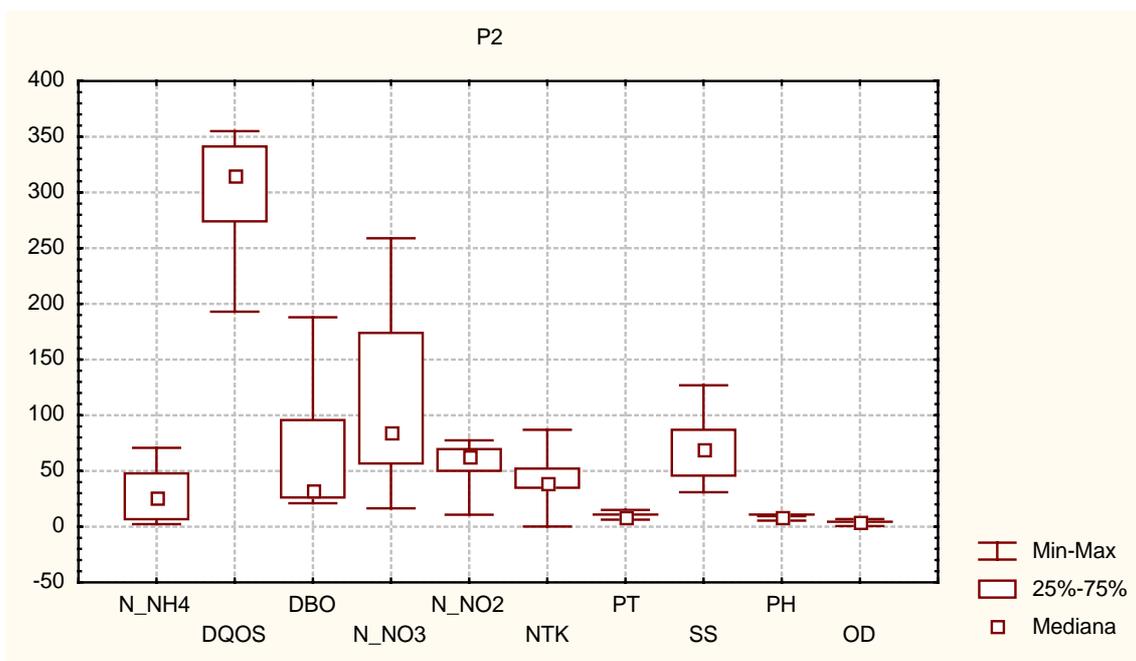
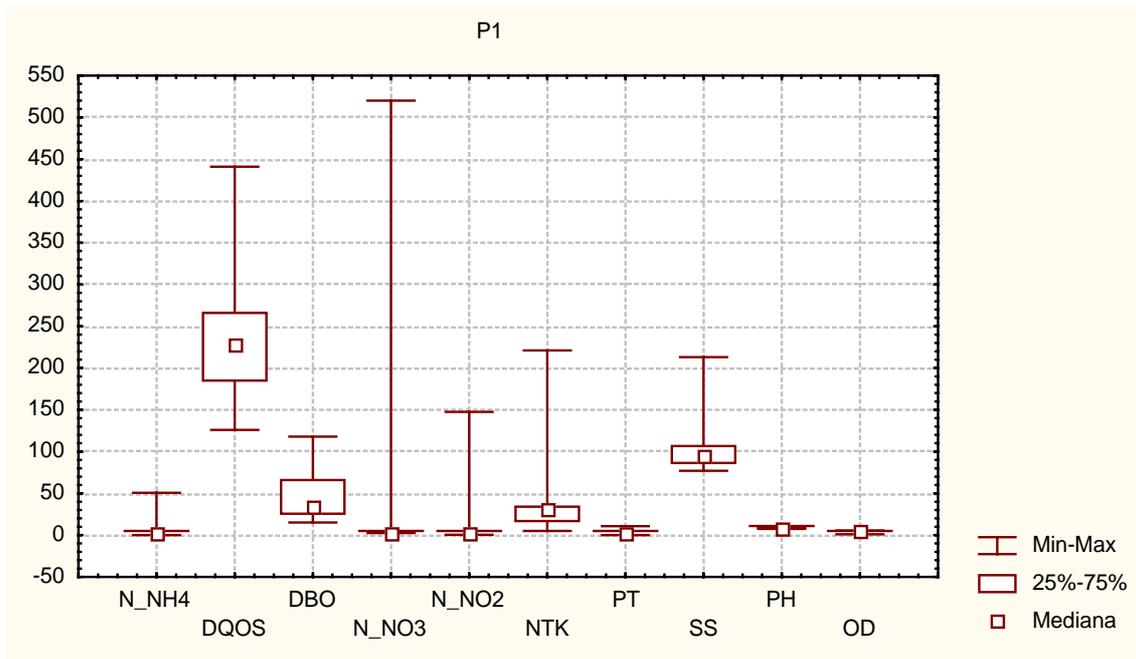


Figura 4.6. Efluente da LM2 no P1 e P2.

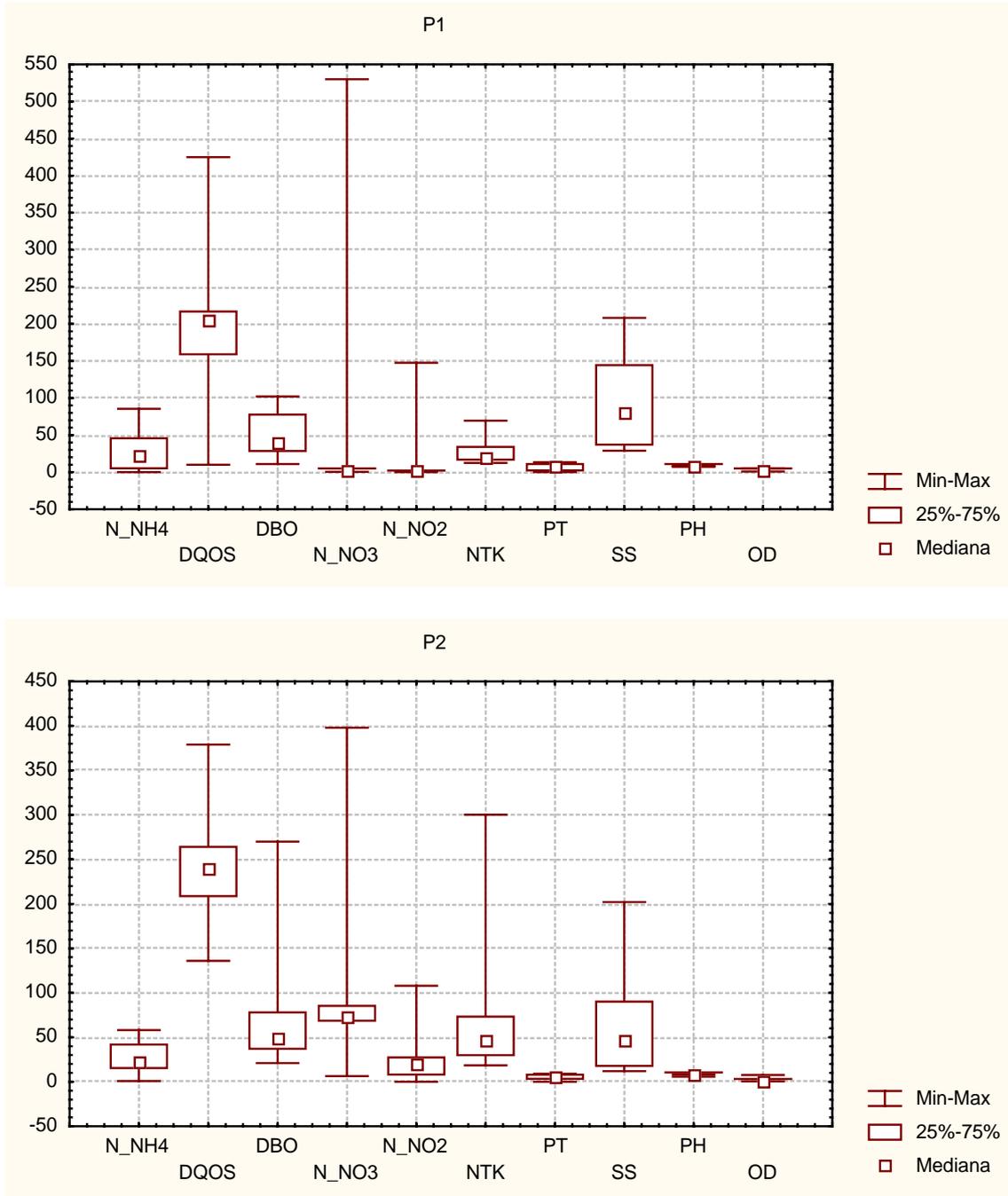


Figura 4.7. Efluente da LAG no P1 e P2.

b) Biomassa algal

De modo geral, a concentração de clorofila *a* foi maior nas lagoas no P1 que no P2, exceto na LM2. Na LAT, durante o P1, a concentração média de clorofila *a* foi muito superior às demais lagoas devido ao tipo de lagoa (produção algal intensa). As lagoas de maturação apresentaram maiores concentrações de clorofila *a* no P2, em relação à LAT e LAG.

De modo geral, a concentração de clorofila *a* foi maior nas lagoas no P1 que no P2, exceto na LM2. Na LAT, durante o P1, a concentração média de clorofila *a* foi muito superior

às demais lagoas devido ao tipo de lagoa (produção algal intensa). As lagoas de maturação apresentaram maiores concentrações de clorofila *a* no P2, em relação à LAT e LAG.

A Tabela 4.14 apresenta os resultados médios obtidos para os pigmentos (clorofila *a*, bacterioclorofila e feofitina) nos períodos P1 e P2.

Tabela 4.14. Resultados médios da clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) no Período 1 ($n=11$) e Período 2 ($n=9$).

Lagoa	CHL-a			BCHL-a			Feofitina		
	superfície	meio	fundo	superfície	meio	fundo	superfície	meio	fundo
LAT P1	2830 ± 3083	3230 ± 3058	3711 ± 3052	836 ± 680	932 ± 904	1187 ± 995	263 ± 404	742 ± 1687	188 ± 522
LAT P2	749 ± 585	825 ± 757	992 ± 971	1204 ± 856	1125 ± 832	1039 ± 660	310 ± 329	164 ± 278	180 ± 311
LM1 P1	1504 ± 1247	1943 ± 1163	2470 ± 1208	559 ± 619	883 ± 939	809 ± 585	417 ± 592	213 ± 262	807 ± 1175
LM1 P2	1790 ± 1568	1501 ± 1049	1625 ± 1585	1408 ± 880	1207 ± 634	1022 ± 464	180 ± 260	156 ± 217	549 ± 623
LM2 P1	1624 ± 819	1096 $\pm 980,5$	1091 ± 880	835 ± 872	723 ± 716	770 ± 816	499 ± 495	597 ± 528	299 ± 272
LM2 P2	1899 ± 1402	1881 ± 1112	1403 ± 1233	1130 ± 785	1296 ± 663	1090 ± 834	433 ± 443	372 ± 567	252 ± 280
LAG P1	1567 ± 1499	1506 ± 1230	1581 ± 1196	913 ± 876	1021 ± 1093	1022 ± 323	396 ± 528	343 ± 283	222 ± 325
LAG P2	1067 ± 538	879 ± 739	1017 ± 572	800 ± 721	947 ± 684	913 ± 703	542 ± 795	239 ± 301	354 ± 347

Ao longo da coluna d'água, nos dois períodos, as lagoas LAT e LM1 apresentaram elevadas concentrações de clorofila *a*, aumentando em geral no fundo em relação à superfície. Porém, na LM2, a concentração média de clorofila *a* diminui à medida que a profundidade aumentou, tanto no P1 como no P2. Na LAG, esta concentração foi menor no meio da lagoa (1.506 $\mu\text{g/L}$ no P1 e 879 $\mu\text{g/L}$ no P2) e com concentrações similares na superfície e no fundo (em torno de 1.500 $\mu\text{g/L}$ no P1 e 1.000 $\mu\text{g/L}$ no P2). König (2000) descreve a mobilidade das algas na massa líquida de acordo com o horário da coleta.

Observou-se na LM2 que as elevadas concentrações de clorofila *a* coincidiram com altas concentrações de SS e DQOt. Ludovice et al. (2001) encontraram relação matemática para se estimar a biomassa de algas a partir de simples análises de SS. O modelo proposto permite sua utilização diretamente em efluentes de lagoas com alta densidade de algas, por exemplo, lagoas de alta taxa ou efluentes submetidos a pós-tratamento para a remoção de SS.

Moersidik (1992) obteve valores médios de clorofila *a*, em lagoas de alta taxa de degradação, da ordem de 2.000 $\mu\text{g/L}$, com picos de até 5.700 $\mu\text{g/L}$ no início da primavera e do outono. Zimmo et al. (2002) obtiveram concentração de clorofila *a* de 270 a 2.390 $\mu\text{g/L}$ em lagoas com algas (maturação) que foram de aproximadamente 6 a 15 vezes maiores que

àquelas obtidas nas mesmas condições em lagoas com plantas aquáticas com *Lemnas sp* (42 a 157 µg/L), nas lagoas com algas houve altos valores de pH (8,8-9,1) e OD (5-6,4 mg/L) observados devido à atividade fotossintética.

Houve degradação da clorofila *a* como pode ser observado através das concentrações médias de feofitina na Tabela 4.16, porém, em todos os períodos, esse pigmento apresentou-se em concentrações menores que as de clorofila *a*, evidenciando que as lagoas funcionaram em sistema fotossintético durante todo o período experimental.

As concentrações médias de bacterioclorofila foram inferiores as da clorofila *a*, exceto no P2 da LAT. Igualmente, a concentração de bacterioclorofila na LM2 apresentou médias mais elevadas no P2 (Tabela 4.14). Isto é explicado pela radiação solar que reduz a concentração bacteriana e pelas algas que criam ambientes especiais na água como pH elevado, impedindo o crescimento das bactérias como observado na LAT, LM1 e LM2, no P1 (maior radiação). A lagoa de aguapés, porém, devido ao sombreamento pelas plantas não sofre com a sazonalidade, apresentando valores similares para bacterioclorofila nos dois períodos e na coluna d'água.

c) Avaliação do plâncton

A Tabela 4.15 apresenta a densidade total do plâncton medida nos dois períodos (P1 e P2) experimentais. Nos meses mais quentes e ensolarados, as concentrações de algas foram maiores que nos meses de menor insolação, exceto na LM1. O surgimento de diferentes comunidades fitoplancônicas nos efluentes depende principalmente da carga orgânica. Nas lagoas LAT e LAG foram aplicadas as maiores cargas (357 e 148 Kg DQOs/ha.dia, respectivamente).

A concentração de *Nitzschia sp* variou nas lagoas LAT e LAG durante o período experimental, sendo menor no P2, e manteve-se praticamente igual nas lagoas LM1 e LM2.

Vorticella sp, *Paramecium sp* e *Philodina sp* foram presenciados somente no P2. Metazoários e euglenófitos foram observados na LAG, sendo encontrados os seguintes organismos: *Tokophrya sp*, *Euglena sp*, *Amoeba sp*, *Brachionus sp* e uma espécie de nematóide. *Centropyxis sp* foi encontrada na LAT, onde altas concentrações de DQO, N-NO₂ e N-NO₃ podem ter contribuído para isto.

Os resultados obtidos nas lagoas mostram que a ocorrência de euglenófitos foi desprezível em relação à alga verde *Chlorella sp*, caracterizando um bom nível de tratamento.

Nas lagoas de maturação, o rotífero *Philodina sp* foi encontrado na LM1, onde os paramécios não se mostraram presentes, possivelmente devido ao alto TDH (70 dias) ou ao ambiente bastante oxigenado e alcalino.

Tabela 4.15. Densidade total do plâncton ($X 10^4$ ind./mL) em sistema contínuo no P1 (n = 33) e P2 (n = 27).

	LAT – P1	LAT – P2	LM1 - P1	LM1 – P2	LM2 – P1	LM2 – P2	LAG – P1	LAG – P2
<i>Nitzschia sp</i>	3	1	1,7±1,2	2±1	2,7±2,9	1,3±0,5	3,3±2	1
<i>Chlorella sp</i>	1145 ±890	1894 ±2280	2054 ±2176	1292 ±2886	1490 ±2423	1285 ±1566	983 ±973	718 ±1036
<i>Diatomácea</i>	1	--	1,8±1	--	4,5±3,5	--	1	--
<i>Planktothrix sp</i>	--	--	--	--	12±15,5	--	--	--
<i>Scenedesmus sp</i>	--	--	9,5±2,3	--	3,5±1,2	8±8,5	4	--
<i>Lepocinlys sp</i>	--	--	--	--	--	--	1	2
<i>Anabaena sp</i>	--	--	--	--	1	1	--	--
<i>Euglena sp</i>	--	--	--	--	--	--	4	--
<i>Vorticella sp</i>	1	--	--	1	--	--	1	--
<i>Paramecium sp</i>	1,5±0,6	--	--	--	2±1,4	--	1±8,5	--
<i>Amphileptus sp</i>	4	--	--	--	1	4	2	1
<i>Aspidisca sp</i>	2	--	1	2±1,4	2±1	--	1	--
<i>Philodina sp</i>	--	--	--	1	--	--	--	--
<i>Centropyxis sp</i>	--	1	--	--	--	--	--	--
<i>Tokophria sp</i>	--	--	--	--	--	2	--	--
<i>Nematóide</i>	--	--	--	--	--	--	3	--
<i>Amoeba sp</i>	--	--	--	--	--	--	8,5±9,2	--
<i>Brachionus sp</i>	--	--	--	--	--	--	1,5±0,7	--
cistos	1,7±1,2	--	--	1,5±0,7	3	1	--	--

As cianobactérias (*Planktothrix sp* e *Anabaena sp*) estiveram presentes somente na LM2, onde baixas concentrações de NTK, PT e de N-NH₄ foram determinadas.

Não foram encontrados cistos na LAG. Nas demais lagoas, a concentração foi de $1,7 \times 10^4$ cistos/mL.

Em lagoas de alta taxa, variações sazonais das concentrações de indivíduos, com máximas nos meses mais ensolarados, também foram encontradas nos estudos de Oswald (1988b) e Zulkifli (1992). Pinto e Onoyama (1991), em seus experimentos com esgoto doméstico, notaram que o gênero de alga predominante foi *Micractinium sp*. Em profundidade de 0,35 m, outros tipos de algas como *Scenedesmus sp* e *Chlorella sp* também surgiram, porém em número muito pequeno. Oron et al. (1979) acharam duas espécies principais: *Micractinium quadrisetum* no inverno e *M. pusillum* no verão.

Os trabalhos de Canovas et al. (1996), em lagoas de alta taxa, com TDH de 8 dias e velocidade de 0,15 m/s, para tratamento de efluente doméstico, mostraram que a diversidade

fitoplanctônica foi restrita (3 a 12 taxa), devido ao ambiente extremamente eutrófico. *Chlorella sp* e *Scenedesmus sp* foram as unidades taxonômicas predominantes.

König (1984) citado por König (2000), com diferentes cargas superficiais, observou que as algas flageladas (*Euglena sp*, *Phacus sp*, *Pyrobotrys sp*, *Chlamydomonas sp*, *Eudorina sp*, *Pandorina sp*, *Chlorogoniun sp*) foram as espécies mais freqüentes em todas as lagoas (facultativas e de maturação) durante 58 semanas. Com a purificação das águas, a freqüência de algas flageladas diminuiu, exceto *Euglena sp*, que permaneceu com a mesma distribuição, e *Chlorogoniun sp* que aumentou. A alga *Chlorella sp* também esteve presente em todas as lagoas da série, mas *Micractinium sp*, *Scenedesmus sp*, *Ankistrodesmus sp* e *Cyclotella sp* apareceram com freqüência crescente nas lagoas de maturação. Chen et al. (2003) obtiveram bons resultados utilizando velocidade de mistura para a massa líquida de 0,15 m/s e notaram que espécies dominantes de algas, em lagoa de alta taxa, foram diferentes em cada estação do ano, dependendo da radiação solar, temperatura, nutrientes e presença de predadores. Na primavera dominaram *Fragilaria sp*, *Euglena sp* e *Chlorella sp*, no verão, *Micractinium sp*, no outono *Cyclotella sp* e no inverno, *Navícula sp*.

A Tabela 4.16 apresenta a distribuição dos grupos de indivíduos nas diferentes profundidades da lagoa, notando-se que os indivíduos estiveram em maior densidade na LAT e nas lagoas de maturação.

Tabela 4.16. Distribuição do plâncton ($\times 10^4$ ind./mL) em diferentes profundidades no P1 (n = 33) e no P2 (n = 27).

Lagoa	LAT	LAT	LM1	LM1	LM2	LM2	LAG	LAG
	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2
Clorofíceas s m f	1343±923 1213±1138 879± 508	2276±2301 1622±1793 1565	1271±1257 683± 614 988 ±1121	2638±4844 683±614 555±391	1673±3007 838±456 982±592	862±943 1081±1639 533±592	415± 370 1453±1374 672± 486	896±1501 718±1374 672±486
	2	--	1	--	2	1	2±1,4	1
	--	1	1,5	3	4±3	2	2	--
Diatomáceas s m f	--	--	3	2± 0,3	4,5	1	5	1
	--	--	--	--	--	--	--	--
	--	--	--	--	2	2	--	--
Cianobactérias s m f	--	--	--	--	13	14	--	--
	--	--	--	--	--	--	--	--
	--	--	--	--	2	2	--	--
Protozoários s m f	1	1	1	--	2	--	2	--
	2,5	--	--	1	2	--	7	1
	1,5	--	1	2	1	4,3±3	2,5	--
Metazoários s m f	--	--	--	--	--	--	1	--
	--	--	--	--	--	--	2,5	--
	--	--	--	1	--	--	--	--
Euglenófitos f	--	--	--	--	--	--	2,5	--
n	33	27	33	27	33	27	33	26

Conforme Tabela 4.16, tanto clorófitas como diatomáceas estiveram distribuídas em todas as lagoas (LAT, LM1, LM2, LAG) nas diferentes profundidades (superfície, meio, fundo) estudadas. Em geral, a densidade das algas foi maior na superfície em relação as outras duas profundidades estudadas. Isto ocorreu devido ao horário da coleta (9h00min), pois as algas migram para as camadas mais superficiais das lagoas neste horário (KÖNIG, 2000).

A alta densidade de *Chlorella sp* na LAT se deve principalmente a ausência de predadores. Nas lagoas de maturação, a elevação do pH contribuiu para a alta concentração de clorófitas. Os metazoários ocorreram quando houve oxidação total da matéria orgânica.

Em lagoas piloto com dejetos suínos, Bassères (1990) concluiu que a alga que melhor se desenvolve em meios ricos em amônia é a espécie *Chlorella sp*, fato também observado por Costa et al. (2006a), que obtiveram densidades da ordem de $1,10^5$ a $1,10^7$ células/mL em lagoas facultativa e de maturação, respectivamente, com predominância de *Chlorella sp* (60-90%).

As diatomáceas foram abundantes quando havia menor ocorrência de clorófitas. O zooplâncton esteve presente em todas as lagoas. A Figura 4.8 apresenta fotos do fitoplâncton encontrado nas lagoas.



Figura 4.8. Microrganismos encontrados nas lagoas: *Centropyxis sp* (A), *Scenedesmus sp* (B), *Nitzschia sp* (C). (400 X)

No geral, para os dois períodos, o número de clorófitas foi superior a 1.000×10^4 ind./mL, fazendo com que durante o processo de fotossíntese, a concentração de OD e o pH aumentassem, em todas as lagoas, exceto na LAG. Nesta observaram-se as mesmas concentrações de clorófitas, OD e pH nos dois períodos, devido aos aguapés, que bloqueiam a passagem de luz solar e a ocorrência da herbivoria por parte do zooplâncton.

A alta concentração algal observadas nas lagoas coincide com a alta concentração de amônia presente no efluente, como sugerido por Abis e Mara (2003). As variáveis associadas com a atividade fotossintética como o OD, pH e SS foram significativamente elevadas,

principalmente no P1. A biomassa algal foi responsável pela produção das concentrações de SS e DQO, e a atividade fotossintética aumentou as concentrações de OD e pH nas lagoas.

Quanto ao zooplâncton, observou-se ocorrência de rotíferos e protozoários ciliados, conforme Tabela 4.16, presentes em todas as lagoas, estando mais representados na LAG. Nesta lagoa, pode-se constatar uma relação inversamente proporcional entre clorofíceas e o zooplâncton. Quando havia alta densidade de clorofíceas, diminuía a densidade do zooplâncton (protozoários) e vice-versa. O aparecimento do zooplâncton é favorecido pelo maior tempo de detenção hidráulica, segundo Moersidik (1992). Canovas (1991) e Canovas et al. (1996) demonstraram a influência dos fatores sazonais no zooplâncton, que se traduziu na alternância de populações. Um curto TDH (outono e inverno) favorece o desenvolvimento de pequenos herbívoros (protozoários), enquanto que um longo TDH (primavera e verão) favorece espécies maiores que tem tempo de geração mais longo (metazoários).

4.2.2.3. Sucessão planctônica

Os resultados a seguir apresentam a variação sazonal observada em cada lagoa para o fitoplâncton e o zooplâncton. A seqüência das etapas segue o modelo desenvolvido por Sommer et al. (1986) e adaptado para lagoas de alta taxa por Canovas (1991), como descrito no item 3.3.2 do Capítulo Materiais e Métodos.

A Figura 4.9 apresenta a sucessão sazonal na LAT. O modelo de sucessão obtido na LAT mostra que, devido à agitação permanente e ao aporte constante de nutrientes, essa lagoa funciona de forma comparável a um ecossistema aquático natural (lago ou lagoa), apesar de seu tempo de detenção hidráulica extremamente curta (10,5 dias). O aumento da intensidade da radiação solar (verão) e o aporte de nutrientes nas águas residuárias teve efeito estimulante sobre a atividade fotossintética. Há crescimento exponencial de numerosas e pequenas células algais caracterizadas pela taxa de reprodução rápida (*Chlorella sp*) e pelo desenvolvimento de diatomáceas. Na seqüência (outono), a herbivoria intensa exercida pelos protozoários causa a queda do fitoplâncton a um nível quase nulo e provoca a fase de “águas claras”. A pouca intensidade dos raios solares provoca a queda da biomassa algal. Canovas et al. (1996) constataram que devido ao aporte constante de nutrientes e de células algais provenientes de lagoas primárias, esta fase dura dois meses e meio em lagoa de alta taxa, contra 15 dias em meios naturais. Os ciliados estiveram ausentes na lagoa durante o período de menor radiação solar e temperatura (inverno).

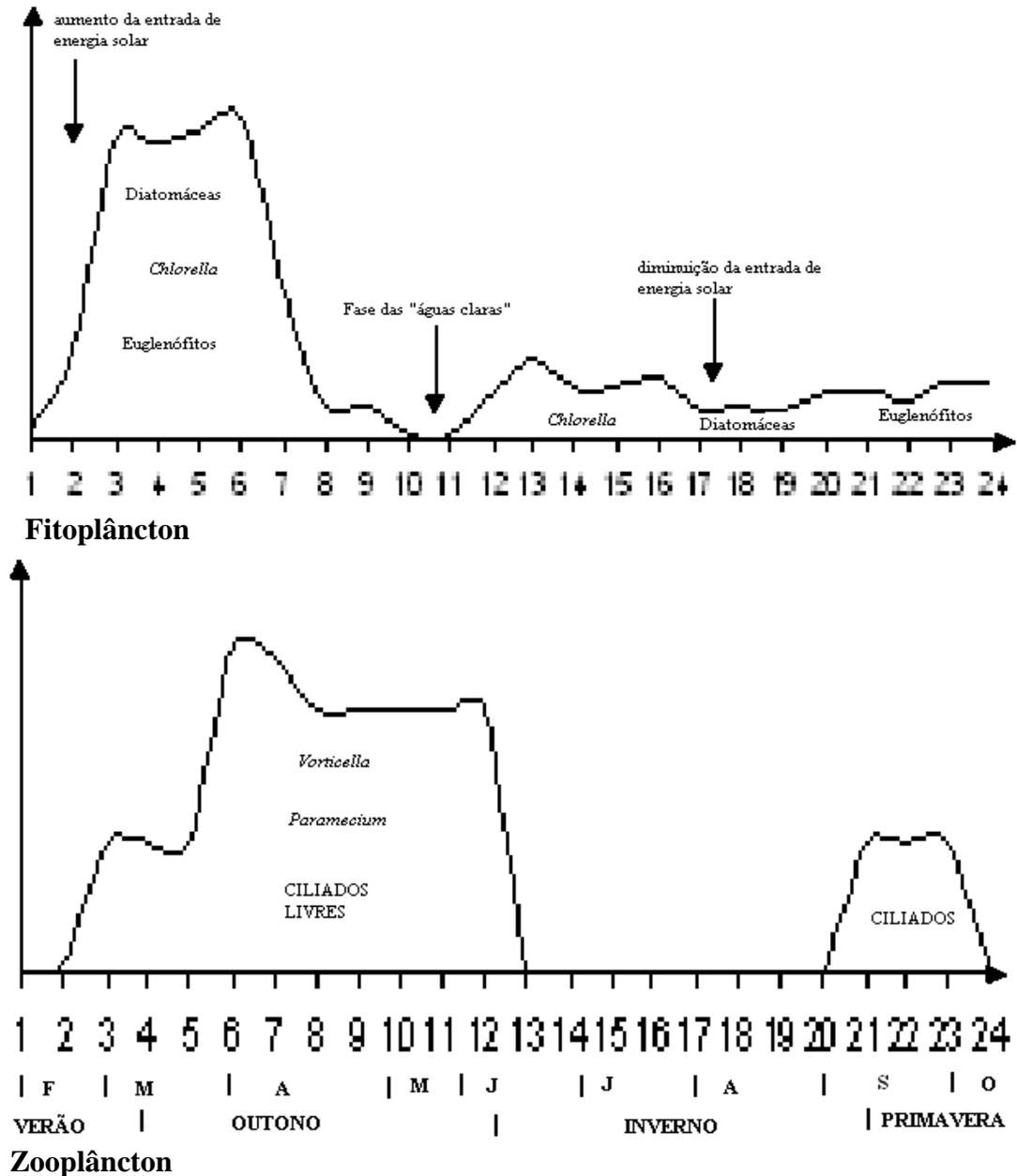


Figura 4.9. Sucessão sazonal do plâncton na LAT de acordo com o modelo de 24 etapas desenvolvido por SOMMER et al. (1989), durante o período experimental.

Na LAT, o máximo de clorofíceas ocorreu na 13^a semana (etapas 3 a 6), devido à ausência total do zooplâncton, quando foram observadas elevadas concentrações de OD e SS. Porém este período foi o de menor concentração de clorofila *a*. A diminuição da concentração da clorofila *a* está relacionada com outros fatores, como o aumento da concentração da amônia e turbidez (KÖNIG, 2000). A diminuição de clorofíceas nas semanas finais do experimento, na primavera, corresponde ao período de maior precipitação pluviométrica (235 mm), maior velocidade do vento (~1,7 m/s) e radiação solar (110 cal/cm²/dia). Não houve ausência total do fitoplâncton em nenhuma etapa, concordando com o observado por Canovas et al. (1996), ocorreu apenas uma diminuição de sua concentração ao longo do período de

estudo. O zooplâncton esteve presente nas semanas iniciais do período experimental (verão-outono) e no final (primavera), quando a temperatura esteve elevada.

As temperaturas elevadas favoreceram o desenvolvimento do plâncton herbívoro com tempo de geração curto. Há dominância de células (algas) com taxa de crescimento rápido que são consumidas pelo zooplâncton. Sob o efeito da baixa intensidade da radiação solar, o crescimento do fitoplâncton diminuiu rapidamente. De outra parte, as condições sazonais estimulam o desenvolvimento de algas filamentosas e diatomáceas. A complexidade da composição do fitoplâncton ocasionou flutuações da densidade e da composição taxonômica do zooplâncton.

As Figuras 4.10 e 4.11 apresentam a sucessão sazonal do plâncton nas lagoas de maturação.

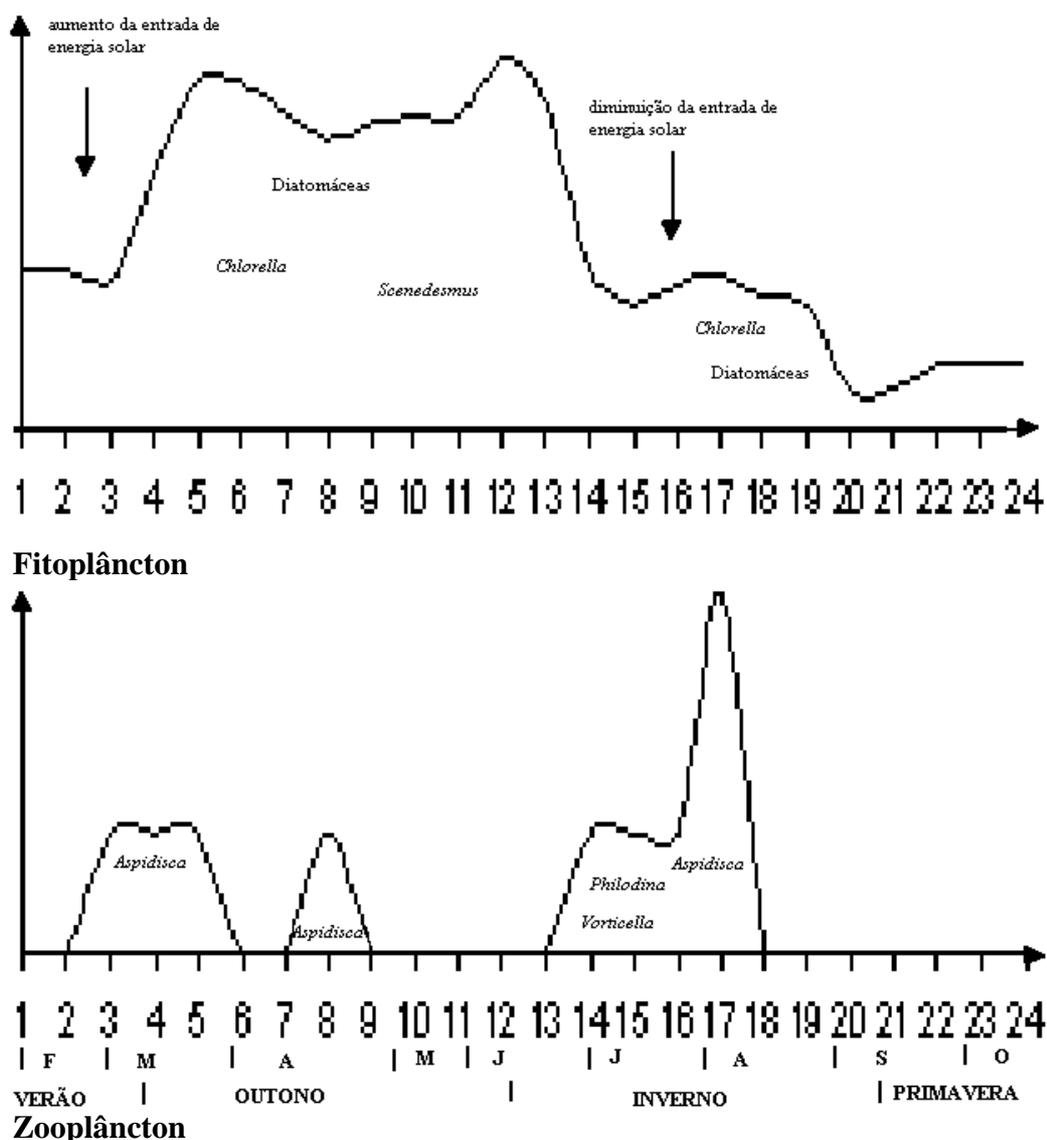


Figura 4.10. Sucessão sazonal do plâncton na LM1 de acordo com o modelo de 24 etapas desenvolvido por SOMMER et al. (1989), durante o período experimental.

Nas lagoas de maturação (Figuras 4.10 e 4.11) foram observadas clorofíceas, diatomáceas, protozoários (ciliados fixos e de vida livre). *Chlorella sp* foi a espécie dominante durante toda a fase experimental nas duas lagoas e foram identificadas cianobactérias. As concentrações de clorofíceas e de clorofila *a* apresentaram densidade máxima até a 10ª semana na LM1, coincidindo com as concentrações máximas de zooplâncton (até 6.912×10^4 ind/mL), alta radiação solar e temperatura e concentrações de PT inferiores a 5 mg/L. A ocorrência de zooplâncton reduziu-se na 17ª semana (etapas 17-18), não sendo mais encontrado a partir daí na LM1.

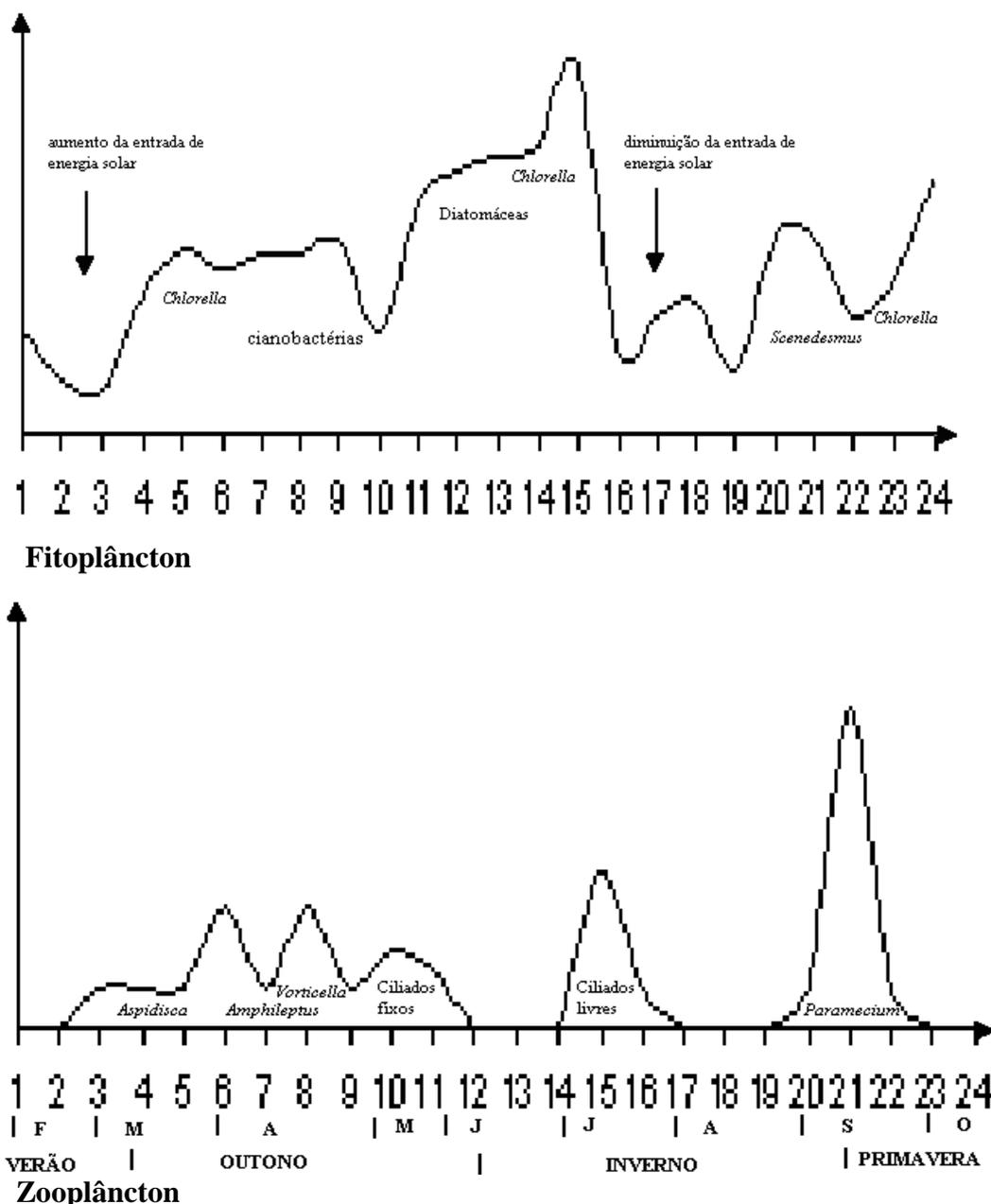


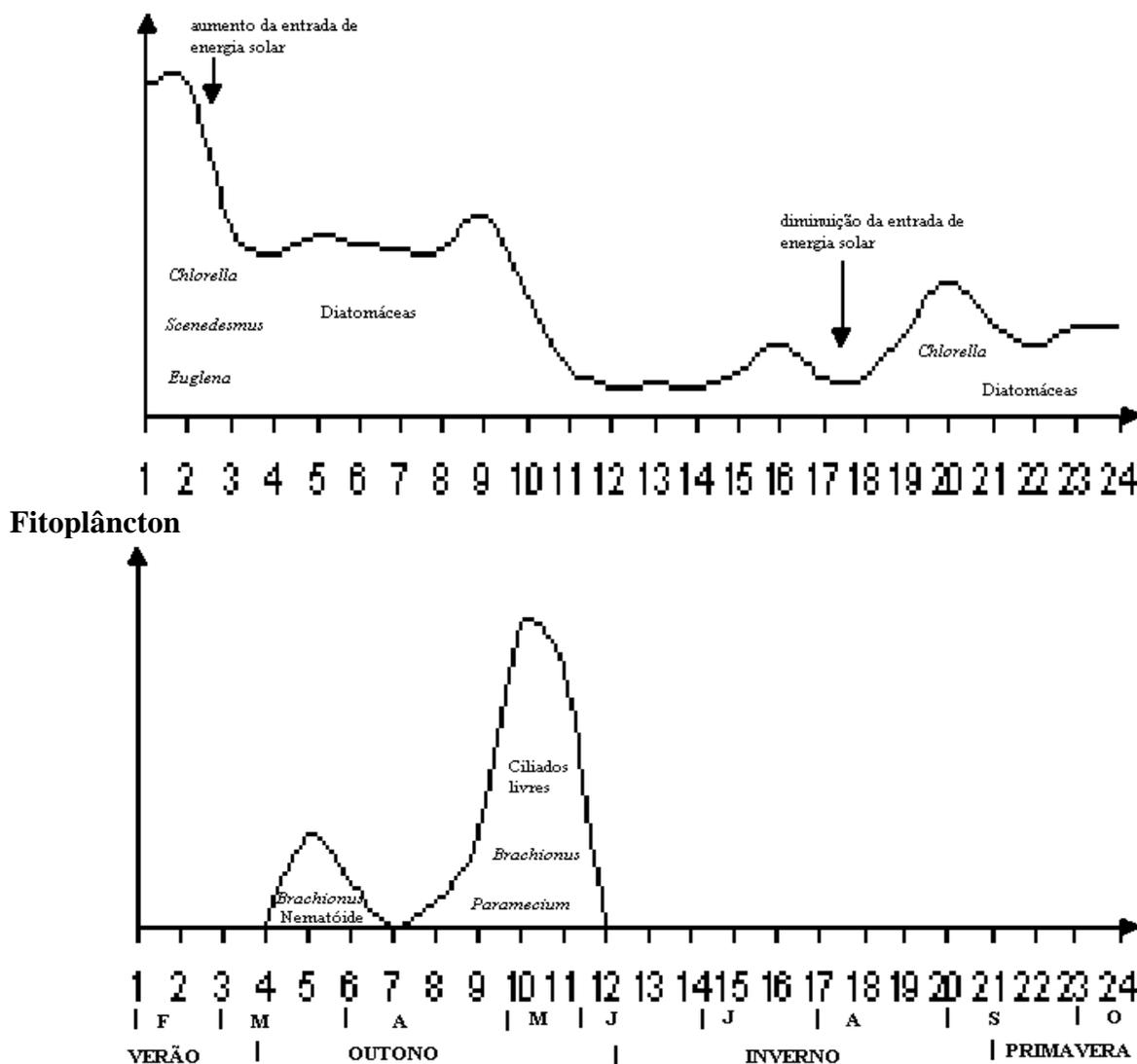
Figura 4.11. Sucessão sazonal do plâncton na LM2 de acordo com o modelo de 24 etapas desenvolvido por SOMMER et al. (1989), durante o período experimental.

Na LM2, o zooplâncton esteve em baixa concentração durante todo o período experimental (Figura 4.11). As concentrações de clorófitas e de clorofila *a* foram elevadas entre a 8ª e 15ª semana (etapas 10-15), beneficiadas por uma radiação solar não muito intensa (71-91 cal/cm²/dia). A ocorrência de biomassa algal durante todo o período experimental, sem fase de “águas claras”, nas duas lagoas de maturação, resultou em maior aporte de oxigênio, via fotossíntese, que o observado nas outras lagoas (LAT e LAG).

Patil et al. (1975) observaram que as clorófitas foram seguidas pelos euglenófitos na sucessão ecológica e mais tarde estes predominaram, em lagoa de estabilização. *Chlorella vulgaris* e *Ankistrodesmus falcatus* foram as espécies que surgiram mais tarde e foram encontradas com as clorófitas nesta sucessão. Eles observaram que a sulfobactéria *Thiocystis violacea* foi encontrada durante o segundo e terceiro dia, com uma considerável população de algas e protozoários ciliados. Estes organismos foram encontrados geralmente em grande número durante a manhã e à noite caracterizando baixa atividade algal.

A Figura 4.12 apresenta a sucessão sazonal do plâncton na LAG, onde a presença de algas no efluente da LM1 permitiu o desenvolvimento de herbívoros na lagoa de aguapés. A ocorrência de algas filamentosas e diatomáceas (etapas 1-10) favoreceu sobretudo o aparecimento de rotíferos (*Brachionus sp*) e ciliados livres (etapas 8-12). Somente nesta lagoa foi constatada a presença de nematóides. O zooplâncton esteve presente apenas no outono.

Na LAG, a concentração de *Chlorella sp* atingiu densidade máxima (até 2.859 x10⁴ ind/mL) entre a 8ª e 10ª semana (etapas 1 a 10), quando foi constatada maior concentração de zooplâncton e concentrações de amônia inferiores a 7 mg/L, pH neutro, OD em torno de 2 mg/L e precipitação de 114 mm. Picos da concentração de clorofila *a* e de clorófitas foram observados na 2ª e 14ª semana (etapas 2 a 16), coincidindo com baixas concentrações de OD e PT superior a 1 mg/L. Na 14ª semana foi constatada baixa precipitação pluviométrica (70 mm). Um pico de clorofila *a* também foi observado na 24ª semana (etapas 19 a 21), onde possivelmente a menor precipitação (47 mm) deixou o efluente mais concentrado. A diminuição da concentração de clorofila *a* está relacionada principalmente à carga orgânica e consequentemente ao aumento de turbidez e amônia, conforme Zanotelli (2002).



Zooplâncton

Figura 4.12. Sucessão sazonal do plâncton na LAG de acordo com o modelo de 24 etapas desenvolvido por SOMMER et al. (1989), durante o período experimental.

A considerável população de euglenófitos observada na LAG indica que estes estão bem adaptados às condições de baixa DBO (60 mg/L) e concentração de nutrientes, como apontado por Patil et al. (1975), em lagoas de estabilização, onde a comunidade de zooplâncton foi principalmente composta por protozoários ciliados e rotíferos (*Brachionus sp*). Eles concluíram que, doze das espécies de protozoários observadas estavam associadas com picos de algas e elevada fotossíntese.

4.2.2.4.Considerações sobre a sucessão planctônica

A disponibilidade de alimento e a associação das trocas bioquímicas (sistema bicarbonato-carbonato, fitoplâncton e zooplâncton) influenciaram a dinâmica de populações nas lagoas estudadas, resultando em uma sucessão de organismos.

Em geral, a sucessão se apresentou, neste trabalho, representada por diversas espécies de algas clorofíceas, diatomáceas, cianobactérias, protozoários (ciliados livres e fixos), euglenófitos e posteriormente metazoários (estes somente na LAG).

As algas clorofíceas foram predominantes em todas as lagoas, durante todo o período experimental.

A recorrência de certas espécies algais nas lagoas pode ser atribuída, entre outros fatores, às flutuações na concentração da matéria orgânica.

A LAT funcionou comparavelmente a um ecossistema natural, as lagoas de maturação funcionaram sem fase de “águas claras”, caracterizando-se como ambiente predominantemente fotossintético, e a LAG como um ambiente de herbivoria.

4.2.3.Estudo das variações nictemerais

A Figura 4.13 apresenta os resultados obtidos ao longo do ciclo nictemeral, para as variáveis analisadas em cada lagoa. Ressalta-se a importância do conhecimento das flutuações observadas em lagoas de estabilização ao longo do dia, para essas variáveis, conforme trabalhos realizados por Picot et al. (1993), König, (2000) e Diniz et al. (2003).

Em relação as variáveis ambientais, observaram-se flutuações ao longo do dia. A temperatura no interior das lagoas variou entre 13 e 22°C, sendo que os maiores valores ocorreram à tarde às 15h30min, enquanto os menores valores ocorreram durante a madrugada às 4h00min h. As variáveis OD e pH tiveram comportamento semelhante ao da temperatura. O OD variou entre 2,0 e 16,5 mg/L, tendo atingido na LAT 12 mg/L à tarde (15h30min) e 1,2 mg/L às 4h00min. Nas lagoas de maturação, a concentração de OD foi semelhante à noite, com diferenças durante o dia, atingindo às 15h30min os valores de 14,7 e 16,3 mg/L na LM1 e LM2, respectivamente. Na LAG foram observadas as menores concentrações de OD, com um pico de 5 mg/L à tarde. O pH oscilou entre 8 e 9 nas lagoas nos diferentes horários de coleta. A LAT apresentou um pico de 8,6 às 21h00min, enquanto nas lagoas de maturação, o pH esteve mais elevado entre 15h30min e 21h00min. A LAG manteve o pH praticamente

constante no intervalo entre 9h00min e 21h00min, com decréscimo de 8,6 para 8,2 às 4h00min.

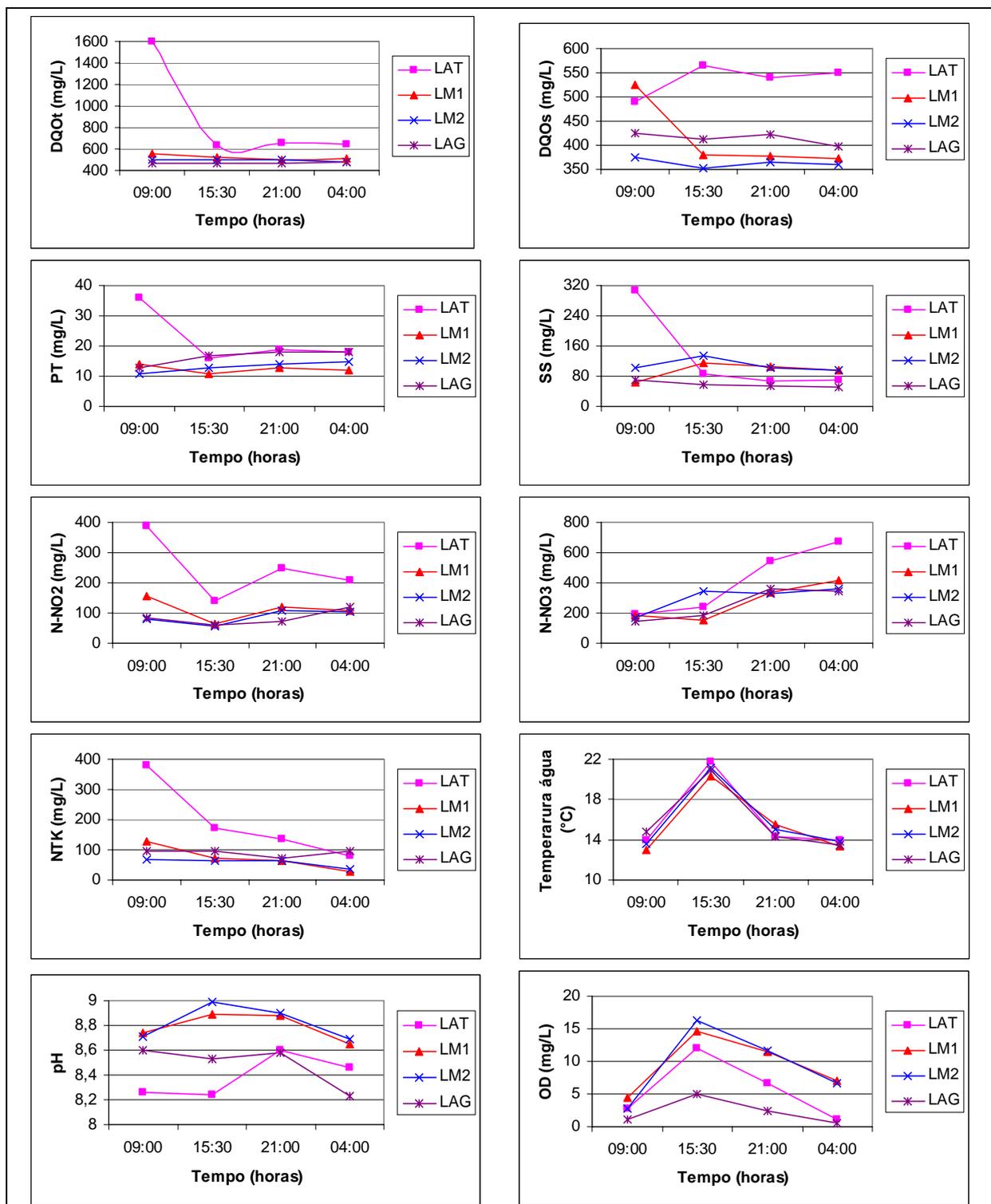


Figura 4.13. Variação nictemeral das variáveis físico-químicas na LAT, LM1, LM2, LAG, valores médios calculados para as profundidades de amostragem.

Estudos realizados por Nascimento et al. (2000) mostraram que os perfis de OD e pH, ao longo de 24 horas, tinham oscilações acentuadas entre os períodos diurno e noturno. Para

Picot et al. (1993), durante a noite, a fotossíntese pára e a concentração de OD diminui muito devido à respiração das algas e outros microrganismos presentes no sistema. König (2000) relata que a atividade fotossintética explica a eficiência de tratamento nas variações diurnas. Com a fotossíntese registram-se valores elevados de OD (>10 mg/L) e pH ($\sim 9,0$), estas variáveis mostram as mudanças na qualidade ambiental do sistema durante o dia. Conforme Oswald (1988b), as variações da temperatura e radiação solar são os principais controladores da atividade algal. As algas contribuem para a elevação do pH devido à retirada de bicarbonatos e deslocamento do equilíbrio bicarbonato-carbonato. O CO_2 pode diminuir muito durante as horas claras do dia, quando a atividade fotossintética das algas supera a respiração das bactérias. Como consequência, há uma elevação do pH nestas horas devido à dissociação dos íons bicarbonato em dióxido de carbono (principal fonte de carbono para as algas) e íons hidroxila (responsável pela alteração do pH). A concentração de OD varia com a atividade das algas e está associada com as condições climáticas locais. König (2000) registrou concentrações de OD (15,4 mg/L) mais elevadas à tarde, entre 12 e 16 horas, em lagoas localizadas no Nordeste do Brasil.

Os resultados obtidos por Picot et al. (1993), em lagoas de alta taxa com esgoto doméstico, mostraram concentração de OD variando entre 33 mg/L e $<0,1$ mg/L e pH entre 9,9 e 8,6, durante o dia e à noite, respectivamente. Baixos valores de pH foram observados à noite devido à ausência da fotossíntese e respiração dos microrganismos. A abundância de bactérias foi sempre constante durante o período estudado.

Entre 9h00min e 15h30min, a DQO (total ou solúvel), o NTK, o PT, o N- NO_2 e os SS apresentaram variações na LAT resultantes da biodegradação destes compostos, em função do abastecimento do sistema ter sido efetuado apenas no horário das 9h00min. A partir das 15h30min, o PT e os SS tiveram um comportamento semelhante ao longo das coletas, sendo os resultados próximos entre as lagoas LAT e LAG e entre LM1 e LM2.

Os comportamentos de N- NO_2 e N- NO_3 evidenciam nitrificação nas lagoas, principalmente na LAT. As concentrações vão aumentando ao longo do dia, em função do consumo do oxigênio produzido pelas algas, via fotossíntese. Devido a problemas analíticos, não foi possível apresentar os resultados para amônia.

Bento (2005) constatou em lagoas (lagoa facultativa e lagoa com biofilme) tratando esgoto doméstico que houve variação em um ciclo diário na concentração de nutrientes (compostos nitrogenados e fosfato), OD e pH, ao longo das lagoas (perfil longitudinal).

A remoção de nutrientes está ligada às variações da temperatura e radiação solar, que controlam a atividade algal (OSWALD, 1988b). König (2000) verificou também que DBO,

PT, SS, clorofila *a* e coliformes fecais têm variação nictemeral em lagoas facultativas. Altas concentrações de clorofila *a* coincidiram com altas concentrações de DBO e SS.

Diniz et al. (2003) observaram que o PT aumentou com a profundidade e com a chegada da noite. O aumento da concentração de PT com a profundidade pode estar relacionado com baixas concentrações de OD na parte inferior da coluna de água.

A Figura 4.14 apresenta a variação nictemeral da clorofila *a* nas lagoas LAT, LM1, LM2 e LAG, para os valores médios obtidos ao longo da coluna d'água.

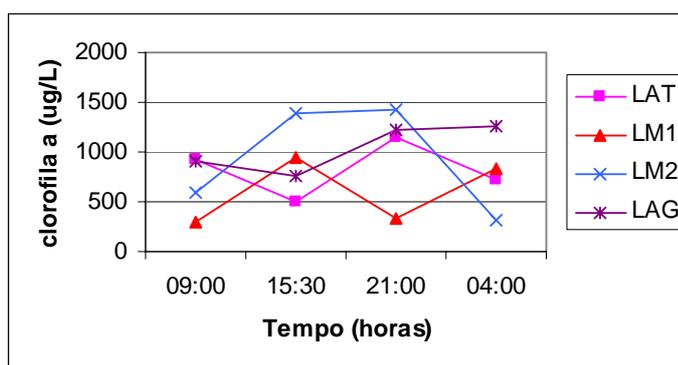


Figura 4.14. Variação nictemeral da clorofila *a* nas lagoas LAT, LM1, LM2 e LAG, valores médios calculados ao longo da coluna d'água.

As concentrações de clorofila *a* foram variáveis, não apresentando um padrão quanto aos horários de coleta nas lagoas, ressaltando que a LM2 apresentou as maiores concentrações no período entre 15h30min e 21h00min.

A concentração de clorofila *a* foi maior no fundo da LAT no horário de maior temperatura da água. Nos horários de menor temperatura da água, esta concentração foi maior na superfície desta lagoa, para König (2000), isto ocorre, provavelmente, devido à mobilidade do fitoplâncton na coluna de água conforme o horário de coleta.

Observa-se na Figura 4.14 que as variações da clorofila *a* foram menores na LAG ao longo do dia, provavelmente devido à cobertura das plantas e menores variações da temperatura do meio. Os resultados obtidos nas diferentes profundidades também foram variáveis em cada lagoa, conforme apresentado no Apêndice 4.

Pedroza et al. (2001) observaram que as concentrações de clorofila *a* sofreram variações ao longo da coluna de água durante o período da manhã. O nível localizado a 50 cm da superfície tendeu a apresentar menores concentrações do que o nível 200 cm. As amostras coletadas às 14h00min apresentaram concentrações de clorofila *a* com tendência de decréscimo do nível 5 cm para os níveis mais profundos da lagoa. Eles obtiveram concentrações de clorofila *a* variando entre 131 e 1.875 µg/L, em lagoas facultativas primárias no Nordeste do Brasil. Enquanto Diniz et al. (2003), em um açude localizado no

semi-árido paraibano, obtiveram concentração de 2,7 $\mu\text{g/L}$ de clorofila *a*, com valores mais elevados durante o dia, pela atividade fotossintética, decrescendo com o aumento da profundidade devido à atenuação da luz solar no interior da massa líquida.

Em lagoa facultativa com mistura pela ação dos ventos, Meneses et al. (2005) obtiveram dados de clorofila *a*, em diferentes profundidades e horários de coleta (9, 13 e 16 horas), observou-se alta concentração de SS no efluente com pouca eficiência de remoção (37,5%) e que não houve distinção próxima à superfície, na zona fótica, como é normalmente encontrado em lagoas facultativas. A mistura completa da coluna de água da lagoa explica, provavelmente, porque *Chlorella sp* e diatomáceas penadas foram as algas dominantes e porque houve a ausência completa de gêneros flagelados como *Euglena sp*.

Domitrovic et al. (1998) verificaram que, em um lago subtropical na Argentina, as clorofíceas ocuparam os estratos superficial e mediano. Eles registraram que não são sempre as mesmas espécies dominantes nas diferentes profundidades. Assim, *Chlorella vulgaris* predominou no estrato superficial da lagoa. As clorofíceas foram o segundo grupo em importância, precedidas pelas cianobactérias, em temperatura superior a 20°C, e as diatomáceas não superaram 2% da densidade total.

König (2000) observou que, em lagoas de maturação, a estratificação de algas não é evidenciada como nas lagoas facultativas, pois a distribuição das algas (medida através da clorofila *a*) é mais uniforme e varia muito pouco durante o dia.

A Figura 4.15 apresenta os valores médios obtidos na variação nictemeral das algas clorofíceas nas lagoas LAT, LM1, LM2 e LAG.

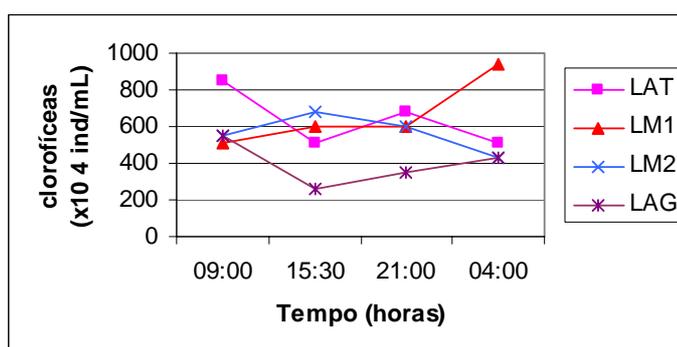


Figura 4.15. Variação nictemeral das algas clorofíceas nas lagoas LAT, LM1, LM2 e LAG, valores médios calculados com as diferentes profundidades de coleta.

A LAG apresentou a menor concentração de clorofíceas ao longo do dia, enquanto as lagoas de maturação apresentaram um comportamento similar, com exceção dos valores obtidos no horário das 4h00min. Na LAT, o horário de maior concentração foi o das 9h00min.

As diatomáceas foram presenciadas nas diferentes profundidades da LAG e lagoas de maturação (Apêndice 5). No horário das 21h00min, estas algas foram encontradas somente na superfície destas lagoas. Os euglenófitos estiveram no fundo da LAG durante a noite. Segundo König (2000), a partir das 16h00min ocorre uma migração das algas flageladas em direção ao fundo da lagoa, onde permanecem até o dia seguinte, quando se repete o fenômeno. A frequência e o número de gêneros flagelados e não-flagelados são influenciados pelo fotoperíodo. O predomínio dos gêneros flagelados durante o dia é resultado de sua capacidade de locomoção.

O comportamento das concentrações das clorofíceas seguiu o da clorofila *a*, sendo que esta constatação também foi observada por Meneses et al. (2005) e Costa et al. (2006a) em lagoas que sofrem grande influência dos ventos.

4.2.4. Análise em componentes principais (ACP)

4.2.4.1. Lagoa de alta taxa (LAT)

Aplicando a análise fatorial para dezoito variáveis medidas na LAT, foram determinados dezessete fatores artificiais, representados na Tabela 4.17, dos quais foram escolhidos os seis primeiros fatores artificiais com autovalores maiores que 1. Estes fatores explicam 86,1% da variância das variáveis.

Tabela 4.17. Autovalores e percentuais das variâncias das variáveis resultantes da análise para a LAT.

Num. eixo Principal	Autovalor	% Inércia total	% Inércia Acumulada
1	5,0321	28,0	28,0
2	3,9282	21,8	49,8
3	2,1243	11,8	61,6
4	1,8628	10,3	71,9
5	1,5242	8,5	80,4
6	1,0344	5,7	86,1
7	0,8765	4,9	91,0
8	0,6207	3,4	94,5
9	0,3163	1,8	96,2
10	0,2302	1,3	97,5
11	0,1782	1,0	98,5
12	0,1308	0,7	99,2
13	0,0587	0,3	99,5
14	0,0474	0,3	99,8
15	0,0171	0,1	99,9
16	0,0122	0,1	100,0
17	0,0058	0,0	100,0

Os coeficientes de correlação entre as variáveis originais e os três fatores artificiais provenientes da análise de autovalores encontram-se na Tabela 4.18.

Tabela 4.18. Coeficientes de correlação das variáveis com os fatores artificiais na LAT.

Variável	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
N-NH ₄	0,634	-0,464	0,272
DQOs	0,762	-0,195	-0,411
DBOs	0,362	-0,151	0,593
N-NO₃	0,728	-0,373	0,154
N-NO₂	0,818	0,059	-0,199
NTK	0,565	-0,641	0,176
PT	0,842	-0,254	-0,058
SS	0,153	-0,786	-0,107
pH	0,031	-0,249	0,660
OD	-0,549	-0,481	0,095
Tagua	-0,324	-0,607	0,301
Chl-a	-0,603	-0,338	0,378
Radiação	-0,414	-0,709	-0,132
Chuva	-0,334	-0,515	-0,514
Vento	-0,373	-0,200	0,406
Umidade	-0,144	0,663	0,352
Tar	-0,671	-0,510	-0,413
Fito	-0,070	0,366	0,048

Nesta lagoa, o fator remoção de nutrientes está relacionado ao fator 1, pelo valor de correlação do PT (0,842), o fator crescimento algal relacionado ao fator 2, tendo SS coeficiente de correlação (-0,786) e o fator estabilidade do processo relacionado ao fator 3 (pH) com coeficiente de correlação (0,660).

Relacionadas ao fator 1 estão DQOs, PT, N-NO₂, que são descritivas dos fatores concentração de material orgânico e remoção de nutrientes. DQOs, PT, NTK, N-NO₃, N-NH₄ são positivamente correlacionadas entre si e são as principais variáveis explicativas do comportamento bioquímico do sistema, não influenciando o outro grupo, grupo das variáveis ambientais, constituído por radiação, chuva, OD, chl-a, temperatura da água e do ar. O fator 2 foi correlacionado negativamente com SS e radiação, descritivas dos fatores crescimento algal e aerobidade. O terceiro fator apresentou correlação com o pH (fator estabilidade do processo). O fator 2, relacionado ao crescimento algal (SS) apresentou correlação negativa com a umidade e correlação positiva com a radiação e NTK (Figura 4.16).

A distribuição das variáveis ao longo dos eixos coordenados, representativos dos dois fatores artificiais de resultados mais expressivos são visualizados na Figura 4.16.

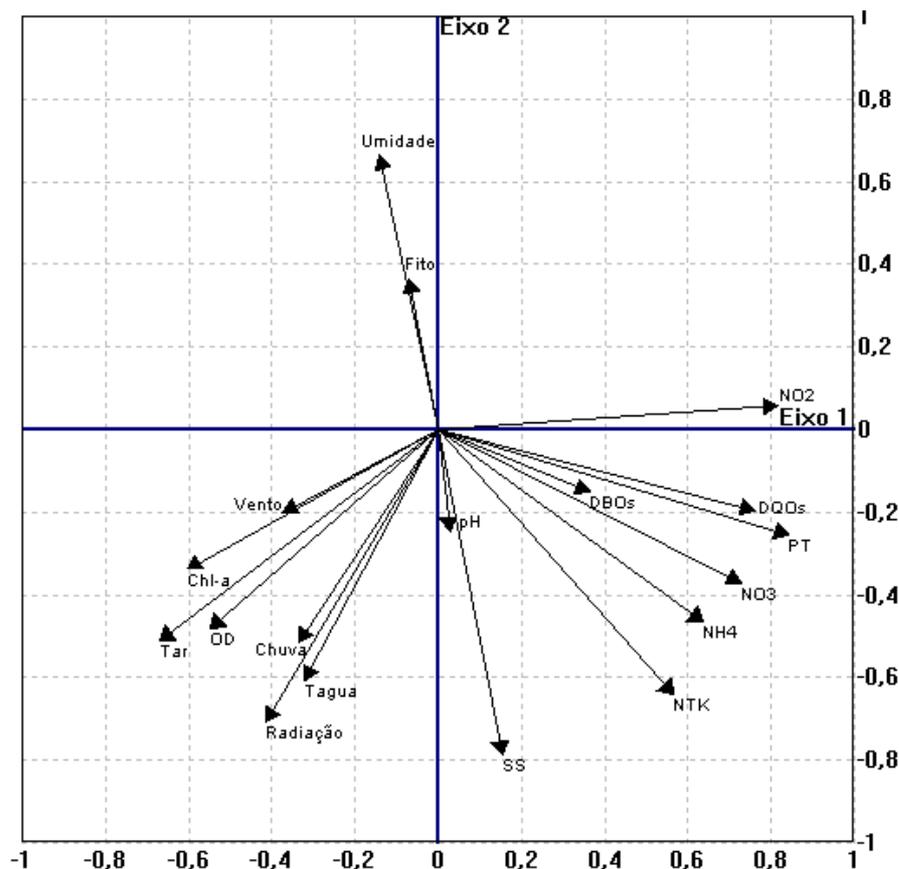


Figura 4.16. Mapa fatorial das variáveis representadas pelos fatores 1 e 2 da LAT.

Os fatores remoção de nutrientes (compostos nitrogenados, PT) e concentração de material orgânico mostraram correlação positiva. Apresentaram correlação negativa os fatores aerobocidade (radiação e OD), temperatura (Tar, Tagua), condições climáticas (chuva, vento) e crescimento algal (chl-a, SS). Vento e DQOs, radiação e umidade, OD e Tagua, radiação e chuva, radiação e SS apresentaram correlação negativa. A chl-a apresentou correlação negativa com o OD e positiva com N-NO₂ (Figura 4.16).

Pedroza et al. (2001) mostraram a ocorrência de correlação significativa e positiva entre os parâmetros chl-a e PT, o que indica que as concentrações crescentes de biomassa de algas corresponderam a aumentos nas concentrações de PT. Isso demonstrou que a assimilação biológica de ortofosfato solúvel foi o mecanismo que predominou na coluna líquida da lagoa. Zanutelli et al. (2002), tratando dejetos suínos, em lagoa facultativa com chicanas, concluiu que houve forte associação entre PT e sólidos totais fixos.

Moersidik (1992) e El Halouani et al. (1993) mostraram correlação negativa entre os fatores climáticos e fotossintéticos (chl-a, pH e O₂) e entre as formas dissolvidas de nitrogênio e fósforo (N-NH₄ e P-PO₄), bem como a influência da carga orgânica na eficiência das lagoas de alta taxa tratando efluentes domésticos. Eles descreveram esse tipo de lagoa como um meio

com uma atividade fotossintética importante, onde a produção elevada da biomassa, revelada pela clorofila *a*, SS, elevação do pH e do teor em OD, propicia um bom funcionamento da depuração do efluente com capacidade de eliminação das formas minerais dissolvidas, na primavera e no verão (devido à profundidade limitada), mesmo se a radiação e a temperatura da água não forem muito elevadas.

Para ambiente com pouca matéria orgânica, Diniz et al. (2003) empregaram a ACP em águas de um açude, onde o fator 1 teve correlação positiva com magnésio e condutividade elétrica e correlação negativa com dureza, cálcio, clorofila *a*, OD e temperatura da água. No fator 2, houve correlação negativa com sódio e potássio e positivas com bicarbonatos e cloretos. No fator 3 as associações entre as variáveis não foram significativas ao nível de 10%.

Na comparação de dois experimentos com efluentes de sistemas de terras úmidas construídas (wetland), plantados com *Typha sp*, efetuados por Meira et al. (2005a), foram verificados, através da ACP, que no primeiro experimento, o fator relacionado aos nutrientes foi também o principal, seguido pelo fator associado à concentração de sais; enquanto que no segundo experimento, houve uma inversão, o primeiro fator foi associado à concentração de sais, seguido pelo fator associado aos nutrientes. Em ambos os experimentos, o terceiro fator ficou associado à temperatura.

4.2.4.2.Lagoa de maturação1 (LM1)

A análise fatorial das dezoito variáveis medidas na LM1 determinou dezessete fatores artificiais representados na Tabela 4.19, sendo que destes foram escolhidos os cinco primeiros fatores artificiais com carga maior que a unidade, que explicam 82,2% da variância das variáveis da respectiva lagoa. Os coeficientes de correlação entre as variáveis originais e os três fatores artificiais provenientes da análise dos autovalores estão na Tabela 4.20.

Tabela 4.19. Autovalores e percentuais das variâncias das variáveis resultantes da análise para a LM1.

Núm.eixo principal	Autovalor	% Inércia total	% Inércia acumulada
1	5,8487	32,5	32,5
2	3,7556	20,9	53,4
3	2,5633	14,2	67,6
4	1,3986	7,8	75,4
5	1,2385	6,9	82,2
6	0,8216	4,6	86,8
7	0,7197	4,0	90,8
8	0,5570	3,1	93,9
9	0,4474	2,5	96,4
10	0,3211	1,8	98,2
11	0,1163	0,6	98,8
12	0,0987	0,5	99,4
13	0,0484	0,3	99,6
14	0,0280	0,2	99,8
15	0,0215	0,1	99,9
16	0,0136	0,1	100,0
17	0,0019	0,0	100,0

Tabela 4.20. Coeficientes de correlação das variáveis com os fatores artificiais na LM1.

Variável	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
N-NH ₄	0,960	-0,030	0,072
DQOs	0,741	-0,257	-0,282
DBOs	0,215	-0,256	-0,706
N-NO ₃	0,831	-0,383	0,042
N-NO ₂	0,884	-0,257	-0,003
NTK	0,707	-0,653	0,122
PT	0,898	0,144	-0,062
SS	-0,185	-0,664	-0,552
pH	-0,442	-0,421	-0,296
OD	0,039	-0,251	-0,677
Tagua	-0,275	-0,468	0,410
Chl-a	-0,727	-0,127	-0,465
Radiação	-0,330	-0,739	0,261
Chuva	-0,113	-0,683	0,407
Vento	-0,403	-0,381	-0,131
Umidade	-0,226	0,732	0,040
Tar	-0,467	-0,582	0,573
Fito	-0,405	-0,129	-0,378

Nesta lagoa predomina o fator remoção de nutrientes (relacionado com o fator 1) pelo valor de correlação atribuído a N-NH₄ (0,960), o fator aerobividade relacionado ao fator 2 pela radiação tendo coeficiente de correlação (-0,739) e o fator concentração de material orgânico referente ao fator 3 pela DBOs com coeficiente de correlação (-0,706).

Oliveira et al. (2001) obtiveram, em lagoas de maturação, apenas dois fatores artificiais com autovalor maior que 1: fatores aerobividade e temperatura. Observaram que, na lagoa de maturação 1 (M1), quanto maior for a atividade fotossintética menor será a concentração de coliformes fecais.

O mapa fatorial das variáveis representado pelos fatores 1 e 2 esta apresentado na Figura 4.17.

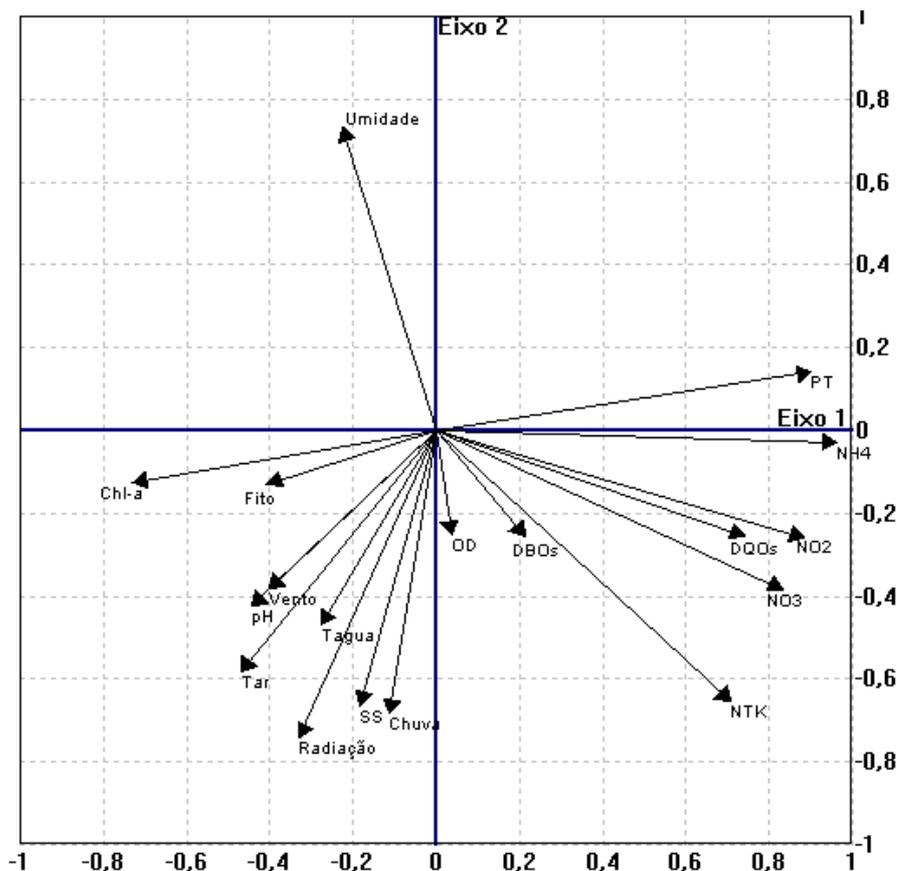


Figura 4.17. Mapa fatorial das variáveis pelas duas primeiras componentes principais da LM1.

Pode ser observado nesta figura, que o fator 1 apresentou alta correlação positiva com a DQOs (fator concentração de material orgânico), N-NH₄, N-NO₃, N-NO₂, NTK, PT (fator remoção de nutrientes) e correlação negativa com a chl-a, descritiva do fator crescimento algal. O segundo fator esteve correlacionado com radiação e umidade, descritivas dos fatores aerobocidade e condições climáticas, respectivamente. O terceiro fator, de menor importância, relacionou-se de forma negativa com a DBOs, descritiva da concentração de material orgânico.

O fator concentração de material orgânico é característico de lagoas que apresentam o efluente de pior qualidade, dada a influência de variáveis como DBOs e DQOs, ao longo da série de lagoas do sistema de tratamento.

Nesta lagoa, DQOs, N-NO₃, N-NO₂, NTK correlacionaram-se positivamente mas não sofreram influência as variáveis vento, chuva, radiação, SS, pH, temperatura do ar e da água, que apresentaram correlação negativa entre si.

4.2.4.3. Lagoa de maturação 2 (LM2)

No estudo da LM2 foram analisadas dezoito variáveis. Através da análise fatorial foram determinados dezesseis fatores artificiais, representados na Tabela 4.21, sendo escolhidos os cinco primeiros fatores que somados explicam 80,8% da variância das variáveis.

A Tabela 4.22 apresenta a correlação entre as variáveis em estudo e os três fatores artificiais gerados pela análise dos autovalores. Relacionado ao fator 1 está o fator remoção de nutrientes, expresso pelo PT (0,932), ao fator 2 está o fator remoção de nutrientes atribuída ao NTK com coeficiente de correlação (-0,786) e ao fator 3 está o fator crescimento algal devido à chl-a (-0,692).

Tabela 4.21. Autovalores e percentuais das variâncias das variáveis resultantes da análise para a LM2.

Núm.eixo Principal	Autovalor	% Inércia total	% Inércia acumulada
1	5,7228	31,8	31,8
2	3,8521	21,4	53,2
3	2,2385	12,4	65,6
4	1,5268	8,5	74,1
5	1,2047	6,7	80,8
6	0,9885	5,5	86,3
7	0,7840	4,4	90,7
8	0,5157	2,9	93,5
9	0,4207	2,3	95,9
10	0,3390	1,9	97,7
11	0,1833	1,0	98,8
12	0,0921	0,5	99,3
13	0,0901	0,5	99,8
14	0,0260	0,1	99,9
15	0,0125	0,1	100,0
16	0,0031	0,0	100,0

Tabela 4.22. Coeficientes de correlação das variáveis com os fatores artificiais na LM2.

Variável	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
N-NH4	0,849	-0,090	0,283
DQOs	0,885	-0,257	-0,139
DBOs	0,430	0,196	0,429
N-NO3	0,737	-0,607	-0,012
N-NO2	0,862	-0,403	-0,029
NTK	0,487	-0,786	-0,262
PT	0,932	0,221	0,006
SS	-0,243	-0,668	0,008
pH	-0,231	0,135	-0,459
OD	0,224	-0,060	-0,530
Tagua	-0,447	-0,440	0,343
Chl-a	0,229	-0,102	-0,692
Radiação	-0,540	-0,643	0,202
Chuva	-0,365	-0,714	-0,186
Vento	-0,375	-0,134	-0,425
Umidade	-0,123	0,716	0,083
Tar	-0,718	-0,592	0,247
Fito	-0,363	0,258	-0,687

O primeiro fator correlacionou-se positivamente com a DQOs (fator concentração de material orgânico), N-NH₄, N-NO₃, N-NO₂, PT (fator remoção de nutrientes) e negativamente com a Tar, descritiva da temperatura. O segundo fator apresentou correlação positiva com a umidade (fator condições climáticas) e negativa com o NTK (fator remoção de nutrientes). O terceiro fator artificial, de menor importância, não apresentou coeficiente de correlação maior ou igual a 0,7 para nenhuma variável. Porém, a correlação da chl-a com este fator é praticamente 0,7 (-0,692), indicando o desenvolvimento da biomassa algal.

O mapa fatorial das variáveis representado pelos fatores 1 e 2 está apresentado na Figura 4.18.

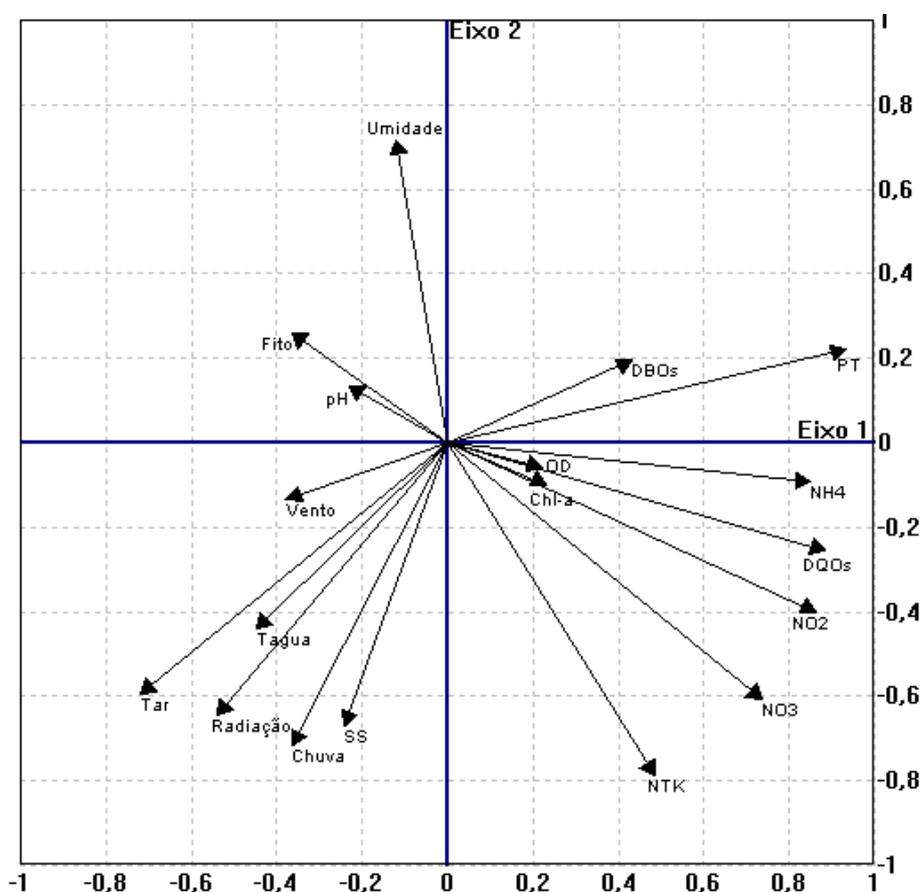


Figura 4.18. Mapa fatorial das variáveis pelas duas primeiras componentes principais da LM2.

O fator remoção de nutrientes (N-NH₄) (fator1) correlacionou-se positivamente com outros compostos nitrogenados, chl-a e PT e negativamente com o fitoplâncton (fito). O fator aerobocidade (fator 2), representado pela radiação correlacionou de forma negativa com Tar, Tagua, chuva e de forma positiva com umidade e PT. Ao fator 3 está relacionado a DBOs.

Nesta lagoa, DQOs, N-NH₄, N-NO₃, N-NO₂ apresentaram correlação positiva e temperatura do ar e da água, radiação, chuva, SS, apresentaram correlação negativa, porém

esses dois grupos de variáveis não tiveram influência um sobre o outro (Figura 4.18).

Os fatores concentração de material orgânico (DQOs, DBOs) e remoção de nutrientes (compostos nitrogenados, PT) apresentaram correlação positiva entre si e os fatores crescimento algal (SS, fito), condições climáticas (vento, chuva), temperatura (Tar, Tagua) e estabilidade do processo (pH) apresentaram correlação negativa entre si.

A umidade apresentou correlação negativa com a radiação, SS e NTK. A chl-a está correlacionada negativamente com o fator remoção de nutrientes, enquanto que a DQOs correlaciona-se positivamente com este fator. Tar e PT correlacionam-se de forma negativa e Tar, radiação e chuva têm correlação negativa (Figura 4.18).

Para lagoa de maturação secundária (M2) com efluente doméstico, Oliveira et al. (2001) obtiveram os mesmos fatores da lagoa de maturação primária (M1): aerobividade e temperatura. Para a lagoa de maturação terciária (M3) obtiveram crescimento algal e temperatura. Nesta última lagoa, o primeiro fator mostrou alta correlação com as variáveis DBO₅, DQO e SS, podendo a atividade fotossintética ter influenciado nestas variáveis. Silva F^o et al. (2001) aplicaram a análise fatorial em uma série de lagoas de maturação com aplicação de carga elevada, que resultou na interpretação dos fatores, em ordem decrescente de percentual de explicação da variância total das variáveis (e autovalor maior que 1) crescimento algal, temperatura e aerobividade para a primeira lagoa de maturação; aerobividade e temperatura para a segunda lagoa e aerobividade e crescimento algal para a terceira lagoa. Os resultados das análises fatoriais para a série de lagoas facultativa e maturação em um segundo experimento, com efluente doméstico (menor carga), foram semelhantes qualitativamente com os resultados descritos anteriormente. Assim, em ordem decrescente de autovalor (maior que a unidade) foram interpretados para a primeira lagoa, temperatura, aerobividade e crescimento algal; para a segunda lagoa, crescimento algal, temperatura e aerobividade; para a lagoa de maturação secundária concentração de material orgânico, temperatura e aerobividade; para a lagoa de maturação terciária, crescimento algal e aerobividade.

Os autores Meira et al. (2005b) estudaram um efluente de um sistema natural de terras úmidas, no nordeste brasileiro e aplicaram a ACP. O fator relacionado à concentração de sais foi o principal, seguido pelo fator associado à poluição fecal e em terceiro lugar ficou o fator associado à carga de nutrientes. Os fatores principais estiveram associados à qualidade das águas de escoamento superficial de áreas residenciais mal saneadas e, principalmente, ao lançamento indevido de águas residuárias no sistema de drenagem natural da área de contribuição do ecossistema aquático analisado.

4.2.4.4. Lagoa de aguapés (LAG)

A análise fatorial aplicada no estudo de dezoito variáveis originais da lagoa com aguapés resultou em dezesseis fatores artificiais, apresentados na Tabela 4.23, dos quais foram escolhidos cinco com autovalores maiores que 1, os quais somados explicam 84,3% da variância das variáveis originais.

Tabela 4.23. Autovalores e percentuais das variâncias das variáveis resultantes da análise para a LAG.

Núm.eixo principal	Autovalor	% Inércia Total	% Inércia acumulada
1	5,8663	32,6	32,6
2	3,9484	21,9	54,5
3	2,1044	11,7	66,2
4	1,8051	10,0	76,2
5	1,4410	8,0	84,3
6	0,7843	4,4	88,6
7	0,6353	3,5	92,1
8	0,4456	2,5	94,6
9	0,3427	1,9	96,5
10	0,2725	1,5	98,0
11	0,2008	1,1	99,1
12	0,0778	0,4	99,6
13	0,0468	0,3	99,8
14	0,0222	0,1	100,0
15	0,0059	0,0	100,0
16	0,0011	0,0	100,0

A Tabela 4.24 apresenta os coeficientes de correlação entre as variáveis medidas e os dois fatores artificiais da análise dos autovalores.

Tabela 4.24. Coeficientes de correlação das variáveis com os fatores artificiais na LAG.

Variável	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
N-NH4	-0,687	0,435	-0,201
DQOs	-0,803	0,567	0,057
DBOs	-0,404	0,273	0,251
N-NO3	-0,748	0,368	-0,024
N-NO2	-0,867	0,338	0,112
NTK	-0,945	-0,071	-0,048
PT	-0,610	0,053	-0,577
SS	-0,163	-0,412	0,711
pH	-0,603	0,193	0,563
OD	-0,610	-0,453	-0,168
Tagua	-0,269	-0,793	-0,235
Chl-a	-0,090	-0,573	-0,158
Radiação	-0,497	-0,632	0,179
Chuva	-0,529	-0,574	-0,124
Vento	0,129	-0,539	0,236
Umidade	0,689	0,167	-0,339
Tar	-0,340	-0,811	-0,202
Fito	0,181	-0,179	0,679

A análise da distribuição das variáveis no mapa fatorial permite constatar que o fator de maior representatividade na LAG foi a remoção de nutrientes (correspondentes ao fator 1,

abscissas) devido ao alto coeficiente de correlação (-0,945) apresentado pelo NTK e associado ao fator 2 (eixo das ordenadas) está o fator temperatura (Tar) (-0,811) e ao fator 3, o fator crescimento algal referente aos SS com coeficiente de correlação (0,711).

O fator 1 apresentou correlação negativa com a DQOs (fator concentração de material orgânico), N-NO₃, N-NO₂ e NTK, descritivas do fator remoção de nutrientes. O segundo fator apresentou correlação negativa com o fator temperatura (Tar e Tagua). O terceiro fator correlacionou-se positivamente com os SS, descritivo do fator crescimento algal.

A Figura 4.19 apresenta o mapa fatorial das variáveis pelas duas componentes principais na LAG.

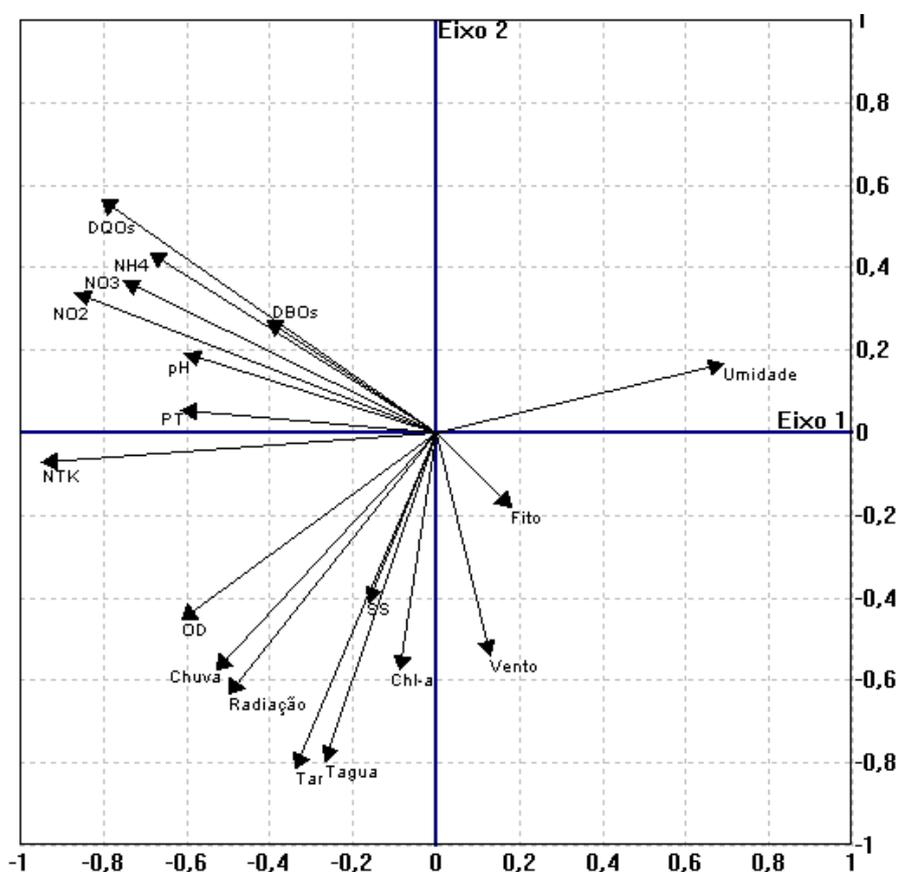


Figura 4.19. Mapa fatorial das variáveis representadas pelos fatores 1 e 2 da LAG.

O fator remoção de nutrientes (NTK) correlacionou-se de forma negativa com os compostos nitrogenados (amônia, nitrito e nitrato), PT, chuva e de forma positiva com a umidade. O fator temperatura correlacionou-se negativamente com: radiação, chl-a e chuva. O fator crescimento algal, indicado pelos SS, está correlacionado, de forma positiva, com a variável fito (Figura 4.19).

Pelo mapa fatorial pode-se constatar que os fatores remoção de nutrientes (compostos nitrogenados e PT), estabilidade do processo (pH) e concentração de material orgânico

(DQOs, DBOs) apresentam correlação negativa. Os fatores climáticos (variáveis chuva e vento), crescimento algal (SS, chl-a), temperatura (Tar, Tagua), aerobicidade (radiação, OD) também apresentaram correlação negativa entre si, porém estes fatores correlacionaram-se positivamente com a umidade. Para a variável fitoplâncton (fito) foi possível observar relação inversa com o PT.

Verificou-se que a radiação apresentou correlação negativa entre Tar, Tagua, chl-a e chuva; NTK com Tar, Tagua e pH. Foi observada correlação negativa do N-NO₂ com NTK.

As duas principais variáveis, em relação ao eixo 1, foram NTK e umidade, que se correlacionam negativamente, sendo que quando a concentração de NTK é elevada, há pouca umidade e vice-versa.

Zanotelli et al. (2003) obtiveram, para tratamento de dejetos suínos, os fatores concentração de material orgânico (fator 1 e 3), representado pela variável SS e DQO, respectivamente; estabilidade do processo (fator 2) indicado pela pH. O estudo com lagoas facultativas com chincanas apresentou como fator predominante a concentração de material orgânico (DQO e sólidos) e temperatura em todas as lagoas.

Utilizando uma série de lagoas aeradas e facultativas, com efluente doméstico, Nameche et al. (2000) mostraram que os fatores mais importantes foram a carga hidráulica e as concentrações de DQO_t, SS, NTK e N-NO₃, justificando a fraca performance da lagoa aerada, especialmente para a nitrificação, devido ao curto tempo de residência e as baixas temperaturas médias. A ACP demonstrou que a temperatura e a energia solar estão fortemente correlacionadas com os principais fatores que controlam o processo nas lagoas de estabilização, como também foi constatado nos resultados obtidos no presente estudo.

4.2.5.Considerações sobre aplicação da ACP

Os fatores artificiais resultantes da ACP, realizada para o sistema de lagoas para tratamento de dejetos suínos estão apresentados na Tabela 4.25.

Tabela 4.25. Resumo dos fatores artificiais obtidos para o sistema de lagoas.

Lagoa	Fator extraído
LAT	Remoção de nutrientes Crescimento algal Estabilidade do processo
LM1	Remoção de nutrientes Aerobicidade Concentração de material orgânico
LM2	Remoção de nutrientes Crescimento algal
LAG	Remoção de nutrientes Temperatura Crescimento algal

Os resultados de maior importância, que descrevem o funcionamento das lagoas, foram a remoção de nutrientes e o desenvolvimento da biomassa algal. Na LAT, a biomassa algal foi responsável pela remoção de nutrientes e pela atividade fotossintética, elevando o pH. O fator estabilidade do processo, ocorrido nessa lagoa, indicado pela variável pH, ocasionou a diminuição da concentração de PT.

Na LM1, o fator aerobidade é significativa, comprovada pela alta concentração de OD, atingindo 8 mg/L. As algas removeram os nutrientes, compostos nitrogenados e o PT, mas elevaram a concentração de material orgânico (DBOs), demonstrando a necessidade de melhoria da eficiência do sistema de tratamento. Nos resultados obtidos por Zanotelli et al. (2003), a ACP demonstrou que o fator concentração de material orgânico foi predominante em todas as lagoas.

Na seqüência, continuando o processo, a LM2 é influenciada pelo crescimento algal e pela remoção de nutrientes.

Na LAG, os fatores mais significativos foram: remoção de nutrientes, temperatura e crescimento algal. O fator temperatura não foi tão expressivo nas outras lagoas.

O fator concentração de material orgânico foi obtido apenas na LM1, enquanto o fator remoção de nutrientes foi obtido em todas as lagoas, em decorrência de um ambiente adequado para o desenvolvimento de algas e remoção de nutrientes por assimilação. O fator aerobidade refletiu a importância das condições aeróbias das lagoas.

Constata-se que as lagoas demonstraram um bom desempenho de acordo com a finalidade de cada uma delas: a LAT removeu a matéria orgânica e os nutrientes, as lagoas de maturação (LM1 e LM2) e de aguapés (LAG) removeram os nutrientes, promovendo o polimento dos dejetos suínos tratados na LAT.

4.2.5. Quantificação da biomassa planctônica

4.2.5.1. Densidade e riqueza de espécies

A Figura 4.20 apresenta valores médios das espécies clorofiladas e não-clorofiladas presentes e entre estas *Chlorella sp* se destaca nas diferentes lagoas monitoradas.

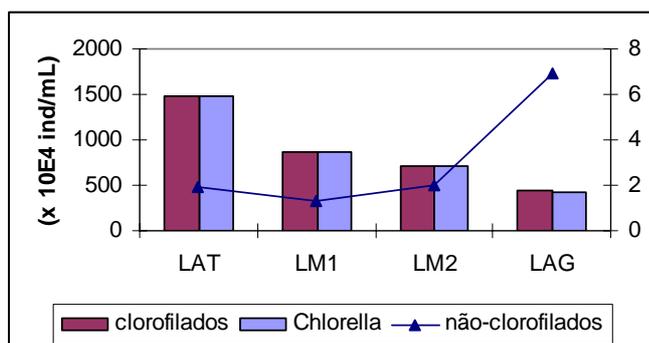


Figura 4.20. Total de espécies clorofiladas (eixo da esquerda) e não-clorofiladas (eixo da direita) e de *Chlorella sp* ($\times 10^4$ ind./mL) (eixo da esquerda).

A LAT apresentou a maior densidade total de clorofilados (1.486×10^4 ind./mL) e a LAG a menor densidade total (443×10^4 ind./mL), conforme mostra a Figura 4.20. A maior quantidade de espécies não-clorofiladas como os protozoários (*Paramecium sp*) e metazoários foi presenciada na LAG.

Na LAT, as espécies não-flageladas tendem a dominar sobre as espécies flageladas, uma vez que ocorre a mistura da massa líquida. Esta lagoa, em climas temperados, tende a exibir variação sazonal na dominância de espécies algais em relação à intensidade da luz, temperatura e herbivoria pelo zooplâncton, segundo Canovas et al. (1996).

A densidade total dos protozoários foi inversamente proporcional à densidade das clorófitas, o que pode ser notado na LAT e LAG. Nesta última lagoa, o sombreamento dos aguapés possivelmente dificultou a proliferação do fitoplâncton, além da predação do zooplâncton pelas algas, acarretando a baixa densidade algal. Os euglenófitos e metazoários ocorreram somente na LAG. Maizonave et al. (2005) obtiveram densidade total do fitoplâncton de 10^3 a 10^4 org/mL e Cruz et al. (2005) obtiveram 0 a 8×10^6 ind./mL.

A alta densidade relativa das clorófitas diminuiu à medida que o efluente é tratado pelo sistema. Em termos percentuais, na LAT, esta densidade é de 99,8% e nas lagoas de maturação foi de 98,4%. Os protozoários e as diatomáceas representaram apenas 0,2% na LAT e 0,3% nas lagoas de maturação. Na LAG, a densidade das clorófitas foi de 97,4% e a do zooplâncton de 2,1%, apresentando este a maior densidade dentre as lagoas estudadas.

Na Figura 4.21 é apresentada a variação temporal do número de espécies (riqueza de espécies) para as diferentes lagoas estudadas.

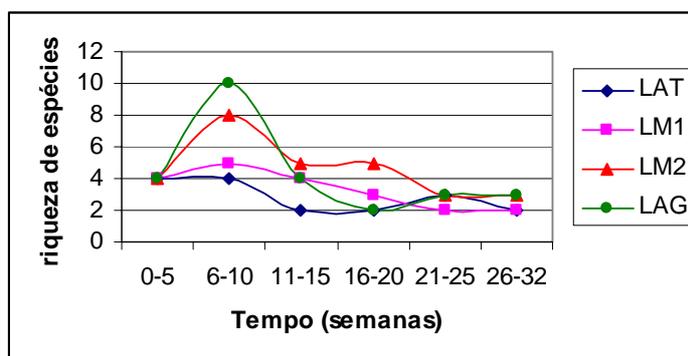


Figura 4.21. Riqueza de espécies da população planctônica nas diferentes lagoas ao longo do tempo (semanas).

No período de 6 a 10 semanas do monitoramento pode-se observar o alto número de espécies correspondendo ao período de alta radiação solar ($\sim 100 \text{ cal/cm}^2/\text{dia}$). Nos outros períodos, a diversidade foi baixa e com valores muito próximos entre as diferentes lagoas.

A LAG apresentou a maior diversidade (10 espécies) seguida pela LM2 (8 espécies), LM1 (5 espécies) e LAT (4 espécies). A baixa riqueza de espécies foi associada à população mono-específica, especialmente de *Chlorella sp.* Zulkifli (1992) obteve riqueza de espécies situada entre 3 e 15 espécies em lagoa de alta taxa com efluente doméstico. Domitrovic et al. (1998) obtiveram riqueza de espécies de 137 espécies em um lago subtropical na Argentina e ressaltaram que a riqueza de espécies é mais alta em ambientes naturais do que em ambientes eutroficados, como as lagoas de estabilização, devido à população mono-específica. Cruz et al. (2005) registraram riqueza de espécies algais de 18 *taxa*, em efluente doméstico, com lagoas facultativas.

4.2.5.2. Índice de Jaccard

A figura 4.22 mostra a variação do índice de Jaccard calculado para os sistemas A e B. Este índice indica o grau de afinidade cenótica específico existente entre os dois sistemas e considera a presença ou ausência de espécies, sem considerar a quantidade de microrganismos. Um índice de 100% corresponde a uma similitude completa das duas populações (mesmo número de espécies e mesmas espécies presentes). Nos sistemas A e B o índice de 100% ocorreu quando nestes foram observadas a espécie *Chlorella sp.* e raras diatomáceas na entrada e saída destes sistemas. Pode-se constatar que o índice de Jaccard foi mais elevado no sistema B durante as semanas com maior radiação solar ($\sim 50 \text{ cal/cm}^2/\text{dia}$).

Zulkifli (1992) obteve este índice sempre inferior a 40% entre lagoas primárias e secundárias, porém para lagoas de alta taxa, este índice teve média de 60% (de 20 a 100%).

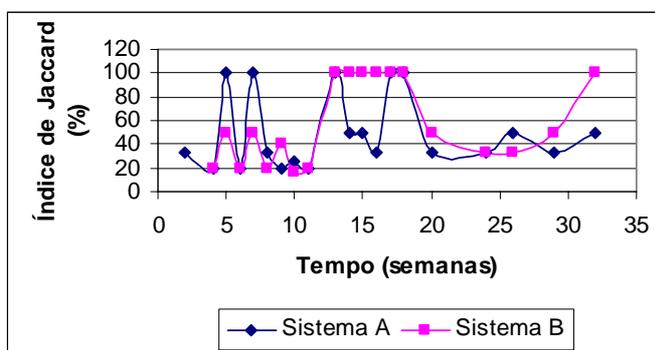


Figura 4.22. Variação do índice de Jaccard nos sistemas A e B ao longo do tempo (semanas).

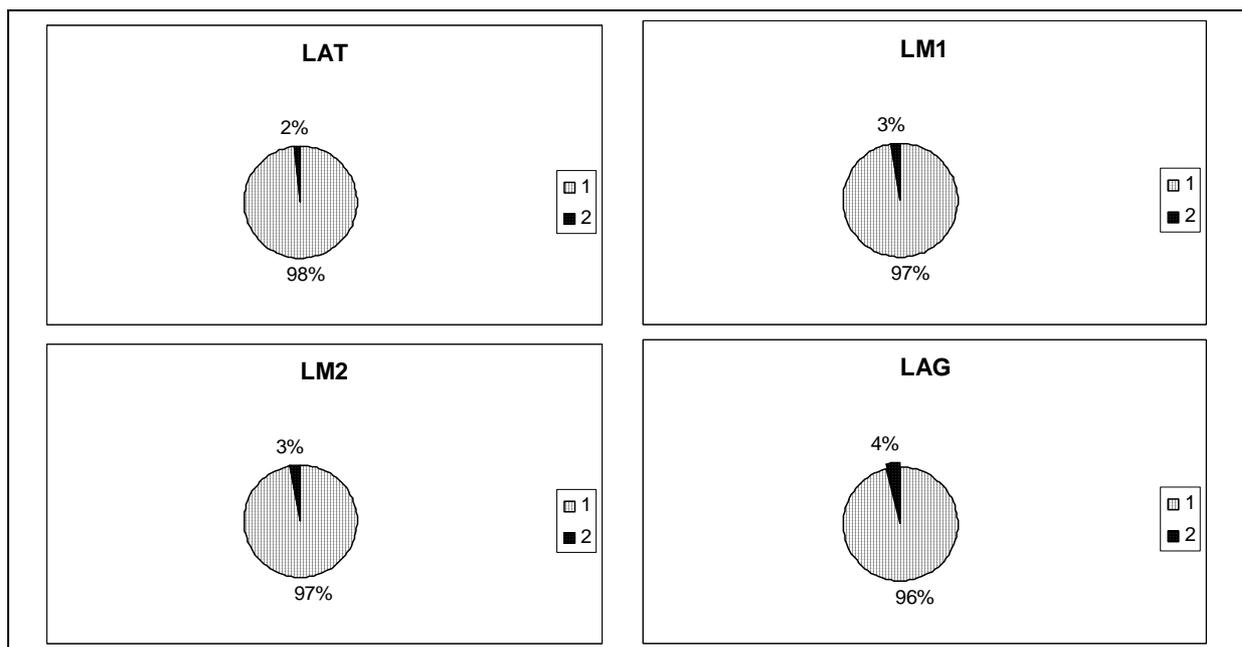
4.2.5.3. Índice de ocorrência de espécies (IOE)

Os índices de ocorrência de espécies (IOE) para os grupos ou espécies encontrados nas diferentes lagoas foram agrupados nas seguintes categorias: espécies permanentes ($F > 0,95$), espécies raras ($F < 0,20$) e espécies ausentes (não encontradas nas amostras). A Tabela 4.26 e a Figura 4.23 apresentam a distribuição do índice de ocorrência das espécies planctônicas e suas categorias nas lagoas: alta taxa, maturação (1 e 2) e aguapés.

Tabela 4.26. Índice de ocorrência de espécies (IOE) e suas categorias para as espécies identificadas na LAT, LM1, LM2 e LAG.

Táxon	IOE				Categorias			
	LAT	LM1	LM2	LAG	LAT	LM1	LM2	LAG
<i>Nitzschia sp</i>	0,05	0,1	0,11	0,17	R	R	R	R
<i>Chlorella sp</i>	1	1	1	1	P	P	P	P
<i>Vorticella sp</i>	0,01	0,01	0,01	0,03	R	R	R	R
Diatomácea	0,01	0,08	0,05	0,01	R	R	R	R
<i>Paramecium sp</i>	0,05	0	0,06	0,03	R	a	R	R
<i>Amphiletus sp</i>	0,01	0	0,05	0,03	R	a	R	R
<i>Aspidisca sp</i>	0,03	0,1	0,05	0,01	R	R	R	R
<i>Centropyxis sp</i>	0,01	0	0	0	R	a	a	a
<i>Scenedesmus sp</i>	0	0,05	0,08	0,01	a	R	R	R
<i>Philodina sp</i>	0	0,01	0	0	a	R	a	a
<i>Planktothrix sp</i>	0	0	0,03	0	a	a	R	a
<i>Anabaena sp</i>	0	0	0,05	0	a	a	R	a
<i>Tokophrya sp</i>	0	0	0,01	0	a	a	R	a
<i>Euglena sp</i>	0	0	0	0,01	a	a	a	R
Nematóide	0	0	0	0,01	a	a	a	R
<i>Barchionus sp</i>	0	0	0	0,03	a	a	a	R
<i>Amoeba sp</i>	0	0	0	0,03	a	a	a	R
<i>Lepocinclis sp</i>	0	0	0	0,03	a	a	a	R

P=permanente; R=rara; a=ausente.



1=espécie permanente; 2=espécie rara.

Figura 4.23. Distribuição do índice de ocorrência de espécies (IOE) nas lagoas: LAT, LM1, LM2 e LAG.

Chlorella sp esteve presente em todas as amostras, com alta densidade, sendo portanto, uma espécie permanente. Esta se desenvolveu em quantidade importante e regular durante todo o período experimental. As espécies raras foram as seguintes na LAT: *Paramecium sp*, *Amphileptus sp*, *Centropyxis sp*, *Nitzschia sp*, *Vorticella sp*, diatomácea e *Aspidisca sp*; na LM1: *Scenedesmus sp*, *Philodina sp*, *Nitzschia sp*, *Vorticella sp*, diatomácea e *Aspidisca sp*; na LM2 *Paramecium sp*, *Amphileptus sp*, *Scenedesmus sp*, *Planktothrix sp*, *Anabaena sp*, *Tokophrya sp*, *Nitzschia sp*, *Vorticella sp*, diatomácea e *Aspidisca sp* e na LAG: *Paramecium sp*, *Amphileptus sp*, *Scenedesmus sp*, *Euglena sp*, *Lepocinclis sp*, *Amoeba sp*, *Brachionus sp*, nematóide, *Nitzschia sp*, *Vorticella sp*, diatomácea e *Aspidisca sp*. As clorofíceas foram as algas dominantes. Cromar e Fallowfield (2003) notaram esta dominância em lagoa de alta taxa durante o verão na Escócia.

Zulkifli (1992) não observou diferenças significativas, em lagoas de alta taxa, quanto ao IOE, obtendo 15 espécies na lagoa A e 12 espécies na lagoa B.

4.2.5.4. Coeficiente de variação (CV)

A Figura 4.24 apresenta os valores calculados para o coeficiente de variação (CV) para a clorofila *a* e clorofíceas, nas diferentes lagoas durante 32 semanas.

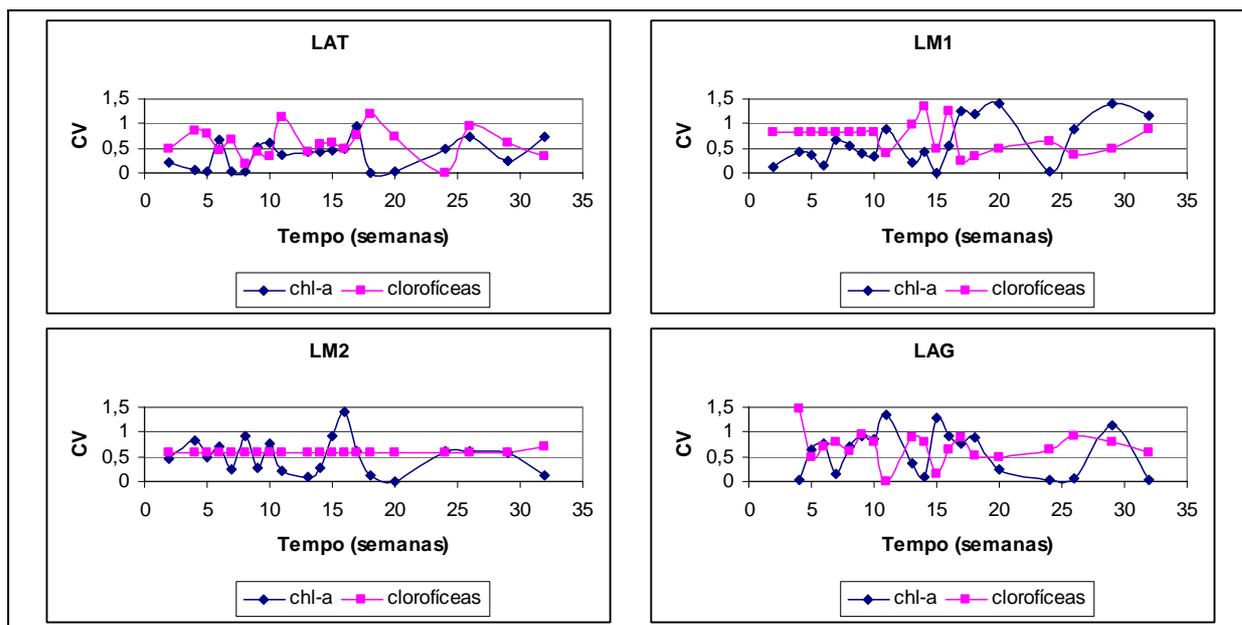


Figura 4.24. Valores do CV para a chl-*a* e clorofíceas na LAT, LM1, LM2, LAG ao longo do tempo (semanas).

O coeficiente de variação (CV) para clorofila *a* (chl *a*) foi variável nas diferentes lagoas durante o período experimental, apresentando valores médios de 0,37; 0,62; 0,51; 0,59 para a LAT, LM1, LM2 e LAG, respectivamente. Na LM1 e LAG foram obtidos alguns valores >1 , sendo constatadas grandes flutuações nas concentrações de clorofila *a*. Estes coeficientes são menores que os obtidos por Håkanson et al. (2003) para a clorofila *a*. Estes autores não encontraram diferenças significativas entre o CV mensal das variáveis algais estudadas no Rio Danúbio (Europa), cujo valor médio foi de 0,96. As cianobactérias tiveram o maior CV e as criptofíceas e clorofíceas tiveram o menor.

Os valores médios encontrados para o CV das clorofíceas na LAT, LM1, LM2 e LAG foram: 0,60; 0,72; 0,58; 0,69, respectivamente. Na LAT e LAG este coeficiente foi variável. Nas lagoas de maturação, o CV permaneceu constante ($\sim 0,9$) para LM1 até a 10^a semana, enquanto para a LM2 este coeficiente permaneceu praticamente constante, em torno de 0,58 durante todo o período experimental.

Valores de CV <1 caracterizaram pouca variação e estabilidade de funcionamento da lagoa. A LM2 apresentou-se a mais estável de todas as lagoas. A LAT e a LAG apresentaram variações ao longo do período estudado, com CV <1 na maior parte do tempo. A LM1 apresentou-se estável até a 10^a semana, em seguida, a lagoa mostrou-se instável, ora nas concentrações de clorofíceas, ora nas concentrações de clorofila *a*.

4.2.6. Produtividade da biomassa algal

A produtividade da biomassa algal foi calculada utilizando os modelos de Oswald (1988b) e de Fallowfield et al. (1992), apresentados nas equações 3.5 e 3.6.

A figura 4.25 apresenta a variação temporal da produtividade da biomassa algal (expressa em SS) nas diferentes lagoas estudadas, calculada com a equação 3.5 (OSWALD, 1988b).

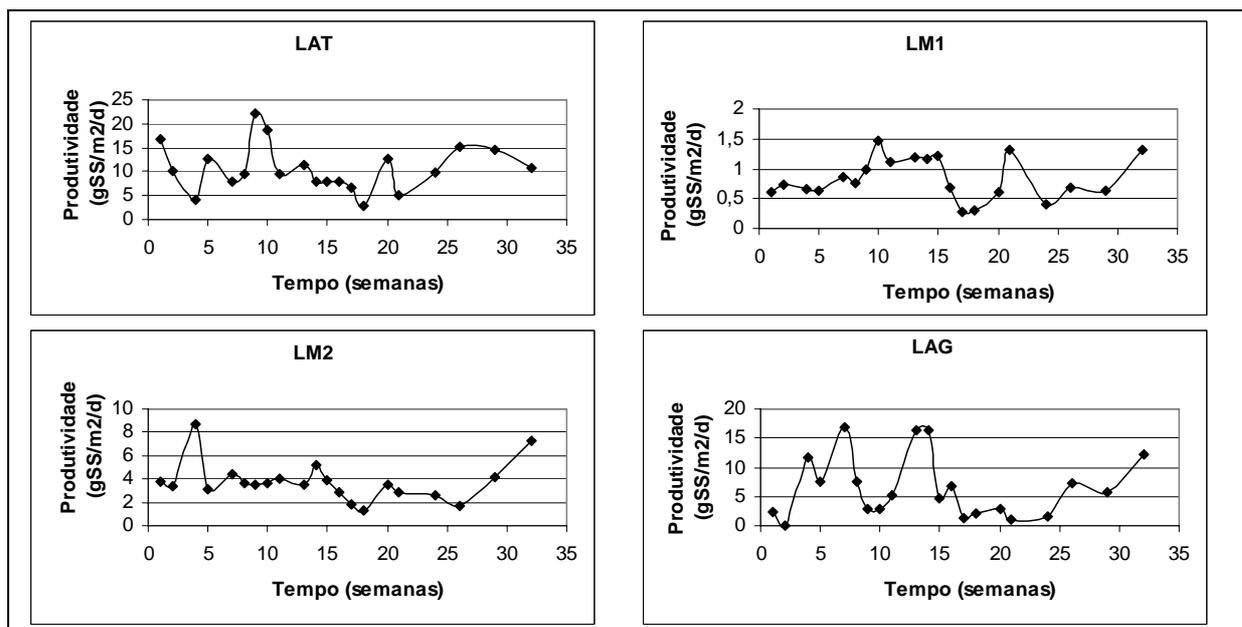


Figura 4.25. Variação temporal da produtividade da biomassa algal ($\text{gSS/m}^2/\text{dia}$) na LAT, LM1, LM2 e LAG.

A média da produtividade da biomassa algal foi de $10 \text{ gSS/m}^2/\text{dia}$ na LAT, sendo menor que $1,5 \text{ gSS/m}^2/\text{dia}$ na LM1 e em torno de $4 \text{ gSS/m}^2/\text{dia}$ na LM2. Na LAG, a produtividade apresentou grande variação durante o período experimental, com média de $8 \text{ gSS/m}^2/\text{dia}$.

A baixa produtividade na LM1 pode ter sido consequência do longo tempo de residência (70 dias), conforme observado por Garcia et al. (2002) e Zulkifi (1992). Esse último autor obteve valores de $125 \text{ gST/m}^2/\text{dia}$ na lagoa A (TDH = 2 a 3 dias) e valores inferiores a $25 \text{ gST/m}^2/\text{dia}$ na lagoa B (TDH = 8 dias), em duas lagoas de alta taxa, mostrando que para TDH mais longos a produtividade é menor. Garcia et al. (2002) registraram produtividade algal de $12,7 \text{ gSS/m}^2/\text{dia}$ (TDH = 7 dias) e $14,8 \text{ gSS/m}^2/\text{dia}$ (TDH = 3 dias) em duas lagoas de alta taxa com efluente doméstico. Bassères (1990) relata produtividade de $10,45 \text{ gSS/m}^2/\text{dia}$ com dejetos suínos, em lagoa piloto com TDH = 10 dias.

A Figura 4.26 apresenta a variação temporal da produtividade da biomassa algal (expressa em $\text{gchl-a/m}^2/\text{dia}$) nas diferentes lagoas estudadas, calculada segundo equação 3.6 do modelo de Fallowfield et al. (1992).

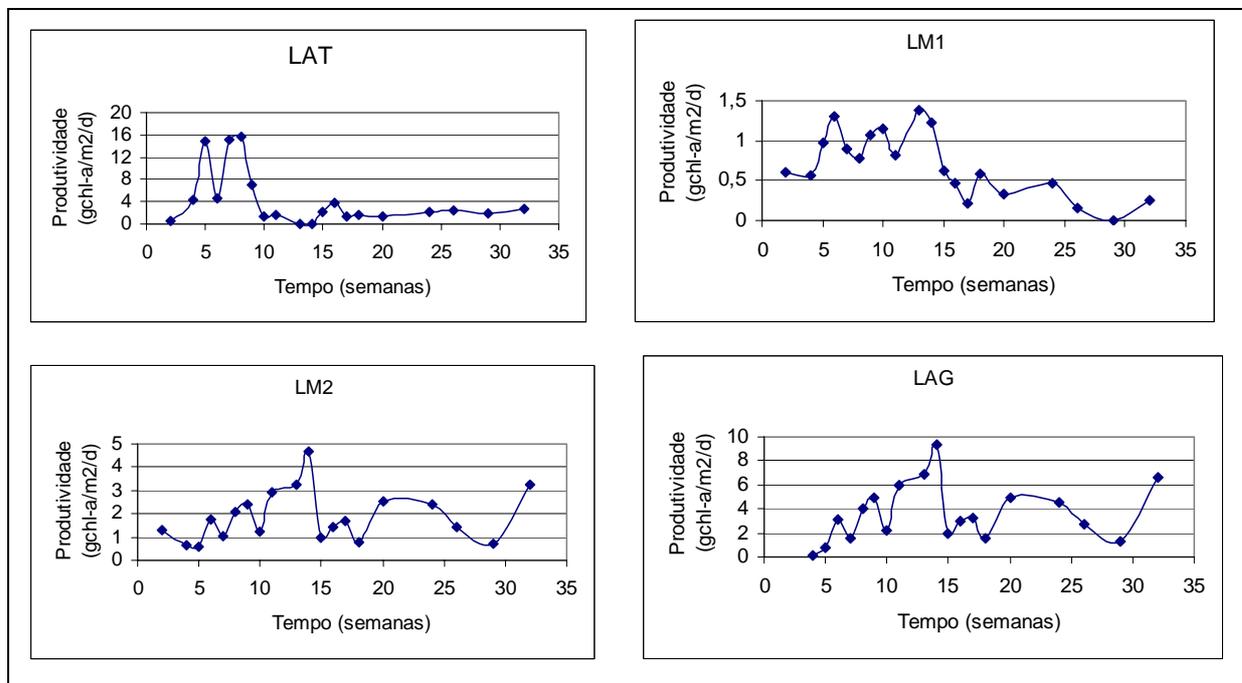


Figura 4.26. Variação temporal da produtividade da biomassa algal ($\text{gchl-a/m}^2/\text{dia}$) na LAT, LM1, LM2 e LAG.

A produtividade da biomassa algal em $\text{gchl-a/m}^2/\text{dia}$ foi superior na LAT, com picos de $16 \text{ gchl-a/m}^2/\text{dia}$, e na LAG, com pico $\sim 10 \text{ gchl-a/m}^2/\text{dia}$, ficando estes valores próximos aos encontrados por Fallowfield et al. (1992). A lagoa de alta taxa de Montpellier (França), apresentou picos de $40 \text{ gchl-a/m}^2/\text{dia}$ e valores médios $\sim 10 \text{ gchl-a/m}^2/\text{dia}$. Para a lagoa de alta taxa de Auchincruive (Escócia), foram observados picos de $60 \text{ gchl-a/m}^2/\text{dia}$ e valores médios $\sim 20 \text{ gchl-a/m}^2/\text{dia}$. As lagoas de maturação apresentaram baixa produtividade, sobretudo a LM1, onde este não ultrapassou $1,5 \text{ gchl-a/m}^2/\text{dia}$, e na LM2 foi menor que $5 \text{ gchl-a/m}^2/\text{dia}$.

Zulkifli (1992) obteve, em lagoas de alta taxa, produtividade máxima de $0,6 \text{ gchl-a/m}^2/\text{dia}$ e produtividade média de $0,05 \text{ gchl-a/m}^2/\text{dia}$ na lagoa A (TDH de 2 a 3 dias), e na lagoa B (TDH de 8 dias), esta produtividade foi $<0,05 \text{ gchl-a/m}^2/\text{dia}$. Os valores encontrados na LAT, LM2 e LAG, neste trabalho (Figura 4.28), situam-se próximos aos obtidos por este autor na lagoa A, porém foram empregados TDH mais longos. Os valores obtidos para a LM1 (TDH = 70 dias) são similares àqueles obtidos pelo mesmo autor na lagoa B.

Em relação às variações sazonais, os valores médios obtidos para a produtividade da biomassa algal estão apresentados na Tabela 4.27.

Tabela 4.27. Valores médios da produtividade da biomassa algal (Pr) nas lagoas nos períodos P1 e P2.

	Pr (gSS/m ² /dia)	Pr (gSS/m ² /dia)	Pr (gchl-a/m ² /dia)	Pr (gchl-a/m ² /dia)
	P1	P2	P1	P2
LAT	12,5	8,7	12,0	2,0
LM1	0,89	0,78	1,0	0,4
LM2	4,5	2,90	2,0	2,5
LAG	6,77	6,0	4,0	3,0

Os modelos de produtividade da biomassa algal desenvolvidos por Oswald (1988b) e Fallowfield et al. (1992), com SS e clorofila *a*, respectivamente, aplicados neste trabalho, evidenciaram influência da sazonalidade principalmente na LAT.

Os modelos confirmaram os resultados obtidos na análise em componentes principais (ACP), onde foi verificado que as variáveis de maior importância foram a remoção de nutrientes (SS) predominantemente na LAT e LAG e o crescimento algal (clorofila *a*) na LM2.

O aumento da produtividade da biomassa algal, na lagoa de alta taxa, conforme a equação 3.5, pode aumentar com a profundidade ou diminuir com o tempo de residência celular. Na realidade, o equilíbrio da concentração celular diminui com a profundidade (em geral mais rapidamente à medida que a profundidade aumenta, devido à turbidez), assim o aumento na produtividade da biomassa algal resultando do aumento da profundidade é muito limitado (talvez a mistura da massa líquida possa facilitar). Se o tempo de residência celular é diminuído pelo aumento do tempo de detenção hidráulica da massa líquida, a concentração celular tende também a declinar por causa da diluição, assim novamente um aumento na produtividade da biomassa algal pode não ocorrer (OSWALD, 1988b). Há a necessidade de mais estudos para verificar a influência da profundidade das lagoas, tempo de residência celular e concentração da cultura para a produtividade da biomassa algal.

4.2.7. Remoção de nutrientes, distribuição das formas de nitrogênio e balanço de massa

4.2.7.1. Eficiência de remoção do nitrogênio e do fósforo

As Figuras 4.27 e 4.28 apresentam as eficiências de remoção do NTK e de N-NH₄ efetuadas por assimilação biológica nas lagoas estudadas, calculadas conforme o item 3.7 de Materiais e Métodos, com a equação 3.5.

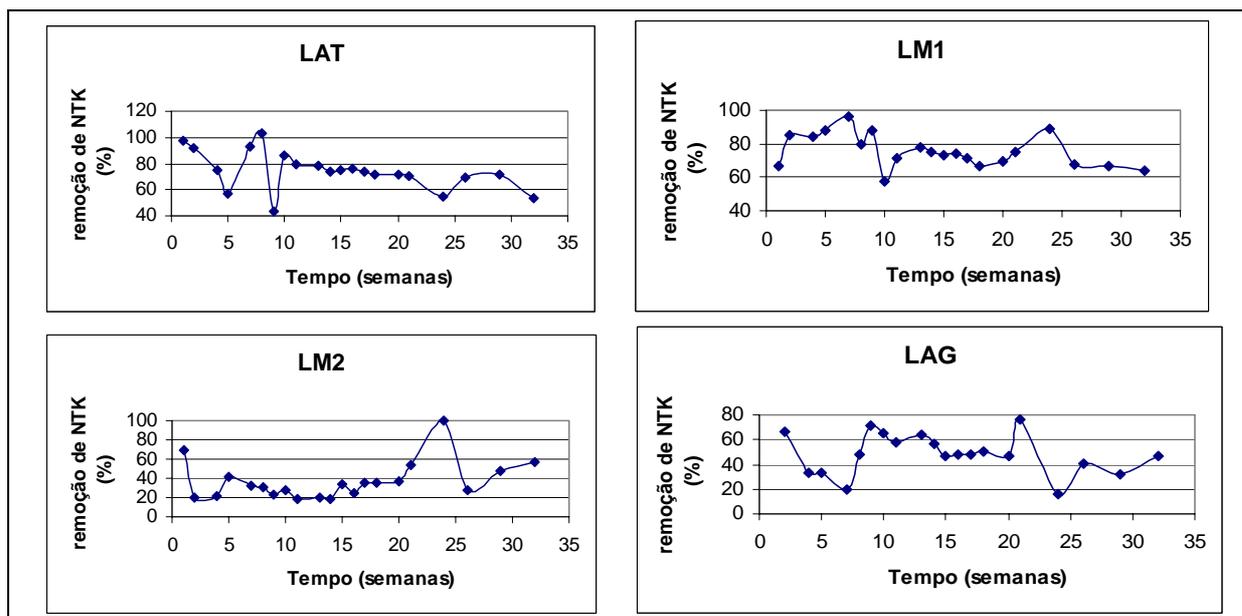


Figura 4.27. Eficiência de remoção do NTK nas lagoas LAT, LM1, LM2 e LAG.

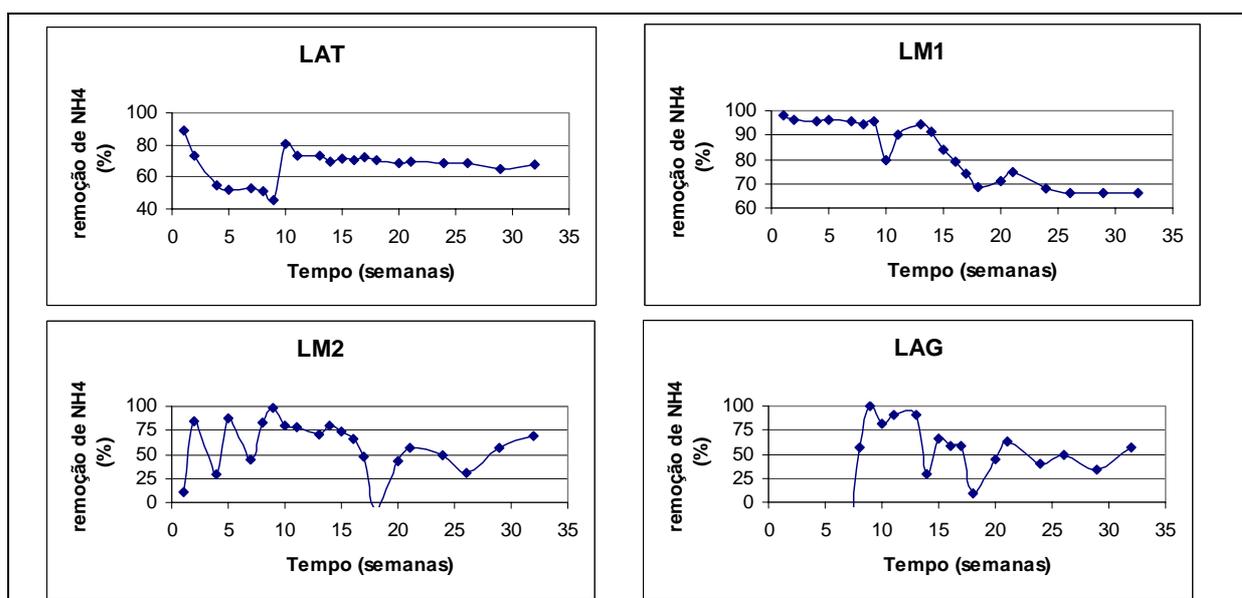


Figura 4.28. Eficiência de remoção de N-NH₄ nas lagoas LAT, LM1, LM2 e LAG.

Em relação ao NTK (Figura 4.27) as lagoas LAT e LAG apresentaram variações na remoção durante as primeiras dez semanas do experimento, enquanto as duas lagoas de maturação tiveram um comportamento mais estável ao longo de todo o período monitorado. No geral, a média da remoção de nitrogênio (NTK) na LAT foi de 74%, sendo superior àquela encontrada por Moersidik (1992), que obteve remoção entre 40 e 50% utilizando duas lagoas de alta taxa com esgoto doméstico. A LM1 apresentou eficiência média de 78%, evidenciando boa remoção de NTK na série destas duas lagoas (LAT + LM1). Na LM2, a média da remoção foi de 36% e na LAG foi de 44%. Oliveira (2002) obteve eficiências de remoção

para NTK em lagoa de alta taxa de 55% e de 86% e 84%, respectivamente, em duas lagoas de maturação .

Quanto ao N-NH₄ (Figura 4.28), observa-se que a LM1 apresentou a maior remoção de amônia (83%), seguida pela LAT (68%), similar ao que ocorreu com o NTK. A LAT e a LAG apresentaram flutuações na remoção durante as dez primeiras semanas, após esse período, a LAT manteve eficiência de remoção praticamente constante (~70%) e a LAG continuou com variações que se situaram entre 10 e 90%, ressaltando-se que na LAG nas últimas semanas (20^a a 32^a), a eficiência média ficou em torno de 50%. As lagoas de maturação apresentaram desempenho mais estável durante todo o período de estudo, porém, na LM1 distinguem-se dois períodos distintos, da 1^a a 7^a semana, com eficiência média estável em torno de 90%, e da 18^a até a 32^a semana, com eficiência média em torno de 70%.

Essas variações observadas no desempenho das lagoas são decorrentes das alterações na qualidade do afluente (cargas aplicadas), tendo em vista que este era um efluente “real” do sistema produtivo, juntamente com as mudanças ocorridas na composição e quantidade da biomassa planctônica presente no meio líquido das lagoas, devido à sazonalidade.

Nascimento et al. (2000) verificaram em lagoas de alta taxa com efluentes domésticos, que com a diminuição do tempo de detenção hidráulica, a concentração de clorofila *a* aumentou, provavelmente pela maior disponibilidade de nutrientes. Obtiveram boa remoção de nitrogênio total, porém curtos períodos de tempo de detenção reduzem sua eficiência. Para a amônia, a remoção mostrou-se dependente do tempo de detenção hidráulica, temperatura e pH, um aumento nos valores desses fatores favoreceu sua remoção.

Araújo et al. (2004) observaram em uma série: lagoa facultativa e lagoa de maturação, com efluente doméstico, que a amônia (78%) foi a principal forma de nitrogênio no efluente e sua remoção ocorreu principalmente na lagoa facultativa (80%), provavelmente por volatilização (pH>9) e assimilação algal. O sistema completo apresentou remoção total de 91%. O nitrogênio orgânico foi removido em 59%, principalmente na lagoa facultativa (49%).

A Figura 4.29 apresenta as eficiências de remoção por assimilação biológica do PT, calculadas com a equação 3.10 (item 3.7 do capítulo Materiais e Métodos).

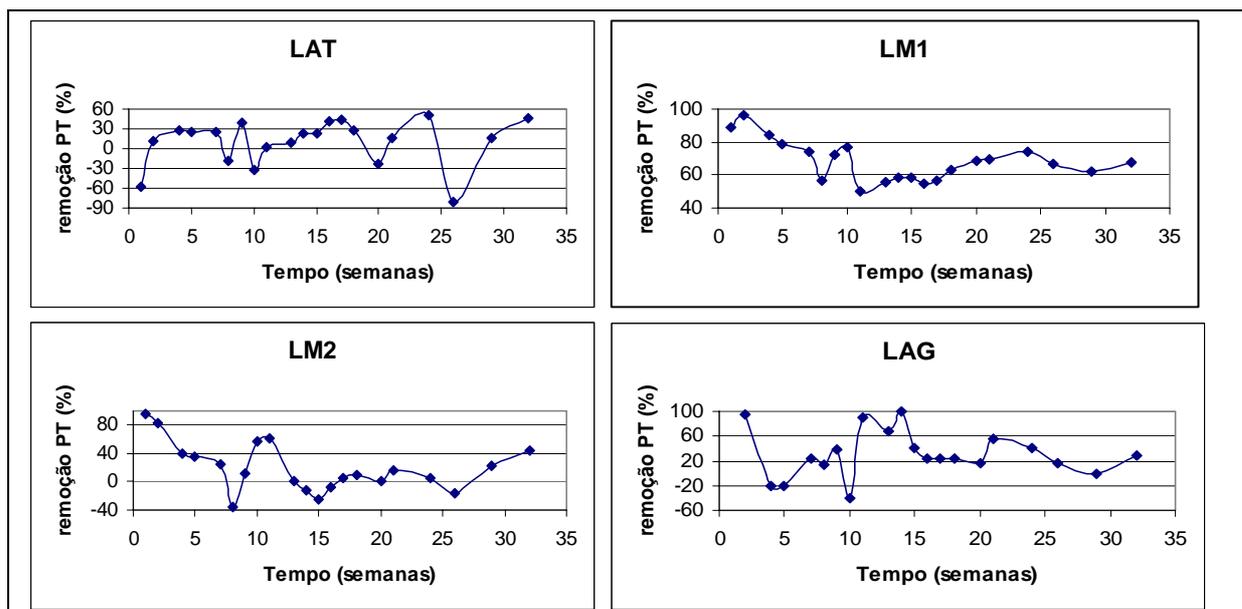


Figura 4.29. Eficiência de remoção do PT nas lagoas LAT, LM1, LM2 e LAG.

Observa-se no geral, que a média de remoção do PT na LAT foi de 16%. Na LM1 esta remoção foi superior (70%) devido à boa estabilidade da biomassa algal presente no meio líquido e ao alto pH ($>9,0$). Na LAG a média da remoção do PT foi baixa (24%) e na LM2 foi de 14%. Em alguns momentos, não houve remoção do PT, com percentuais negativos, nas lagoas LAT, LM2 e LAG, possivelmente, devido à relargagem do fósforo em função das condições do meio líquido, principalmente nos períodos de ocorrência de baixo pH. Quando o pH é elevado ($>9,0$), a eficiência pode atingir valores superiores a 75% devido à precipitação sob forma de fosfato de cálcio (MOERSIDIK, 1992; EL HALOUAI et al., 1993). Chen et al. (2003) obtiveram média de eficiência de remoção em lagoa de alta taxa de 46% para o PT e 40% para o fosfato. Para dejetos suínos, Araújo et al. (2004) observaram que a remoção do PT (25%) ocorreu por sedimentação em lagoa facultativa, enquanto que o fósforo solúvel (33,6%) foi removido por assimilação em lagoa de maturação.

Outros estudos efetuados com esse mesmo efluente, na Embrapa - Suínos e Aves, mostraram as seguintes eficiências de remoção do fósforo:

- em lagoa de alta taxa (LAT) seguida por lagoa de maturação: Oliveira (2002) observou que na LAT o PT foi pouco removido (15%), tendo ocorrido tanto por assimilação fotossintética, devido à presença de algas, como por precipitação química, uma vez que o pH esteve superior a 7,8. A eficiência de remoção na LM1 foi 75% de PT.

- em lagoa facultativa secundária: Medri (1997) e Zanotelli (2002) obtiveram eficiência de remoção de PT diferente, devido à introdução de chicanas no experimento de Zanotelli, a eficiência foi de 45%, enquanto Medri obteve 30% de remoção.

4.2.7.2. Distribuição das formas de nitrogênio nas lagoas

Nas Figuras 4.30 a 4.33 são apresentados os percentuais das formas de nitrogênio nas lagoas LAT, LM1, LM2 e LAG, respectivamente, calculados conforme item 3.7.1 (Materiais e Métodos):

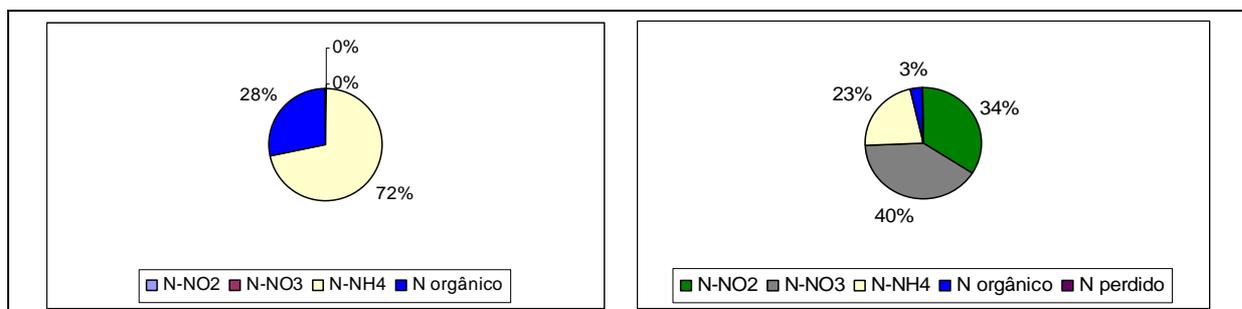


Figura 4.30. Distribuição das diferentes formas de nitrogênio no afluente e efluente da LAT.

Para a LAT, as diferentes formas de nitrogênio são expressas como percentagem da concentração do nitrogênio total (918 mg/L). O nitrogênio orgânico representou 28% (261 mg/L) no afluente e 3% (31 mg/L) no efluente. A amônia foi a principal forma de nitrogênio no afluente 72% (657 mg/L). No efluente, sua concentração foi menor 23% (209 mg/L) e surgiram formas oxidadas (34% de N-NO₂ e 40% de N-NO₃), mostrando que a nitrificação foi importante na transformação do N-NH₄. O somatório do nitrogênio dos N-NO₂ e N-NO₃ foi de 2,8 mg/L no afluente, representando menos que 1%; as concentrações encontradas no efluente foram de 313 e 373 mg/L, respectivamente, para N-NO₂ e N-NO₃. A eficiência de remoção para o N orgânico foi de 88% e para N-NH₄ 68%. A perda de nitrogênio nesta lagoa foi desprezível. Esses resultados ficaram próximos aos de Chen et al. (2003), utilizando lagoa de alta taxa com esgoto doméstico, cujas eficiências de remoção foram de 75% para NTK e 87% para N-NH₄.

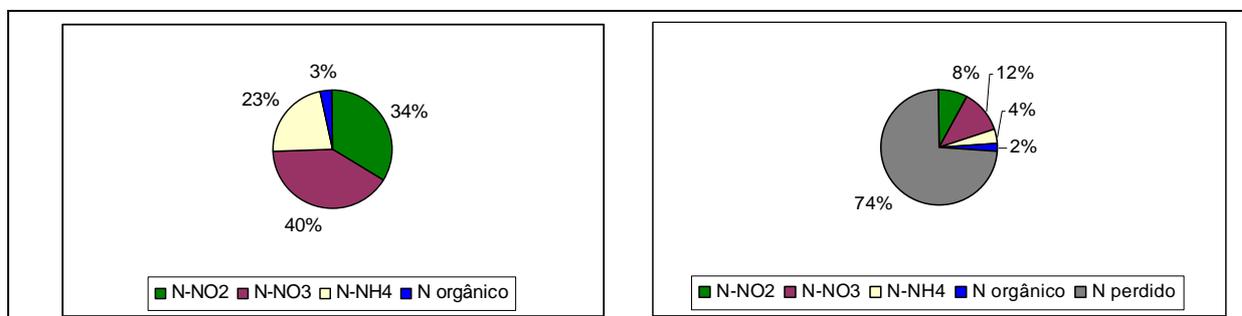


Figura 4.31. Distribuição das diferentes formas de nitrogênio no afluente e efluente da LM1.

Na Figura 4.31, para LM1, os nitritos e nitratos somam 74% do total das formas nitrogenadas no afluente (686 mg/L), no efluente representam 20% (189 mg/L). O nitrogênio orgânico e amoniacal com concentrações afluentes de 31 e 209 mg/L, representaram 3 e 23%,

respectivamente, e 2 e 4% (17 e 36 mg/L) no efluente. Houve uma perda de nitrogênio correspondente a 74%. Oliveira (2002) obteve uma perda de nitrogênio de 87% em lagoa de maturação com dejetos suínos.

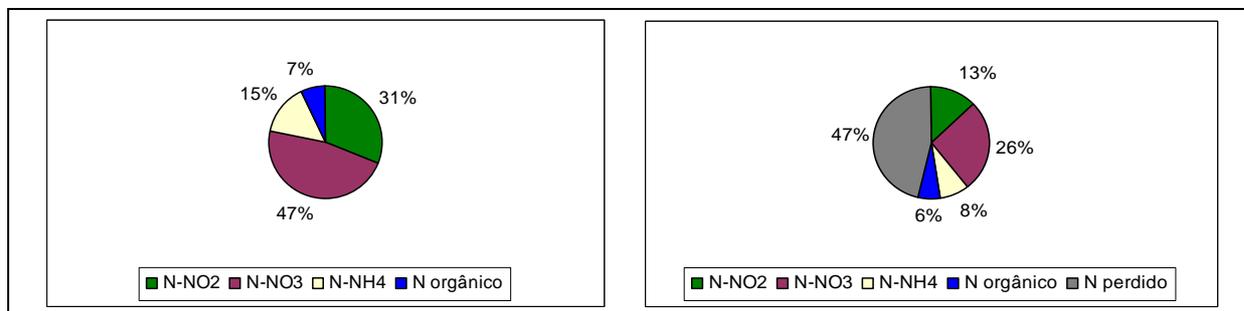


Figura 4.32. Distribuição das diferentes formas de nitrogênio no afluente e efluente da LM2.

O balanço de todas as formas de nitrogênio da LM2 mostrou que, para uma concentração de nitrogênio total afluente e efluente de 242 mg/L, o nitrogênio perdido foi de 113 mg/L, correspondendo a 47% (Figura 4.32). As concentrações de N-NO₂ e N-NO₃ no afluente eram de 75 e 114 mg/L (31 e 47%) e no efluente de 32 e 63 mg/L (13 e 26%), respectivamente. As concentrações de nitrogênio orgânico e amoniacal no afluente eram de 17 e 36 mg/L (7 e 15%) e no efluente diminuíram para 15 e 19 mg/L (6 e 8%), respectivamente.

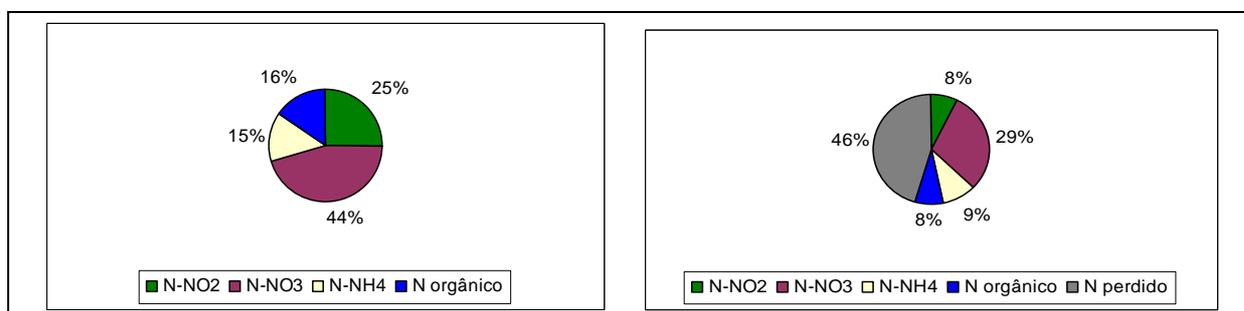


Figura 4.33. Distribuição das diferentes formas de nitrogênio no afluente e efluente da LAG.

Na Figura 4.33, para a LAG, observou-se que os N-NO₂ e N-NO₃ contribuíram com 69% das diferentes formas de nitrogênio no afluente, diminuindo para 37% no efluente. N-NO₃ apresentaram elevadas concentrações tanto no afluente como no efluente 132 e 87 mg/L (44 e 29%), respectivamente. O nitrogênio orgânico diminuiu cerca de 50% na LAG (46 e 23 mg/L), representando 16 e 8% do nitrogênio total. N-NO₂ passaram de 75 mg/L no afluente a 23 mg/L efluente, correspondendo a 25 e 8% do nitrogênio total. O nitrogênio perdido foi de 46%.

O balanço de massa das diversas formas de nitrogênio nas lagoas mostrou que a menor perda de nitrogênio ocorreu na LAT, enquanto a maior perda ocorreu na primeira lagoa de maturação LM1 (74%).

Para Lai e Lam (1997), o aumento do nitrogênio orgânico nas últimas lagoas coincidiu com o aumento da clorofila *a*, sugerindo que o nitrogênio inorgânico foi convertido em nitrogênio orgânico das células algais pelo crescimento e assimilação fitoplanctônica.

4.2.7.3. Balanço de massa e remoção específica de nutrientes (nitrogênio e fósforo)

O balanço da concentração média do PT em cada lagoa, calculado utilizando a equação 3.8 propostas por Shelef et al. (1980), é apresentado na Tabela 4.28.

Tabela 4.28. Balanço da concentração média de fósforo (mg/L) em cada lagoa.

	LAT	LM1	LM2	LAG
Paf	27,5	23	7	8,4
Pef	23	7	6	6,4
Pb (assimilado)	3,774	1,411	1,557	1,3947
Psed	0,726	8,163	-0,557	0,605

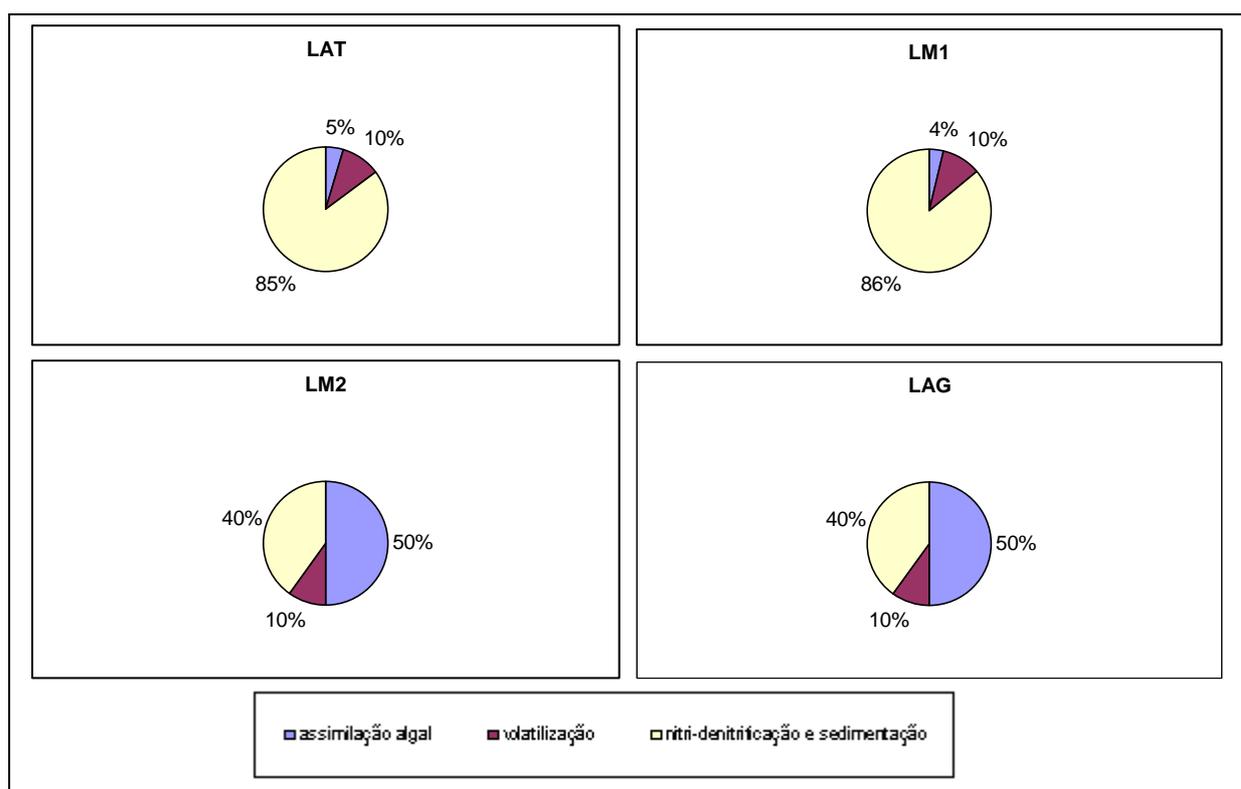
Para o fósforo, o modelo mostrou que este foi removido nas lagoas LAT, LM2 e LAG principalmente por assimilação biológica, exceto na LM1 em que predominou a sedimentação, na forma de compostos complexos estáveis, devido ao elevado pH (>9) do meio. Na LM2, o balanço do fósforo sedimentado é negativo, indicando ocorrência de relargagem deste, como havia sido mostrado no cálculo da eficiência de remoção.

Pode-se concluir que o modelo proposto por Shelef et al. (1980) é limitado, pois o mesmo não considera a possibilidade de relargagem do fósforo.

Aplicando-se a metodologia proposta por Aguirre et al. (2004), descrita no item 3.7, que considera o processo de nitrificação-desnitrificação, além da assimilação biológica e a volatilização da amônia, o balanço da massa dos nutrientes (nitrogênio e fósforo), em cada lagoa, expresso em g/dia, é apresentado na Tabela 4.29. Na figura 4.34 estão representados os percentuais das principais vias de remoção do nitrogênio amoniacal.

Tabela 4.29. Balanço de massa de nutrientes (g/dia) em cada lagoa.

		LAT	LM1	LM2	LAG
Aplicado	N-NH ₄	394	125	7,2	17
	NTK	550	144	10	35
	PT	16,5	14	1,4	3,3
Removido	N-NH ₄	268 (68%)	104 (83%)	3,4 (47%)	6 (35%)
	NTK	407 (74%)	112 (78%)	3,8 (36%)	15 (44%)
	PT	2,7 (16%)	9,6 (70%)	0,2 (14%)	0,8 (24%)
Removido por assimilação algal	N-NH ₄	13 (4,8%)	4,7 (4,5%)	1,7 (50%)	3,0 (50%)
	NTK	13 (3,2%)	4,7 (4,19%)	1,7 (42,5%)	3,0 (20%)
	PT	2,2 (81,5%)	0,8 (8,3%)	--	0,55(69%)
Removido por Volatilização (10%)	N-NH ₄	26,8	10,4	0,34	0,6
Removido por Sedimentação + Nitrificação/desnitrificação	N-NH ₄	228,4 (85,14%)	88,9 (85,48%)	1,36 (40%)	2,4 (40%)
PT sedimentado		0,43 (16%)	8,7 (91%)	--	0,24 (30%)

**Figura 4.34.** Percentuais das vias de remoção do nitrogênio amoniacal em cada lagoa.

Utilizando o modelo de cálculo de Aguirre et al. (2004), verifica-se que o nitrogênio foi removido principalmente por nitrificação-desnitrificação nas lagoas LAT e LM1 (~86%), enquanto nas lagoas LM2 e LAG ocorreu remoção por assimilação biológica (~50%) e nitrificação-desnitrificação em igual intensidade. Para o fósforo, os resultados confirmam

aqueles calculados pelo modelo de Shelef et al. (1980), sendo a assimilação algal a principal via de remoção nas lagoas, exceto na LM1 onde predominou a sedimentação.

O balanço do nitrogênio em lagoas mostra-se complexo. Muitos autores como Shelef et al. (1980) e Pano e Middlebrooks (1982), não consideram a possibilidade de ocorrência de nitrificação-desnitrificação nas lagoas, partindo do pressuposto que o ambiente é eutrófico e as variáveis que devem ser levadas em consideração são o pH (responsável pela volatilização da amônia) e a biomassa fitoplanctônica (responsável pela assimilação biológica). Alguns estudos confirmam essa teoria, como os de Bassères (1990), Araújo et al. (2006), Costa et al. (2006a, b), devido principalmente ao pH elevado medido nas lagoas (>9).

No entanto, trabalhos recentes, utilizando dejetos suínos, efetuados por Aguirre et al. (2004) verificaram, em lagoa de alta taxa, que o mecanismo principal de remoção de nitrogênio foi através de nitrificação-desnitrificação (85%); houve absorção algal (12%) e volatilização da amônia (máximo de 10% do total removido).

Os estudos de Zhou et al. (2006), para efluentes domésticos na China, constataram que a nitrificação ocorrida em duas lagoas de alta taxa em série (61,6% na primeira e 70,9% na segunda) foi o principal mecanismo de transformação do nitrogênio amoniacal. Houve remoção apenas de 2,7% na primeira lagoa e 8,8% na segunda lagoa, devido à volatilização da amônia. Estes mesmos autores concluíram que o principal mecanismo de remoção do PT nas lagoas foi pela assimilação algal na forma de fosfato orgânico (50,70% na primeira e 53,10% na segunda) e pela precipitação química (20,7% na primeira e 22,7% na segunda).

Igualmente, Valero e Mara (2006), verificaram em lagoas de maturação piloto, para efluentes domésticos, que a remoção da amônia ocorreu principalmente por assimilação biológica (90% do nitrogênio total), enquanto a volatilização mostrou-se em processo secundário com apenas 3% do nitrogênio total (NT) removido.

A ação conjugada do fitoplâncton com os aguapés contribuiu para o ótimo desempenho de duas lagoas com *Lemna minor* e *Wolffia arriza* com efluentes domésticos, na Tailândia, com carga de nitrogênio total de 1,3 e 3,3 g/m²/dia (BENJAWAN & KOOTTATEP, 2006). Nesse estudo, verificou-se no balanço de massa que 16 e 47% da remoção do nitrogênio total foram devido à nitrificação, 45 e 21% de assimilação pelas plantas aquáticas, 8 e 4,2% foi removido por sedimentação, 0,3 e 0,5% pela volatilização, respectivamente. Estes valores obtidos nas lagoas com plantas aquáticas são próximos aos valores encontrados com a lagoa de aguapés.

Lai e Lam (1997) afirmaram que a nitrificação pode ser um importante mecanismo de remoção de nitrogênio se o tempo de detenção é longo o suficiente para permitir o

crescimento do fitoplâncton. Permanente remoção de nitrogênio do sistema pode ser obtida através da desnitrificação, onde o nitrato é reduzido a nitrito e então ao elemento nitrogênio e ao gás nitrogênio que é eliminado para a atmosfera. Esses autores observaram que a maior remoção de nitrogênio, em lagoas facultativas, ocorreu durante o período com altas concentrações de clorofila *a* e OD, não estando relacionadas com a temperatura e o pH.

Os resultados obtidos no presente trabalho confirmam esses estudos, devendo o processo de nitrificação-desnitrificação ser considerado como fundamental em lagoas secundárias e terciárias de dejetos suínos, desde que as condições ambientais (temperatura, pH e OD) estejam dentro da faixa ótima para sua realização.

Para Mesplé et al. (1995b), nas lagoas de alta taxa, a assimilação do fósforo pelas algas é menor do que o nitrogênio, porque o conteúdo deste último nas algas é de aproximadamente 100 vezes maior que o do fósforo, o qual representa em torno de 1%, ou seja de 100 a 300 mg/L do peso seco algal.

Na Tabela 4.30 são apresentados os resultados obtidos para a remoção específica de nutrientes (nitrogênio e fósforo).

Tabela 4.30. Remoção específica de nutrientes ($\text{g/m}^2/\text{dia}$) em cada lagoa.

	N-NH₄	NTK	PT
LAT (12,6 m ²)	21,27	32,30	0,21
LM1 (60 m ²)	1,73	1,87	0,16
LM2 (6 m ²)	0,57	0,63	0,03
LAG (6 m ²)	1,00	2,50	0,13

Bassères (1990) utilizando lagoas piloto com dejetos suínos, constatou que com tempo de residência de dez dias, 50% da amônia foi eliminada por volatilização e que a participação das algas na remoção de nitrogênio foi pequena (5%). Obteve remoção de amônia de 2,86 $\text{g/m}^2/\text{dia}$ e de fosfatos de 0,042 $\text{g/m}^2/\text{dia}$. No presente estudo, a remoção específica observada nas lagoas foi muito superior ao obtido por esse autor, principalmente na LAT, cuja remoção específica da amônia foi de 21,27 $\text{g/m}^2/\text{dia}$, mostrando o potencial desse tipo de lagoa na remoção de nutrientes, utilizando menor superfície que uma lagoa facultativa convencional. A LAG teve desempenho superior a LM2, devido à ação conjunta do fitoplâncton com os aguapés na remoção dos nutrientes, confirmando os resultados obtidos por Benjawan e Koottatep (2006).

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1. Conclusões

Para as condições aplicadas nos experimentos, os resultados obtidos confirmam o potencial de aplicação de lagoas secundárias/terciárias para o tratamento de dejetos suínos, com destaque para a remoção de nutrientes, na qual a presença e a dinâmica planctônica têm um papel importante.

Especificamente, os resultados permitem concluir:

- no regime de bateladas

A integração das lagoas LAT e LM1, ao final de 21 dias dos ensaios de batelada, produziu um efluente com baixa concentração de nitrogênio amoniacal e fósforo total. Estas lagoas atingiram suas finalidades, ou seja, a remoção de nutrientes.

As variações de pH e oxigênio dissolvido, bem como elevadas concentrações de clorofila *a* e de sólidos em suspensão, foram conseqüência do crescimento algal, *Chlorella sp* foi a espécie dominante ao longo das bateladas. Esta alga vive em ambientes ricos em nutrientes e suporta variações de carga orgânica.

Na lagoa de alta taxa ocorreu nitrificação do efluente, enquanto na lagoa de maturação foram removidos os nutrientes como nitritos, nitratos e fósforo total.

As velocidades empregadas (0,15 e 0,50 m/s) para mistura da massa líquida da LAT não apresentaram influência direta nos parâmetros físico-químicos analisados, mas apresentaram influência qualitativa e quantitativa na biomassa fitoplanctônica. A maior agitação do meio favoreceu a diversidade de espécies.

- no regime de fluxo contínuo

- ❖ quanto ao desempenho das lagoas:

Os sistemas de tratamentos secundário/terciário apresentaram boa eficiência na remoção da matéria carbonácea e de nutrientes, atingindo percentuais similares de remoção em torno de 95% DQO_t, 91% DBO₅, 97% NTK, 98% NH₄, 83% N-NO₂, 70-80% N-NO₃ e 97% PT, tanto na saída com LM2 (sistema A), quanto na saída com LAG (sistema B).

O estudo do desempenho das lagoas quanto à sazonalidade mostrou que, exceto para os sólidos suspensos, os sistemas (A e B) não apresentaram variações nos seus desempenhos. Os

sólidos suspensos foram melhor removidos no sistema B, no período de maior radiação solar e melhor desenvolvimento algal nas lagoas (P1), devido à ação filtradora dos aguapés.

O estudo da variação nictemeral mostrou que esta ocorreu para os parâmetros pH, oxigênio dissolvido e temperatura do meio líquido. A alimentação das lagoas feita de maneira descontínua (manhã e/ou tarde) contribuiu para a redução de DQO, SS, PT e compostos nitrogenados, ao longo do dia. A clorofila *a* não apresentou um padrão quanto aos horários e locais de coleta, porém evidenciou-se na LAT maior concentração da clorofila *a* no fundo da lagoa quando a temperatura era elevada e na superfície da lagoa quando a temperatura estava em declínio.

❖ quanto à dinâmica planctônica:

A produtividade algal em termos de SS foi maior na LAT (~10 gSS/m²/dia), enquanto em termo de clorofila *a* a produtividade média foi em torno de 0,4 gchl-*a*/m²/dia nas lagoas estudadas, sendo similares a valores de produtividade encontrados em diversos estudos em lagoas com esgotos domésticos, em várias partes do mundo.

Observou-se variação sazonal em relação à produtividade algal. Esta foi maior no período P1 em todas as lagoas, sendo que as lagoas LAT e LM2 apresentaram produtividade 30 a 40% superior nesse período em relação ao P2, em termos de gSS/m²/dia. As maiores concentrações de clorofíceas e de clorofila *a* ocorreram quando houve aumento da temperatura e radiação solar e diminuição das concentrações de amônia e fósforo total.

Chorella sp foi a espécie dominante ao longo de todos os ensaios, seguida por várias espécies algais. Houve predominância de clorofíceas e maior densidade relativa, em relação aos outros organismos, em todas as lagoas durante o período experimental. A densidade dos protozoários foi inversamente proporcional à densidade das clorofíceas. Constatou-se que a maior diversidade de espécies ocorreu nas últimas lagoas (LAG e LM2). A baixa riqueza de espécies esteve associada à população mono-específica de *Chlorella sp*.

Algas clorofíceas, diatomáceas, euglenófitos, protozoários e rotíferos foram observados em todas as lagoas. Não houve ausência do fitoplâncton em nenhuma etapa do monitoramento, enquanto o zooplâncton teve distribuição variada de acordo com o tipo de lagoa. As cianobactérias foram observadas apenas na LM2; nematóides e *Brachionus* (rotífero) apenas na LAG.

A sucessão planctônica observada nas lagoas mostrou que a lagoa de alta taxa, graças à agitação permanente da massa líquida e ao aporte constante de nutrientes, funcionou de forma comparável a um ecossistema natural (lago ou lagoa) apesar do curto TDH (10,5 dias).

As lagoas de maturação (LM1 e LM2) funcionaram sem fase de “águas claras”, tendo biomassa algal durante todo o período experimental, resultando em maior aporte de oxigênio, via fotossíntese, que o observado nas outras lagoas (LAT e LAG). A lagoa de aguapés funcionou como um ambiente de herbivoria, destacando-se a ocorrência de algas filamentosas, diatomáceas, rotíferos e ciliados livres.

- ❖ quanto aos processos que ocorreram no interior das lagoas e remoção específica de nutrientes:

A ACP demonstrou que o funcionamento das lagoas esteve associado principalmente à remoção de nutrientes e ao desenvolvimento da biomassa algal. A temperatura (ar, água) e a energia solar estiveram fortemente correlacionadas com os principais fatores ambientais que controlam o processo de tratamento efetuado nas lagoas, demonstrando o bom funcionamento destas.

O balanço de massa da remoção de nutrientes mostrou que o nitrogênio amoniacal foi removido principalmente por nitrificação-desnitrificação nas lagoas LAT e LM1, com percentuais superiores a 85%, enquanto nas lagoas LM2 e LAG a remoção foi via assimilação biológica e nitrificação-desnitrificação, em igual intensidade, em torno de 40-50%. O fósforo total foi removido principalmente por assimilação biológica, exceto na lagoa LM1 na qual predominou a precipitação, ocorrida em função do elevado pH (>9,0) nessa lagoa.

A LAT apresentou elevada remoção específica de NTK, NH₄ e PT, sendo muito superior ao observado em outros estudos com lagoas de estabilização secundárias, evidenciando o potencial desse tipo de lagoa para remoção de nutrientes de dejetos suínos, ocupando menor área. Quanto às lagoas finais, LM2 (Sistema A) e LAG (Sistema B), esta última mostrou-se mais eficiente em termos de remoção específica que a LM2, devido a ação conjugada do fitoplâncton com os aguapés.

5.2.Recomendações

Para a continuidade dos estudos sobre tratamento de dejetos suínos em lagoas secundárias e terciárias, as seguintes recomendações são sugeridas sobre a realização de pesquisas:

- estudos com lagoas de alta taxa em escala real, visto seu elevado potencial em tratamento secundário, simplicidade operacional e dimensões reduzidas;

- uso de lagoas com lentilhas de águas (*Lemna sp*, *Spirodela sp*, *Wolffia sp*, *Wolffiella sp*, etc) e eventual consórcio com peixes, na etapa terciária, visando melhorar a qualidade do efluente final em termos de remoção da biomassa planctônica e dos sólidos suspensos, e possibilidade de reuso agrícola do efluente e valor comercial dos peixes e plantas;
- efetuar balanço da remoção de nutrientes, quantificando com medidas *in loco* a volatilização da amônia e a sedimentação dos compostos nitrogenados e de fósforo.

6.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIS, K. L.; MARA, D. D. Research on waste stabilisation ponds in the United Kingdom – initial results from pilot-scale facultative ds. *Wat. Sci. Tech.*, v. 48, n. 2, p. 1-7, 2003.

ACCS-Associação Catarinense de Criadores de Suínos. *Relatório Anual 2002*. Concórdia/SC, 2002.

AGUIRRE, P.; GARCÍA, J.; ÁLVAREZ, E. Efficiency and design considerations of high rate ponds used for the treatment of piggery wastes. In: *6th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS and 9th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS*. Avignon, France, p. 131-138, 2004.

APHA. AWWA. WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20 Ed., Washington, DC, USA, American Public Health Association, 1998.

ARAÚJO, A. L. C.; DUARTE, M. A. C.; VALE, M. B. Considerations about the performance of four real-scale WSP systems in northeast Brazil under different operational conditions. In: *6th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS and 9th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS*. Avignon, France, 2004.

ARAÚJO, I. S.; ALVES, R. G. C. M; OLIVEIRA, J. L. R.; BELLIFº, P.; COSTA, R. H. R. Tratamento de dejetos suínos utilizando lagoa facultativa aerada e lagoa de maturação em série. In: VIII SIBESA – SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Fortaleza, CE, 2006.

ARAÚJO, I. S. *Avaliação de lagoas facultativa aerada e de maturação, em escala real, como etapas secundária e terciária, de sistema de tratamento de dejetos de suínos*. Tese, UFSC, Florianópolis, SC, 2007.

ARRIADA, A. A. *Persistência de Escherichia coli Enterotoxigênica de Origem Suína em Cama de Maravalha*. Dissertação, UFSC, Florianópolis, SC, 2004.

ATHAYDE, S. T. S.; PEARSON, H. W.; SILVA, S. A. Algological study in wastestabilization ponds. In: CONFERENCIA LATINO AMERICANA EN LAGUNAS DE ESTABILIZATION Y REUSO, Santiago de Cali, Colombia, v. 1, p. 132-139, 2000.

AZOV, Y.; SHELEF, G. Operation of high rate oxidation ponds: theory and experiments. *Wat. Res.*, v. 16, p. 1153-1160, 1982.

BAHLAGUI, M. A. *Lagunage à haut-rendement expérimental: dynamique de différents groupes bactériens et performances épuratrices sanitaires*. Thèse, Université de Montpellier II, Montpellier, France, 1990. 186 p.

BAIRD, C. *Química ambiental*. Ed. Bookman, 2 ed., Porto Alegre, 2002.

BASSÈRES, A. *Performance des microphytes et des macrophytes dans l'épuration d'effluents organiques a forte charge em ammoniacque*. Thèse, Université Paul Sebatier, Toulouse, France, 1990. 298p.

BAVARESCO, A. S. L. *Lagoas de aguapés no tratamento terciário de dejetos de suínos*. Dissertação, UFSC, Florianópolis, SC, 1998. 78p.

BELLI Fº, P.; CASTILHOS JR., A B ; COSTA, R. H. R.; SOARES, S. R.; PERDOMO, C. C. Tecnologias para o tratamento de dejetos suínos. *Rev. Bras. de Engª. Agrícola e Ambiental*, v. 5, p. 166-170, 2001a.

BELLI Fº, P.; CAZARRÉ, M. M.; CASTILHOS JR., A B ; OLIVEIRA, P. A.; COSTA, R. H. R. Tratamento de dejetos suínos em lagoas anaeróbias. In: *XXI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES*, João Pessoa, PB, 2001b. 1CD-ROM.

BELLI Fº, P.; DALAVÉQUIA, M. A.; COSTA, R. H. R.; MEDRI, W.; MEDRI, V. A model for minimizing the cost of piggery wastes treatment. In: *6th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS and 9th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS*. Avignon, France, 2004.

BENJAWAN, L.; KOOTTATEP, T. Nitrogen removal in recirculated duckweed ponds system. In: *CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS*. Bangkok, Thailand, 2006. 1CD-ROM.

BENTO. A. P. *Tratamento de esgoto doméstico em lagoas de estabilização com suportes para o desenvolvimento de perifiton-biofilme*. Tese, UFSC, Florianópolis, SC, 2005.

BITTON, G. *Wastewater microbiology*. Ed. Wiley-Liss, New York, 1994.

BONTOUX, J. ; PICOT, B. Possibilités et limites des bassins lagunaires dans l'épuration des eaux usées. *Water Poll. Res. J. Canada*, v. 29, n. 4, p. 545-556, 1994.

BRANCO, S. M. *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*. 2 ed., CETESB, São Paulo, SP, 1978. 620p.

CANOVAS, S. *Structure du zooplancton en traitement des eaux usées par lagunage à haut rendement*. Thèse, Université de Montpellier I, Montpellier, France, 1991. 170 p.

CANOVAS, S.; CASELLAS, C.; PICOT, B.; PENA, G.; BONTOUX, J. Evolution annuelle du peuplement zooplanctonique dans un lagunage à haut rendement et incidence du temps de séjour. *Revue des Sciences de l'Eau*, v. 4, n. 2, p. 269-289, 1991.

CANOVAS, S.; PICOT, B.; CASELLAS, C.; ZULKIFLI, H.; DUBOIS, A.; BONTOUX, J. Seasonal development of phytoplankton in a high-rate algal pond. *Wat. Sci. Tech.*, v. 33, n. 7, p. 199-206, 1996.

CARMO JR., G. N. R. *Aplicabilidade do reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) para o tratamento de resíduos líquidos da suinocultura*. Dissertação, UFSC, Florianópolis, SC, 1998. 69p.

CAZARRÉ, M. M. *Otimização de lagoas anaeróbias para tratamento de dejetos de suínos*. Dissertação, UFSC, Florianópolis, SC, 2000. 112p.

CHEN, P.; ZHOU, Q.; PAING, J.; LE, H.; PICOT, B. Nutrient removal by an integrated use of high rate algal pond and macrohyte systems in China. *Wat. Sci. Tech.*, v. 48, n. 2, p. 251-257, 2003.

COSTA, R. H. R.; SILVA, F. C. M.; OLIVEIRA, P. A. V. Preliminary studies on the use of lagoons in the treatment of hog waste products. In: *III IAWQ INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE AND WORKSHOP: Waste Stabilization Ponds: Tecnology and Aplications*, 3., 1995, João Pessoa, PB. João Pessoa, PB: IAWQ, 1995.

COSTA, R. H. R.; OLIVEIRA, P. A. V.; SILVA, F. M. Estudo de tratamentos preliminares para dejetos de suínos. In: *CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES*, 18, 1996, SALVADOR, BA. Salvador, BA:ABES, 1996.

COSTA, R. H. R.; BAVARESCO, A. S. L.; MEDRI, W.; PHILIPPI, L. S. Tertiary treatment of piggery wastes in water hyacinth ponds. *Wat. Sci. Tech.*, v. 42, n. 10-11, p. 211-214, 2000a.

COSTA, R. H. R.; MEDRI, W.; PERDOMO, C. C. High-rate pond for treatment of piggery wastes. *Wat. Sci. Tech.*, v. 42, n. 10-11, p. 57-362, 2000b.

COSTA, R. H. R.; OLIVEIRA, P. J. P.; OLIVEIRA, P. A. V.; SOUZA, D.; PICOT, B. High rate algal pond and maturation pond for the treatment of piggery wastes. In: *5th INTERNATIONAL IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS: Pond Technology for the New Millennium*. Auckland, New Zealand, 2-5 April, 2002.

COSTA, R. H. R.; ZANOTELLI, C. T.; HOFFMANN, D. M.; BELLI F^o, P., PERDOMO, C.C., RAFIKOV, M. Optimization of the treatment of piggery wastes in water hyacinth ponds. *Wat. Sci. Tech.*, v. 48, n. 2, p. 283-289, 2003.

COSTA, R. H. R.; ARAUJO, I. S.; BELLI F^o, P. Aerated facultative pond and maturation pond in-series for treatment of piggery wastes. In: *CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS*. Bangkok, Thailand, 2006a. 1CD-ROM.

COSTA, R. H. R.; SILVA, J. D.; MATIAS, W. G.; CASTILHOS JR. Sanitary landfill leachate treatment by scale-pilot stabilization ponds. In: *CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS*. Bangkok, Thailand, 2006b. 1CD-ROM.

CRAGGS, R. Advanced integrated wastewater ponds. . IN: SHILTON, Andy (ed.). *Pond treatment technology*. IWA. London, UK, 2005.

CROMAR, N. J.; FALLOWFIELD, H. J. Use of image analysis to determine algal and bacterial biomass in a high rate algal pond following Percoll fractionation. *Wat. Sci. Tech.*, v. 48, n.02, p. 53-60, 2003.

CRUZ, L. S.; DIAS JR., C.; KELLER, R.; CASSINI, S. T. A.; GONÇALVES, R. F. Variações temporais do fitoplâncton e de parâmetros físico-químicos em lagoas de

estabilização facultativas tratando esgotos sanitários em regime de batelada. In: *XXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES*, Campo Grande, MS, 2005. 1CD-ROM.

DALAVÉQUIA, M. A. *Avaliação de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos de suínos*. Dissertação, UFSC, Florianópolis, SC, 2000. 180p.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. Manejo dos dejetos de suínos. *BIPERS*, EMBRAPA Suínos e Aves/Extensão-EMATER/RS, ano 7, n. 11, 1998. 41p.

DINIZ, C. R.; CEBALLOS, B. S. O.; BARBOSA, J. E. L.; KÖNIG, A. Ciclo nictemeral e vertical de variáveis ambientais no açude Epitácio Pessoa, semi-árido paraibano. In: *XXII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*. Joinville, SC, 2003. 1CD-ROM.

DOMITROVIC, Y. Z.; ASSELBORN, V. M.; CASCO, S. L. Variaciones espaciales y temporales del fitoplancton en un lago subtropical de Argentina. *Rev. Bras. Biol.*, v. 58, n. 3, p. 359-382, 1998.

EL HALOUANI, H.; PICOT, B. CASELLAS, C.; PENA, G.; BONTOUX, J. Elimination de l'azote et du phosphore dans um lagunage à haut rendement. *Revue des Sciences de l'eau*, 6, p. 47-61, 1993.

ESTRADA, V. E. E.; HERNÁNDEZ, D. E. A. Treatment of piggery wastes stabilization Ponds. *Wat. Sci. Tech.*, v. 45, n. 1, p. 55-60, 2002.

FALLOWFIELD, H. J.; MESPLÈ, F.; MARTIN, N. J.; CASELLAS, C.; BONTOUX, J. Validation of computer models for high rate algal pond operation for wastewater treatment using data from mediterranean and scottish pilot scale systems: implications for management in coastal regions. *Wat. Sci. Tech.*, v. 25, n. 12, p. 215-224, 1992.

GARCÍA, J.; MUJERIEGO, R.; HERNÁNDEZ- MARINÉ, M. Long term diurnal variations on contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. In: *5th INTERNATIONAL IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS: Pond Technology for the New Millennium*. Auckland, New Zealand, 2-5 April, 2002.

GIRALDO, E.; GARZÓN, A. Water hyacinth potential for improvement of Bogotá river water quality in muña reservoir: comparasion with the performances of oxidation lagoons. In: *CONFERENCIA LATINO AMERICANA EN LAGUNAS DE ESTABILIZATION Y REUSO*, 1., 2000, Santiago de Cali, Colombia. Santiago de Cali, Colombia: {s.n.}, 2000, p.140-150.

GOSMANN, H. A. *Estudos comparativos com bioesterqueira e esterqueira para armazenamento e valorização dos dejetos de suínos*. Dissertação, UFSC, Florianópolis, SC, 1997. 126p.

HÅKANSON, L.; MALMAEUS, J. M. ; BODEMER, U.; GERHARDT, V. Coefficients of variation for chlorophyll, green algae, diatoms, cryptophytes and blue-greens in rivers as a

basis for predictive modelling and aquatic management. *Ecological Modelling*, n. 169, p. 179-196, 2003.

HENN, A.; BELLI F^o,P.; PHILIPPI, L. S. Comportamento de partida e avaliação de um sistema de tratamento e armazenamento de dejetos suínos em uma pequena propriedade rural no município de Braço do Norte-SC. In: *XXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES*, Campo Grande, MS, 2005. 1 CD-ROM.

KÖNIG, A. Biología de las lagunas de estabilización: algas. In: *SISTEMAS DE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN: como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadio*. Mendonça, S.R. (coord.). Ed. McGrawHill, p. 44-67, 2000.

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

LEITAO, M. Eutrophisation du Loir et son incidence sur l'usine d'eau potable de la Flèche (Sarthe). *TSM*, n. 1, p. 31-37, 1995.

LLORENS, M., SAEZ, J., SOLER, A. Primary productivity in a deep sewage stabilization lagoon. *Wat. Res.*, v. 27, n. 12, p. 1779-1785, 1993.

LUDUVICE, M. L.; QUEIROZ, T. R.; NEDER, K. D.; SOUZA, M. A. A. Sólidos suspensos como indicador da densidade de algas em lagoas de estabilização. In: *XXI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES*, João Pessoa, PB, 2001. 1CD-ROM.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. *Microbiologia de BROCK*. 10 ed., Pearson, Prentice Hall, 2004.

MARA, D. D.; PEARSON, H. Artificial freshwater environmental: waste stabilization ponds. *Biotechnology*, v. 8, p. 177-206, 1986.

MARGALEF, R. *Limnología*. Barcelona, Omega, 1983. 1010p.

MAIZONAVE, C. R. M.; ANDRADE, R. R.; SCHERER, K. D.; MOURA, L. M.; FLORES, C. P. Diversidade de gêneros fitoplanctônicos na foz do rio Gravataí e sua relação com a qualidade da água. In: *IV SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL*. ABES (Org.), Porto Alegre, RS, 2004. 1 CD-ROM.

MAIZONAVE, C. R. M.; BENDATI, M. M.; WERNER, V. R.; CYBIS, L. F. A.; CARVALHO, E. N. Avaliação planctônica do Reservatório da Lomba do Sabão (Porto Alegre, RS) com ênfase na ocorrência de cianobactérias: implicações para o abastecimento público. In: *XXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, ABES (Org.), Campo Grande, MS, 2005. 1 CD-ROM.

MEDRI, W. *Modelagem e otimização de lagoas de estabilização para o tratamento de dejetos de suínos*. Tese, UFSC, Florianópolis, SC, 1997. 205p.

MEIRA, C. M. B. S.; CEBALLOS, B. S. O.; OLIVEIRA, R.; KÖNIG, A.; COURA, M. A. Análise de componentes principais de um sistema de terras úmidas construídas. In: *XXIII*

CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES, Campo Grande, MS, 2005a. 1 CD-ROM.

MEIRA, C. M. B. S.; CEBALLOS, B. S. O.; OLIVEIRA, R.; KÖNIG, A.; COURA, M. A. Descrição de um ecossistema natural de terras úmidas usando análise de componentes principais. In: *XXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES*, Campo Grande, MS, 2005b. 1 CD-ROM.

MENDONÇA, S. R. *Sistemas de lagunas de estabilización: como utilizar águas residuales tratadas em sistemas de regadío*. Colômbia: McGraw Hill Interamericana, 2000.

MENESES, C. G. R.; SARAIVA, L. B.; MELO, H. N. S.; MELO, J. L. S., PEARSON, H. Variations in BOD, algal biomass and organic matter biodegradation constants in wind-mixed tropical facultative waste stabilization pond. *Wat. Sci. Tech.*, v. 51, n. 12, p. 183-190, 2005.

MESPLÉ, F.; CASELLAS, C.; TROUSELLIER, M.; BONTOUX, J. Some difficulties in modelling chlorophyll *a* evolution in a high-rate algal pond ecosystem. *Ecological Modelling*, n. 78, p. 25-36, 1995a.

MESPLÉ, F.; TROUSELLIER, M.; CASELLAS, C. Difficulties in modelling phosphate evolution in a high-rate algal pond. *Wat. Sci. Tech.*, v. 31, n. 12, p. 45-54, 1995b.

METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. 4th edition. McGraw-Hill Inc. New York, 2003. 1334p.

MIHAILOV, G.; SIMEONOV, V.; NIKOLOV, N.; MIRINCHEV, G. (2005) Multivariate statistical assessment of the pollution sources along the stream of Kamchia River, Bulgaria. *Wat. Sci. Tech.*, **51**, (11), 37-43.

MOERSIDIK, S. *Traitement des eaux usées par lagunage à haut rendement: gestion de l'écosystèmes et comparaison des performances épuratoires avec un lagunage traditionnel*. Thèse, Université Montpellier I, Montpellier, France, 1992. 209 p.

NAMECHE, T. ; DUFAYT, O. ; EL OUARGHI, H. ; VASEL, J. L. Performance of a system combining aerated lagoons and waste stabilization ponds in a temperate climate. *Wat. Sci. Tech.*, v. 42, n. 10-11, p. 23-34, 2000.

NASCIMENTO, J. R. S.; MONTEGGIA, L. O.; GOMES, R. J. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios em lagoas de alta taxa de produção de algas. In: *XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*. Porto Alegre, ABES, 27., p.8-12, 2000. 1 CD-ROM

NUSCH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch. Hydrobiol. Beih. Stuttgart*, v. 14, p. 14-36, 1980.

ODUM, E. P. *Ecologia*. Ed. Guanabara, Rio de Janeiro, RJ, 1983. 434p.

OLIVEIRA, P. J. P. *Tratamento secundário e terciário de dejetos de suínos utilizando lagoas de alta taxa algal, aerada e maturação*. Dissertação, UFSC, Florianópolis, SC, 2002. 139p.

OLIVEIRA, P. A. V.; COSTA, R. H. R.; TROGLIO, J. Lagoons for treatment of waste products from hogs: example of Coopercental. In: *III IAWQ INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE AND WORKSHOP: Waste Stabilization Ponds: Technology and Applications*, 3., João Pessoa, PB: IAWQ, 1995.

OLIVEIRA, R.; SILVA Fº, T. A. T.; MOREIRA, J. F. V.; SILVA, S. A. Análise fatorial de uma série de lagoas de estabilização rasas tratando esgoto doméstico no nordeste do Brasil. In: *XXI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES*, João Pessoa, PB, 2001. 1CD-ROM.

OLIVEIRA, R.; SILVA Fº, T. A. T.; MOREIRA, J. F. V.; SILVA, S. A. Aplicação de uma técnica de análise multivariada (análise de componentes principais - ACP) para a descrição de dados de monitoração de séries de lagoas tratando águas residuárias domésticas no nordeste do Brasil. In: *XXII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES*, Joinville, SC, 2003. 1 CD-ROM.

ORON, G.; SHELEF, G.; LEVI, A.; MEYDAN, A.; AZOV, Y. Algae/bacteria ratio in high-rate ponds used for waste treatment. *App. Env. Microbiol.*, v. 38, n. 4, p. 570-576, oct. 1979.

OSWALD, W. J. The high-rate pond in waste disposal. *Developments in Industrial Microbiology*, v. 4, p. 112-119, 1963.

OSWALD, W. J. Micro-algae and waste-water treatment. In: *Micro-algal biotechnology*. ED. Borowitzka & Borowitzka, Cambridge University Press, Cambridge, Great Britain, p. 305-328, 1988a.

OSWALD, W. J. Large-scale algal culture systems (engineering aspects). In: *Micro-algal biotechnology*. ED. Borowitzka & Borowitzka, Cambridge University Press, Cambridge, Great Britain, p. 356-394, 1988b.

PANO, A.; MIDDLEBROOKS, E. J. Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, v.54, n.4, p.344-351, 1982.

PATIL, H. S.; DODAKUNDI, G. B.; RODGI, S. S. Succession in zoo- and phytoplankton in a sewage stabilization pond. *Hydrobiology*, 47, 2, 253-264, 1975.

PEARSON, H. Microbiology of waste stabilization ponds. IN: SHILTON, Andy (ed.). *Pond treatment technology*. IWA. London, UK, 2005.

PEDRELLI, T. D. *Avaliação do sistema de lagoas de estabilização para o tratamento das águas residuárias de Balneário Camboriú/SC*. Dissertação, UFSC, Florianópolis, SC, 1997.

PEDROZA, M. M.; OLIVEIRA, R.; SILVA, S. A.; CAPELO NETO, J.; BARRETO, F. M. S. Estudo sobre o comportamento de formas de fósforo em sistemas de lagoas facultativas primárias, providas de chicanas, tratando esgotos domésticos. In: *XXI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES*, João Pessoa, PB, 2001. 1CD-ROM.

PERAZZA, M. C.; PEREIRA, D. N.; MARTINS, M. T. O Aguapé: meios de controle e possibilidades de utilização. *Revista DAE*, 125, p. 18-25, 1981.

PICOT, B.; EL HALOUANI, H.; CASELLAS, C.; MOERSIDIK, S.; BONTOUX, J. Nutrient removal by high rate algal pond system in a mediterranean climate. *Wat. Sci. Tech.*, v. 23, n. 7, p. 1535-1541, 1991.

PICOT, B.; BAHLAOUI, A.; MOERSIDIK, S.; BALEUX, B.; BONTOUX, J. Comparison of the purifying efficiency of high rate algal pond with stabilization pond. *Wat. Sci. Tech.*, v. 25, n. 12, p. 197-206, 1992.

PICOT, B.; MOERSIDIK, S.; CASELLAS, C.; BONTOUX, J. Using diurnal variations in a high rate algal pond for management pattern. *Wat. Sci. Tech.*, v. 28, n. 10, p. 169-175, 1993.

PICOT, B.; ANDRIANARISON, T.; GOSSELIN, J. P.; BRISSAUD, F. Twenty years monitoring of Méze stabilisation ponds. I-removal of organic matter and nutrients. In: *6th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS and 9th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS*. Avignon, France, p. 65-73, 2004.

PINTO, M. A. T.; ONOYAMA, M. T. Remoção de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio de esgotos domésticos utilizando o processo de lagoa de taxa alta. *Rev. DAE*, 161, p. 6-13, 1991.

PIRES, G. S. P. *Tratamento de dejetos de suínos em meio anaeróbio e meio com aeração intermitente*. Dissertação, UFSC, Florianópolis, SC, 1999. 73p.

PORKWORLD estatísticas. A Revista do Suinocultor Moderno. Disponível em: <http://www.porkworld.com.br> Acesso em janeiro de 2005.

RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHORN, S. E. *Biologia Vegetal*. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan, 5 ed. 1996.

RODRIGUES, J. B. R.; ROCHA, O.; COSTA, R. H. R.; BELLIF, P. Growth of the micro algae *Chlorella minutissima* and its capacity to remove polluting agents, when cultivated in different concentrations of pig's dejections. In: *5th INTERNATIONAL IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS: Pond Technology for the New Millennium*. Auckland, New Zealand, 2-5 April, 2002.

ROQUETTE PINTO, C. L.; PEREIRA, C. E. B.; BARROCAS, P. R. Utilização da Planta Aquática Jacinto d'Água Para Remoção e Recuperação de Mercúrio de Efluentes Industriais. In: *1º SIBESA – SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*. Rio de Janeiro, RJ. Ed. ABES/ANDIS, Tomo III, p. 290-303, 1992.

SAMBUCO, J. P.; COSTA, R. H. R.; PAING, J. Influence of load distribution and recycle rate in step-fed facultative ponds. *Wat. Sci. Tech.*, v. 45, n. 1, p. 33-39, 2002.

SEVRIN-REYSSAC, J.; LA NOÛE, J.; PROULX, D. Le recyclage du lisier de porc par lagunage. Lavoisier, Paris : *Technique & Documentation*, 1995. 18p.

SHELEF, G.; AZOV, Y.; MORAINÉ, R.; ORON, G. Algal mass production as an integral part of waste treatment and reclamation system. In: *ALGAE BIOMASS: production and use*, G. Shelef and C. J. Soeder. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam, 1980.

SHILTON, A. *Pond treatment technology*. IWA. London, UK, 2005.

SIGG, L.; BEHRA, P.; STUMM, W. *Chimie des milieux aquatiques: chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement*. 3ed., DUNOD, Paris, France, 2000.

SILVA, S. A.; MARA, D.D. *Tratamentos biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização*. RJ, ABES, 1979. 39p.

SILVA, F. C. M. *Tratamento dos dejetos suínos utilizando lagoa de alta taxa de degradação em batelada*. Dissertação, UFSC, Florianópolis, SC, 1996. 115p.

SILVA F°, T. A. T.; SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R.; MOREIRA, J. F. V. Análise multivariada de dados de operação de uma série de lagoas de estabilização profundas tratando esgoto doméstico no nordeste do Brasil. In: *XXI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES*, João Pessoa, PB, 2001. 1CD-ROM.

SOARES, S. R. A.; BERNARDES, R. S. Revisão do critério da taxa de aplicação superficial no dimensionamento de lagoas facultativas. In: *CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL: ABES*, João Pessoa, PB:ABES, 2001.1CD-ROM.

SOMMER, U. Toward a Darwinian ecology of plankton. In: *Plankton ecology succession in plankton communities*. U. Sommer (Ed.), Springer-Verlag, p. 1-8, 1989.

SOMMER, U.; GLIWICZ, Z. M.; LAMPERT, W.; DUNCAN, A. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in freshwater. *Archiv für Hydrobiologie*, v. 106, p. 433-471, 1986.

SUEMATSU, G. L. Aspectos generales y principios básicos de los sistemas de lagunas de estabilización. In: *SEMINARIO INTERNACIONAL DE LAGUNAS DE ESTABILIZACION*, Colombia, p. 3-12, 1995.

TAKAHASHI, M.; ICHIMURA, S. Vertical distribution and organic matter production of photosynthetic sulfur bacteria in Japanese lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 13, p. 644-655, 1968.

TAKAHASHI, M.; ICHIMURA, S. Photosynthetic properties and growth of photosynthetic sulfur bacteria in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 15, p. 929-944, 1970.

TAVARES, F. A. *Eficiência da Lemna sp no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura e sua utilização como fonte alternativa de alimento para tilápias*. Dissertação, UFSC, Florianópolis, SC, 2004.

VALERO, M. A. C.; MARA, D. D. Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds. In: *CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS*. Bangkok, Thailand, 2006. 1CD-ROM.

VOGEL. *Análise Química quantitativa*. 6ed, LTC Ed., Rio de Janeiro, RJ, 2002.

VON SPERLING, M. Proposição de modelos para a estimativa da remoção de coliformes em lagoas de estabilização com base em dados de 33 lagoas brasileiras. *Rev. Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 5, n. 3-4, p. 133-152, 2000.

ZANOTELLI, C. T. *Modelagem matemática de nitrogênio e fósforo em lagoas facultativas e de aguapés para tratamento de dejetos de suínos*. Tese, UFSC, Florianópolis, SC, 2002. 162p.

ZANOTELLI, C. T.; MEDRI, W.; PERDOMO, C. C.; MULLINARI, M. R.; BELLI F°, P.; COSTA, R. H. R. The Performance of a Facultative Lagoon with Baffled in the Treatment of Swine Wastes. *Wat. Sci. Tech.*, v. 45, n. 1, p. 49-53, 2002.

ZANOTELLI, C. T.; FRANÇA, A.; PERDOMO, C. C.; COSTA, R. H. R.. Avaliação do desempenho de lagoas de estabilização no tratamento de dejetos suínos através da análise de componentes principais (ACP). In: *XXI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES*, Joinville, SC, 2003. 1CD-ROM.

ZANOTELLI, C. T.; COSTA, R. H. R.; PERDOMO, C. C. Use of baffled facultative ponds for the treatment of piggery wastes. In: *6th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS and 9th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS*. Avignon, France, 2004a.

ZANOTELLI, C. T.; COSTA, R. H. R.; PERDOMO, C. C. Evaluation of sludge from ponds system for the treatment of piggery wastes. In: *6th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS and 9th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS*. Avignon, France, p. 329-335, 2004b.

ZIMMO, O. R.; AL-SA'ED, R.M.; STEEN, N.P.; GIJZEN, H.J. Process performance assessment of algae-based and duckweed based wastewater treatment systems. *Wat. Sci. Tech.*, v. 45, n. 1, p. 91-101, 2002.

ZHOU, Q.; HE, S.; HE, X.; PICOT, B.; CHEN, G. Nutrient removal mechanism in high rate algal pond treating rural domestic sewage in east China. In: *CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS*. Bangkok, Thailand, 2006. 1CD-ROM.

ZULKIFLI, H. *Traitement des eaux usées par lagunage à haut rendement: structure et dynamique des peuplements phytoplanctoniques*. Thèse, Université de Montpellier I, Montpellier, France, 1992. 206p.

ANEXOS E APÊNDICES

ANEXO 1

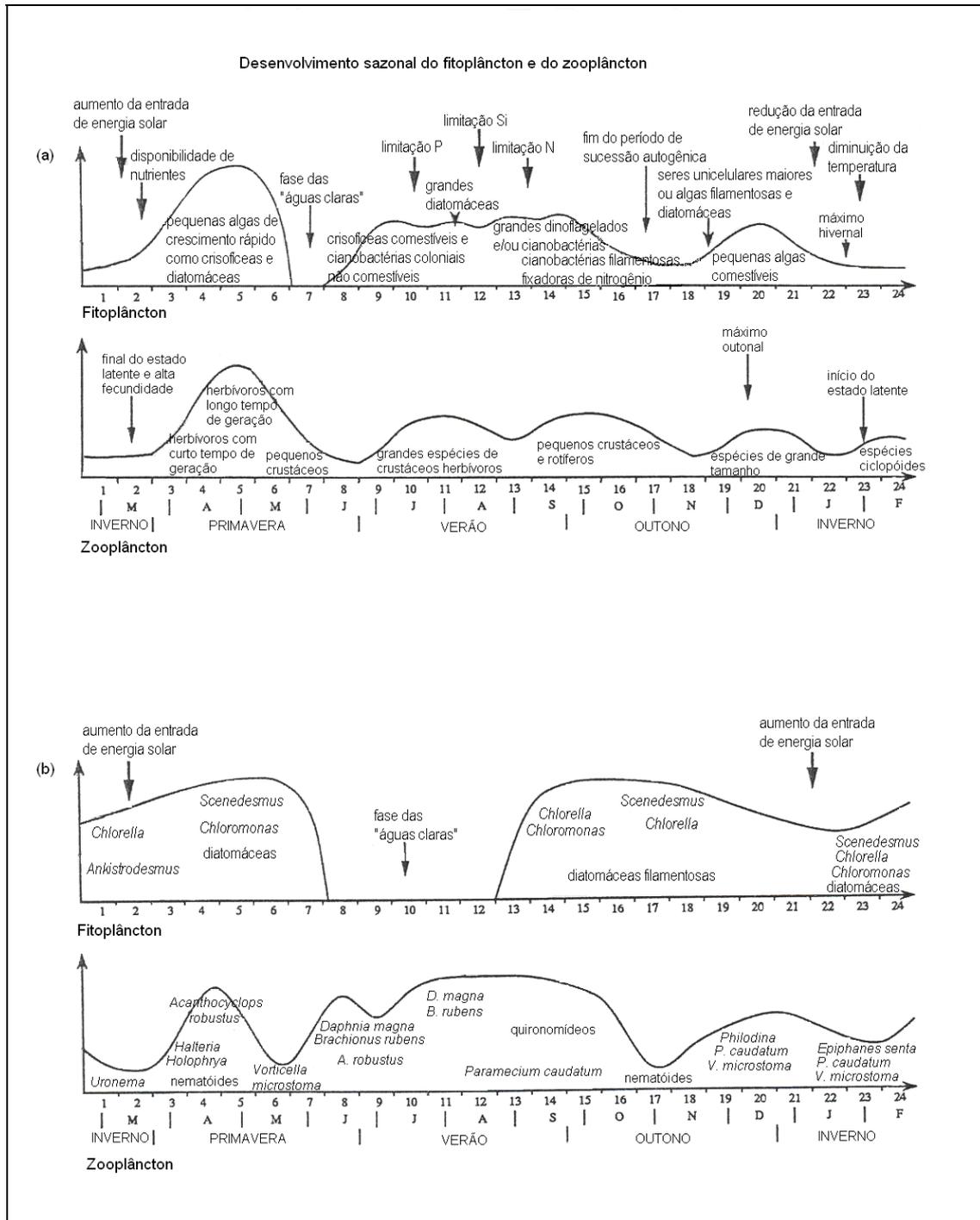


Figura A.1.(a) Sucessão sazonal do plâncton de acordo com o modelo desenvolvido pelo Grupo de Ecologia do Plâncton (Sommer, 1989). **(b)** Sucessão sazonal do plâncton em lagoa de alta taxa segundo Canovas et al. (1996).

APÊNDICE 1

Protocolo experimental para medida dos pigmentos

A concentração dos pigmentos da clorofila a e feofitina foi efetuada conforme Nusch (1980) e a concentração da bacterioclorofila segundo o método preconizado de Takahashi e Ishimura (1968 e 1970). A determinação da bacterioclorofila é efetuada simultaneamente a da clorofila a e da feofitina, de acordo com as seguintes etapas:

1-Filtração: as amostras são filtradas, congeladas, encapadas com papel alumínio e identificadas.

2-Extração: as amostras são retiradas do freezer no máximo 24 horas antes da determinação (mínimo 12 horas), deixando-as na geladeira, sem abrir o papel alumínio. As amostras são colocadas (dobradas ao meio) em tubos de borosilicato (tipo tubos para realizar a DQO em refluxo fechado) enrolados em papel alumínio para evitar a entrada de luz nos frascos. A extração dos pigmentos é efetuada colocando-se 10 mL de etanol a 80% em cada tubo da amostra. Os tubos de borosilicato tampados e encapados com papel alumínio são levados ao banho-maria, a uma temperatura de 75°C, durante 5 minutos. Em seguida, resfria-se imediatamente com gelo (choque térmico) e as amostras são guardadas na geladeira (4°C) de 6 a 24 horas, no escuro.

3-Leitura: a concentração dos pigmentos é efetuada no espectrofotômetro em cubeta de 1 cm, com os seguintes comprimentos de onda: 665, 750 e 765 nm para medida da absorbância da clorofila a, feofitina e bacterioclorofila, respectivamente. Realizada a leitura no espectrofotômetro, a amostra é acidificada com uma solução de HCl a 0,4 N e após 2 minutos nova leitura é efetuada. O volume da solução de HCl a 0,4 N adicionado à amostra deve ser suficiente para baixar o pH entre 2,6 e 2,8 (aproximadamente 0,5 mL). A solução de HCl e as amostras devem ser retiradas da geladeira antes das leituras; amostras muito geladas embaçam a cubeta, o que dificulta a passagem do feixe de luz no espectrofotômetro.

4-Cálculos:

$$\text{clorofila } a \text{ (}\mu\text{g/L)} = 27,9 * (\text{EB}-\text{EA})*V$$

$$\text{feofitina (}\mu\text{g/L)} = 27,9*[(\text{EA}*1,7)-\text{EB}]*V$$

$$\text{bacterioclorofila } (\mu\text{g/L}) = 25,2 \cdot \text{DO} \cdot v / V_f \cdot L$$

onde:

EB = diferença de leitura (absorbância) da amostra não acidificada;

EA = diferença da amostra acidificada;

V = volume do solvente (10 mL)/volume filtrado (litros) * 1 (diâmetro da cubeta = 1 cm);

DO = densidade óptica (765 nm);

v = volume de etanol a 80% utilizado para a extração (mL);

V_f = volume da amostra filtrada (30 mL);

L = comprimento do trajeto óptico da cubeta (1 cm).

APÊNDICE 2

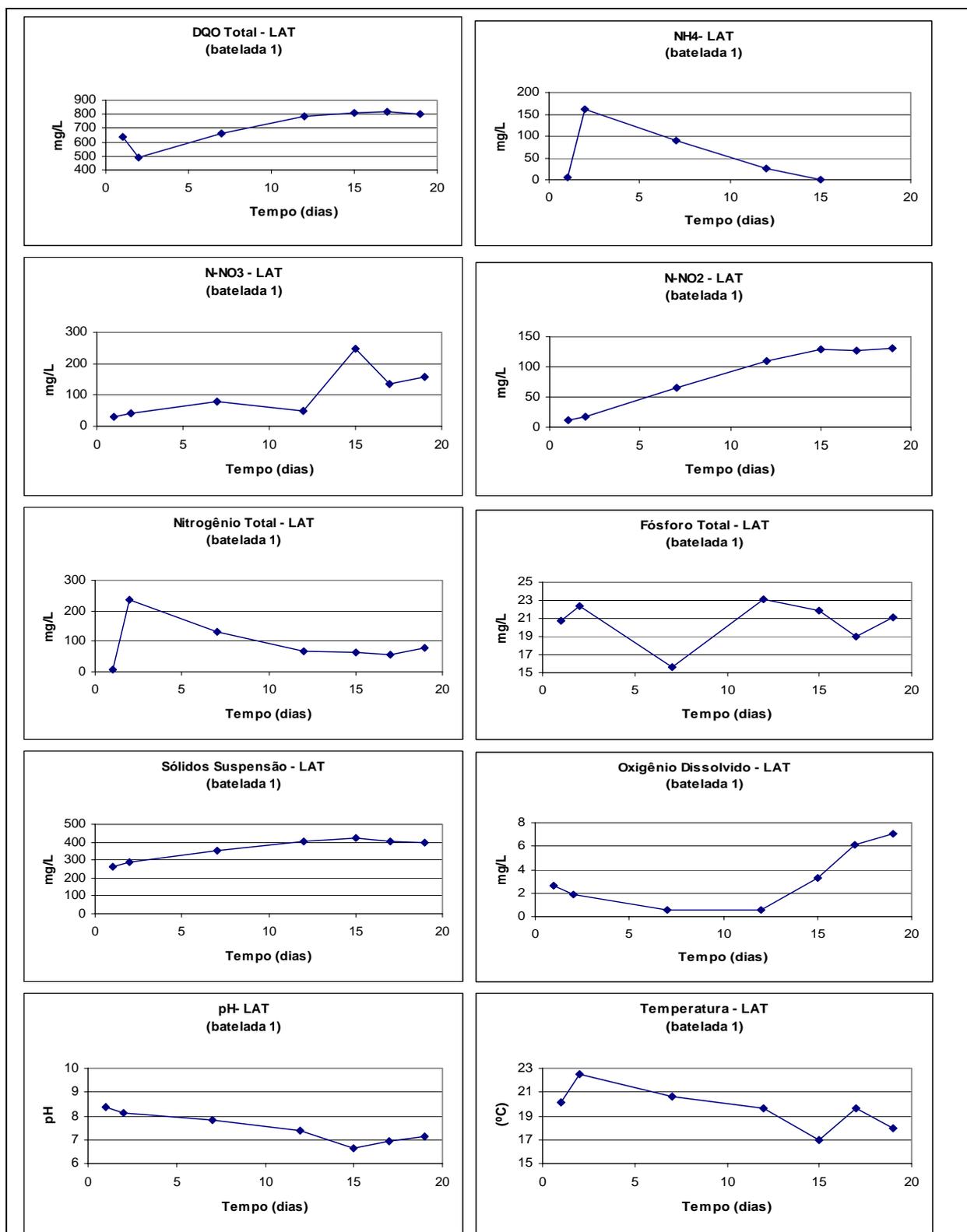


Figura AP2.1.Variação das variáveis de avaliação LAT/B1 ao longo do tempo (dias).

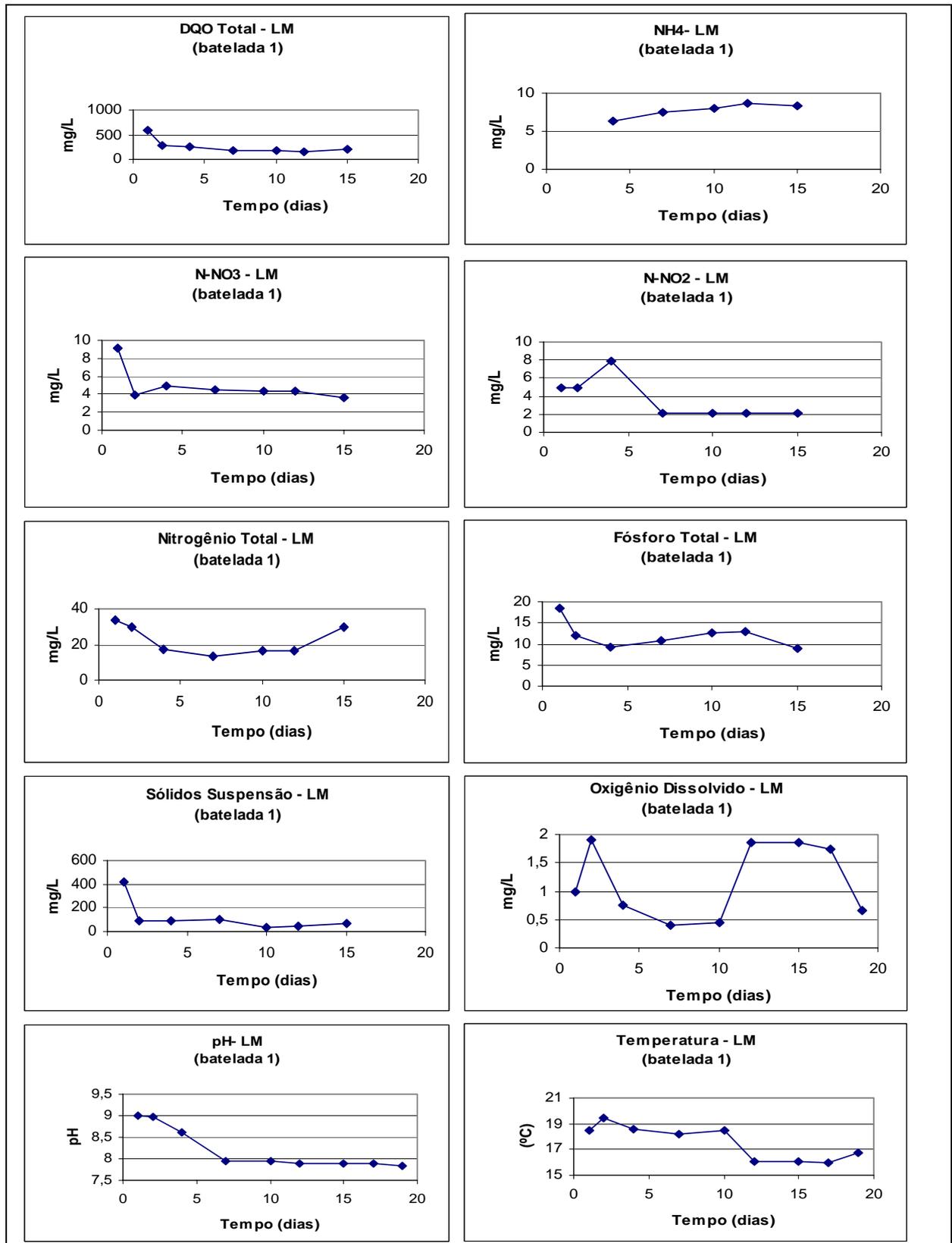


Figura AP2.2. Variação das variáveis de avaliação LM1/B1 ao longo do tempo (dias).

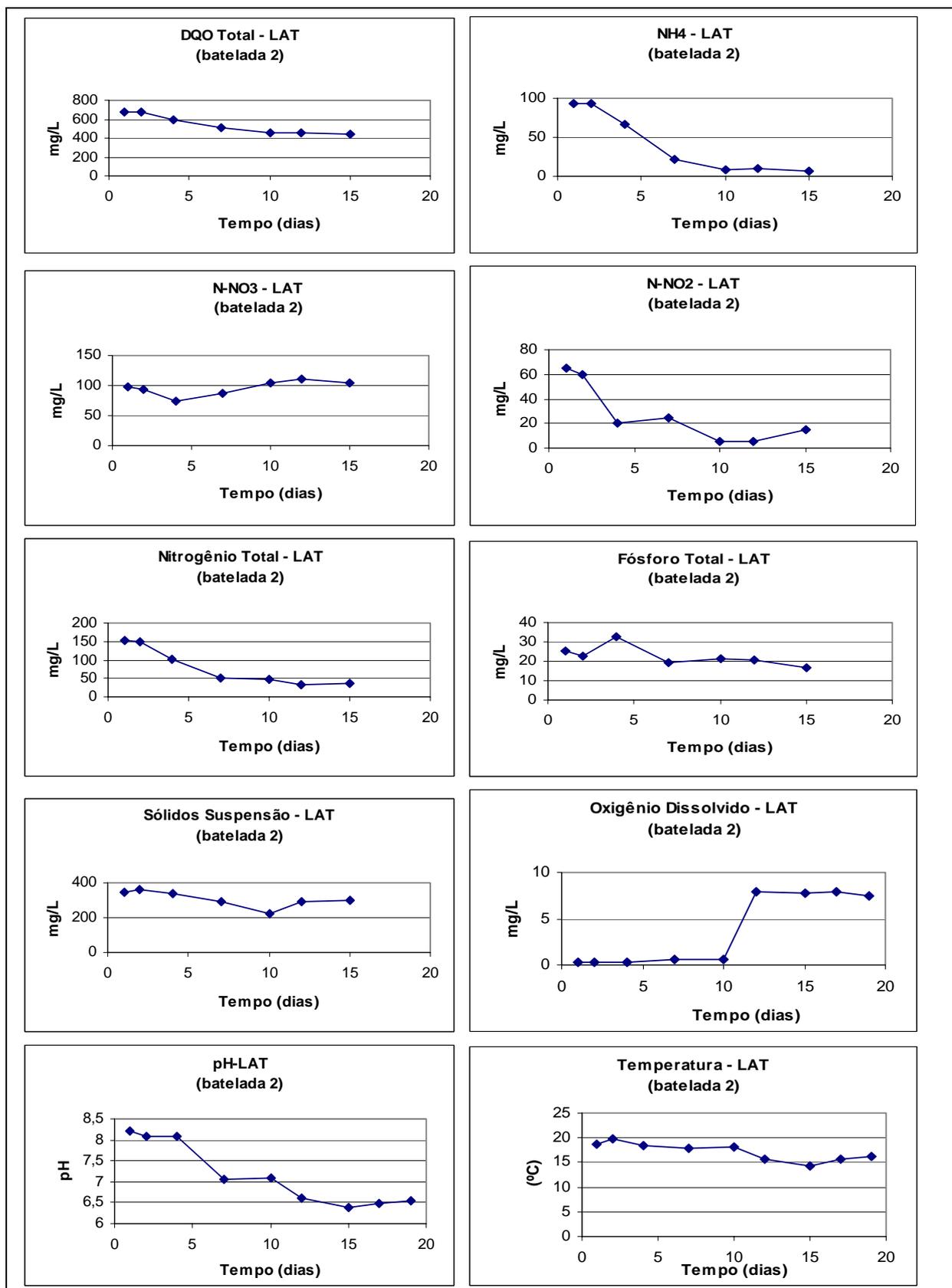


Figura AP2.3. Variação das variáveis de avaliação LAT/B2 ao longo do tempo (dias).

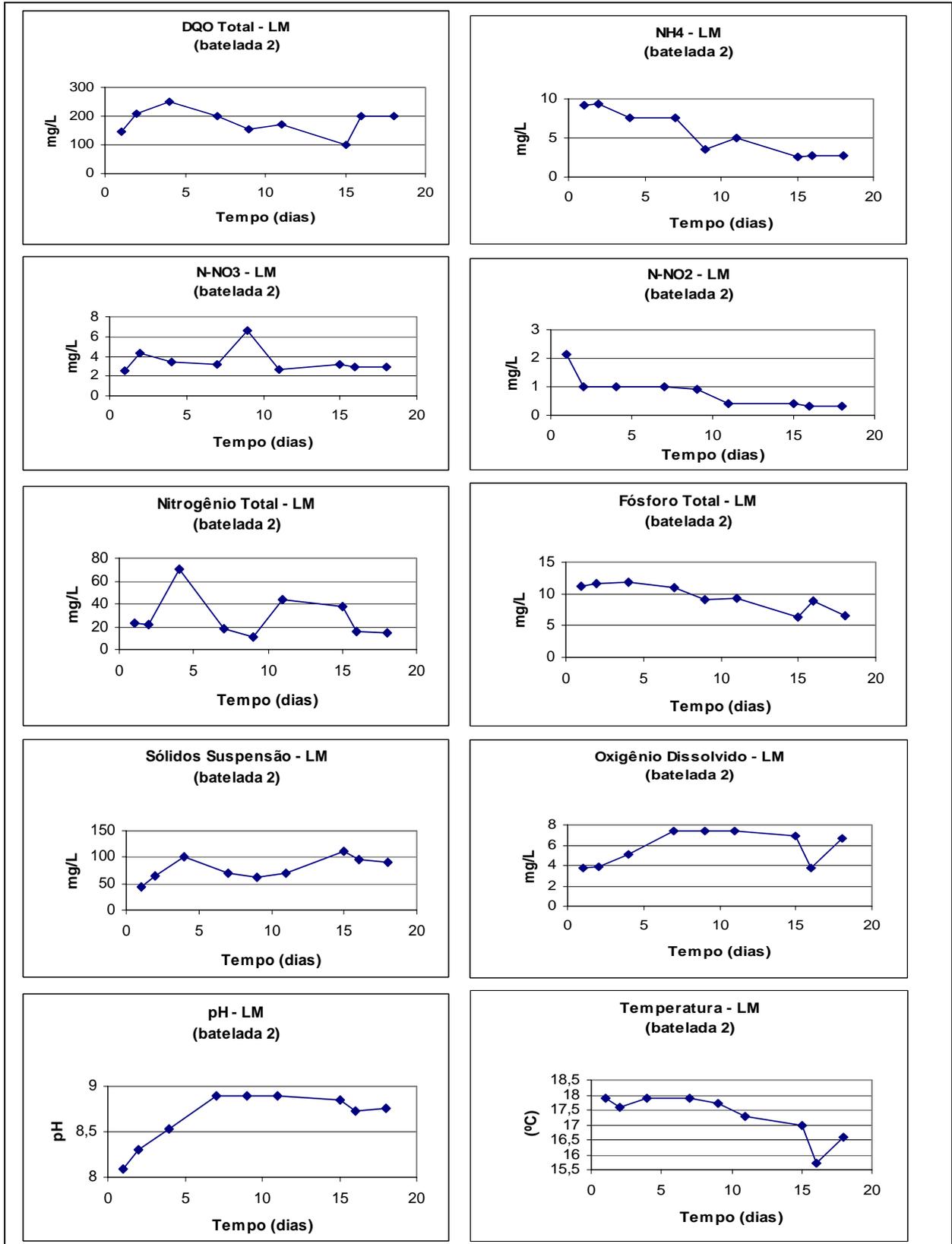


Figura AP2.4. Variação das variáveis de avaliação LM1/B2 ao longo do tempo (dias).

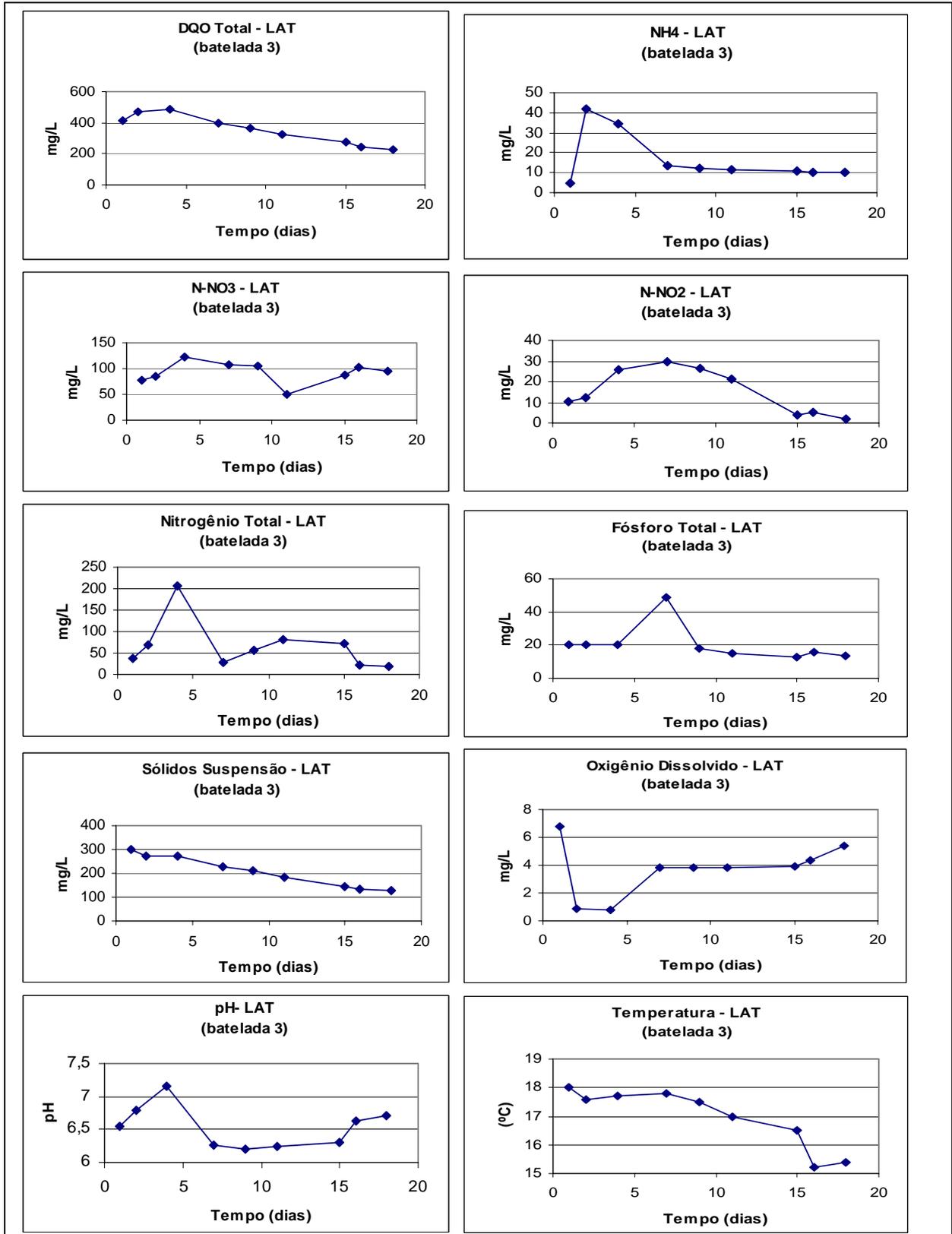


Figura AP2.5. Variação das variáveis de avaliação LAT/B3 ao longo do tempo (dias).

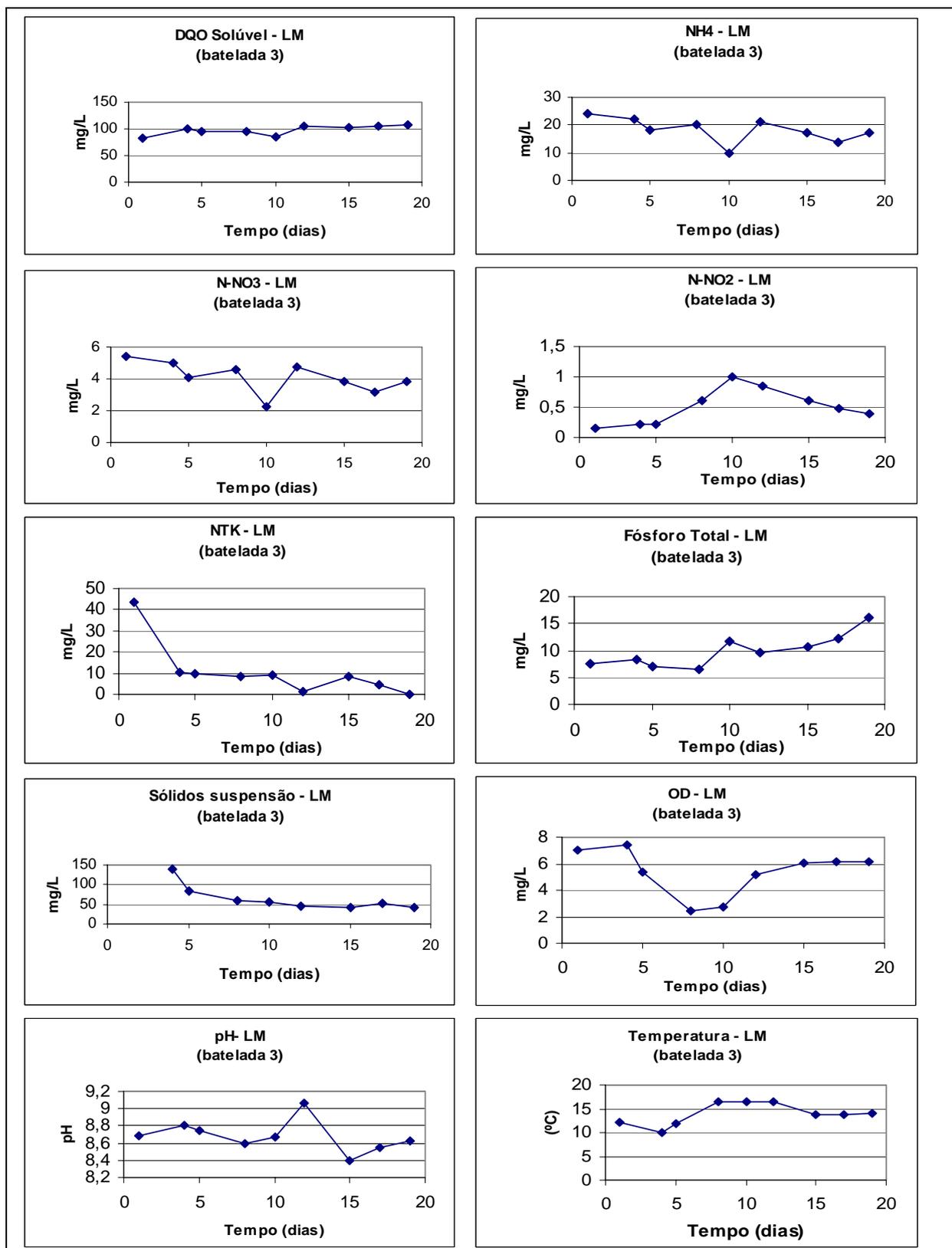


Figura AP2.6. Variação das variáveis de avaliação LM1/B3 ao longo do tempo (dias).

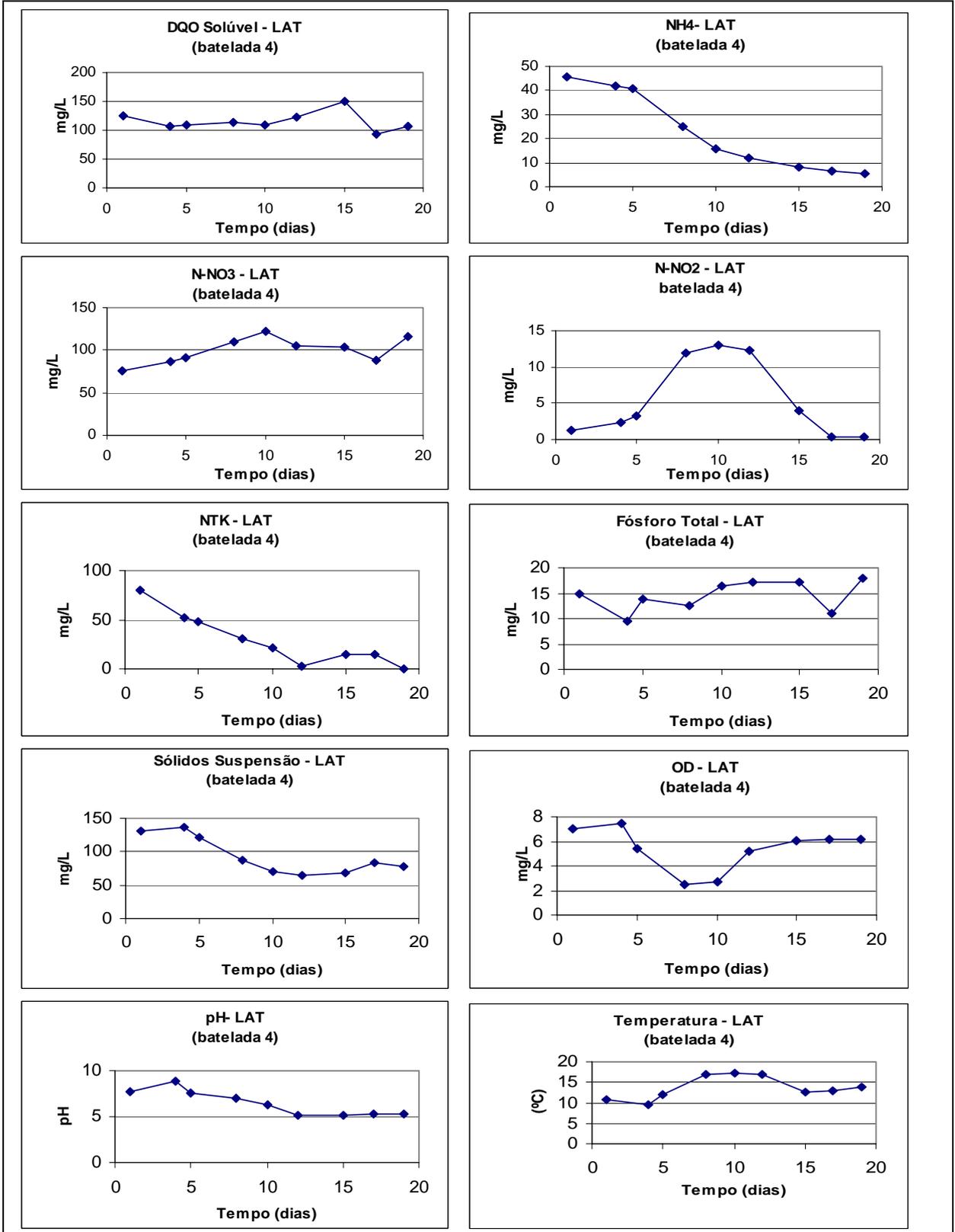


Figura AP2.7. Variação das variáveis de avaliação LAT/B4 ao longo do tempo (dias).

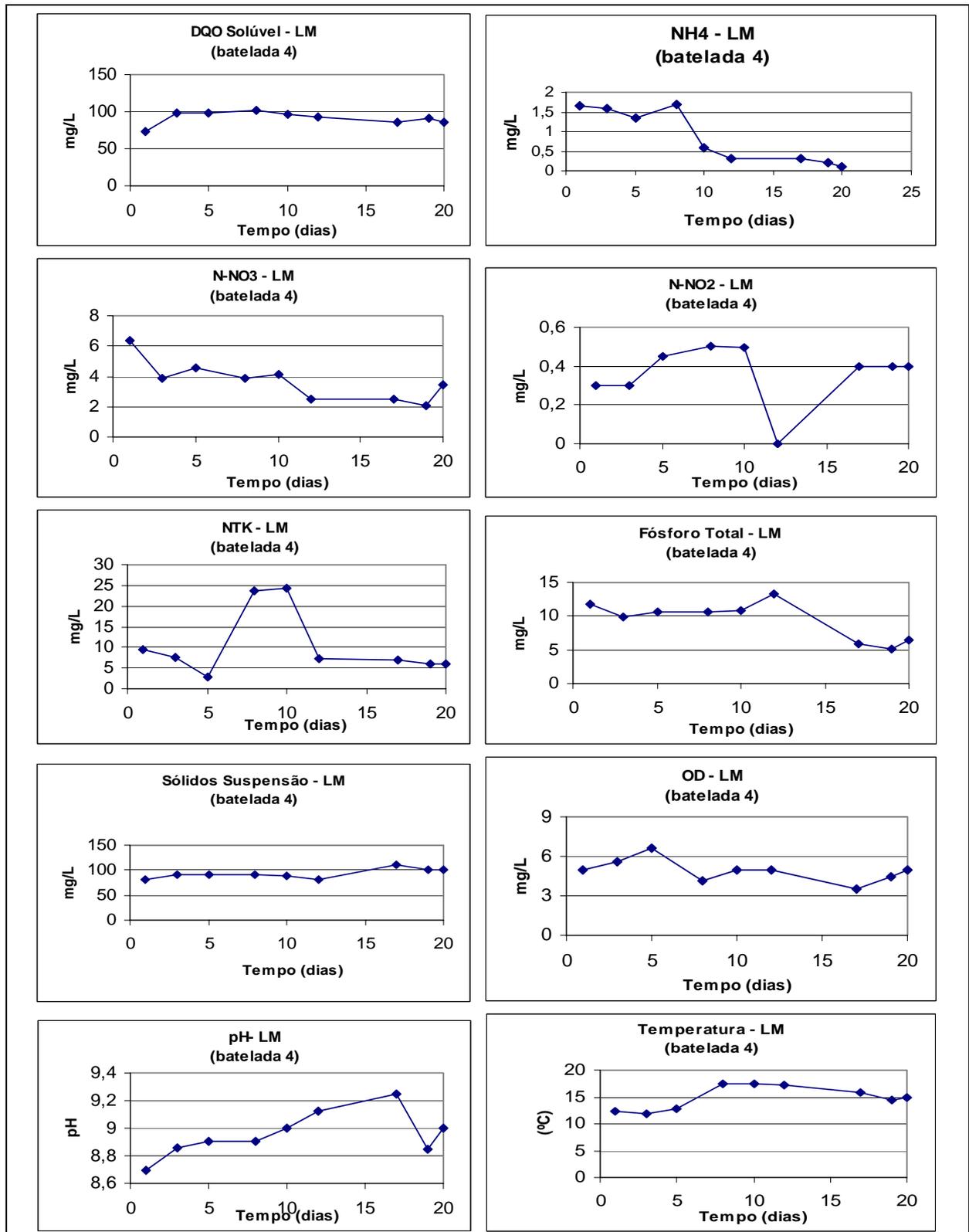


Figura AP2.8. Variação das variáveis de avaliação LM1/B4 ao longo do tempo (dias).

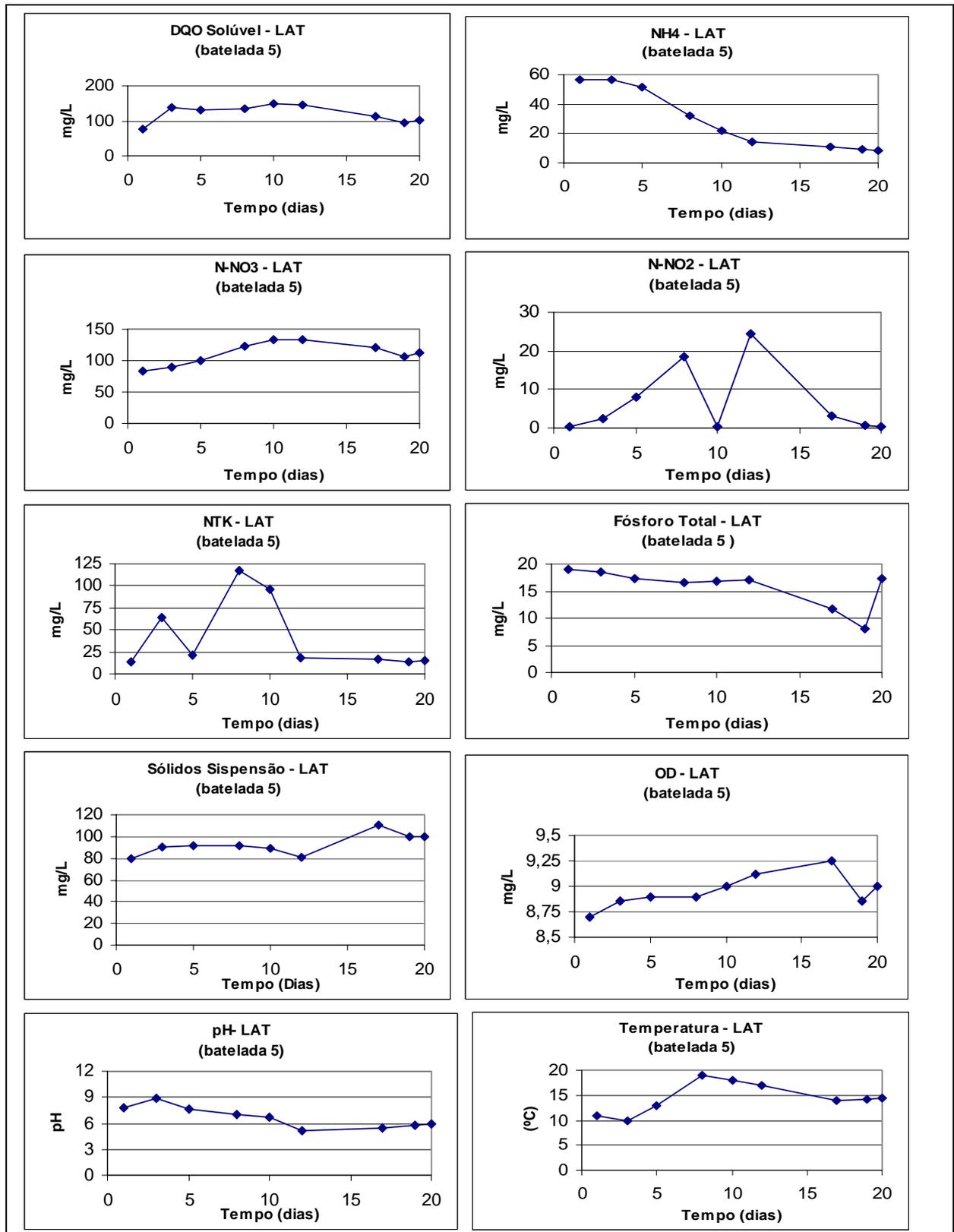


Figura AP2.9.Variação das variáveis de avaliação LAT/B5 ao longo do tempo (dias).

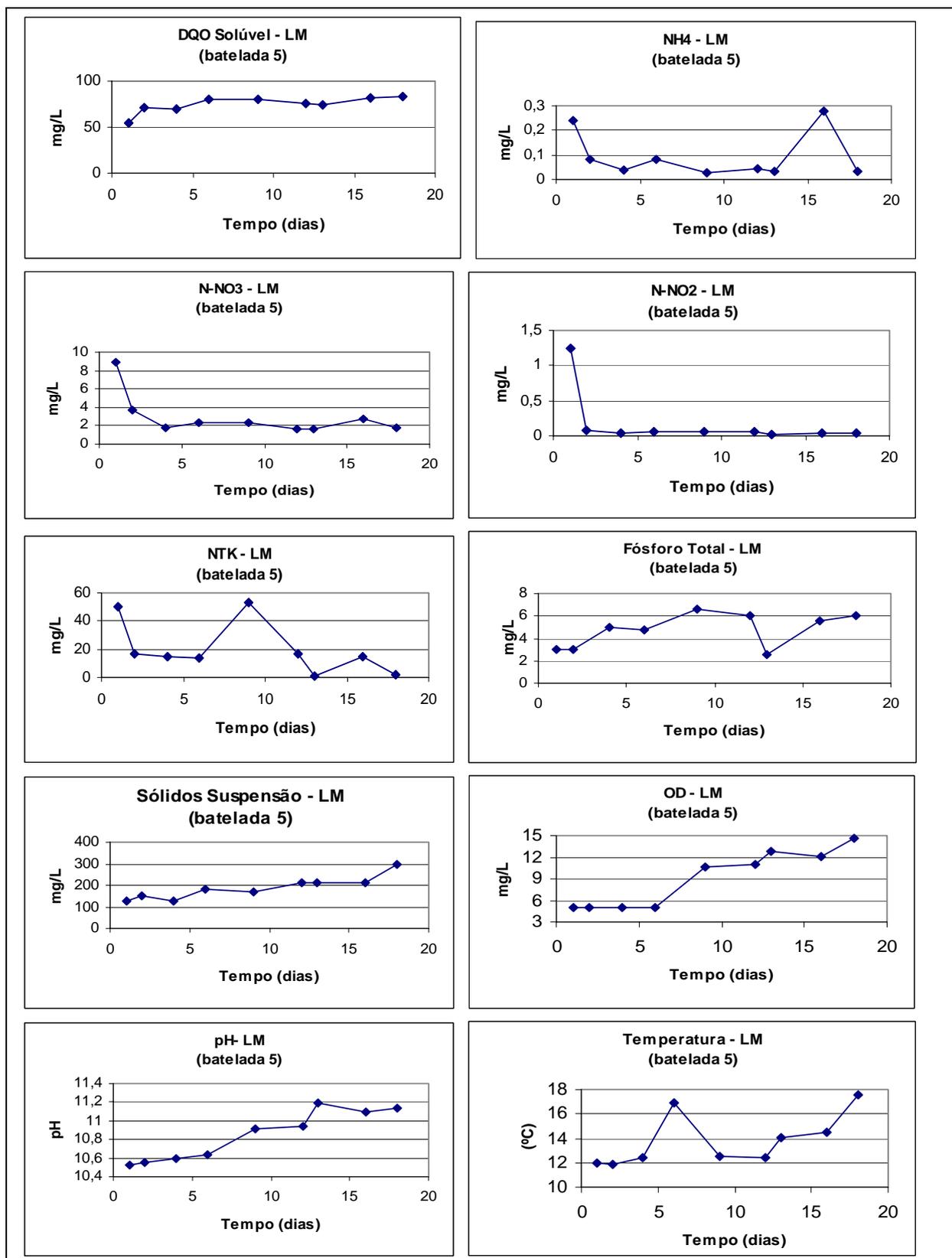


Figura AP2.10. Variação das variáveis de avaliação LM1/B5 ao longo do tempo (dias).

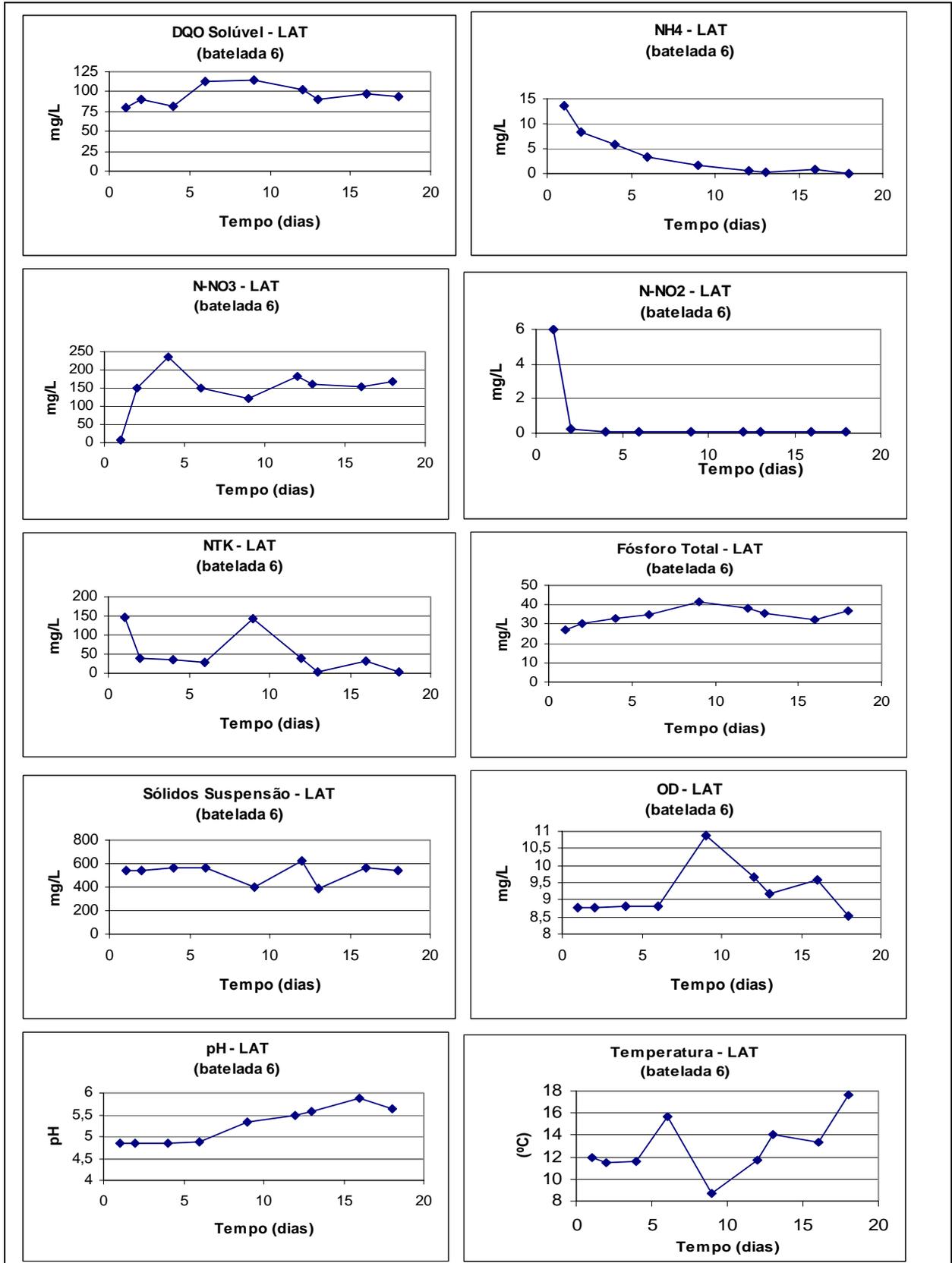


Figura AP2.11.Variação das variáveis de avaliação LAT/B6 ao longo do tempo (dias).

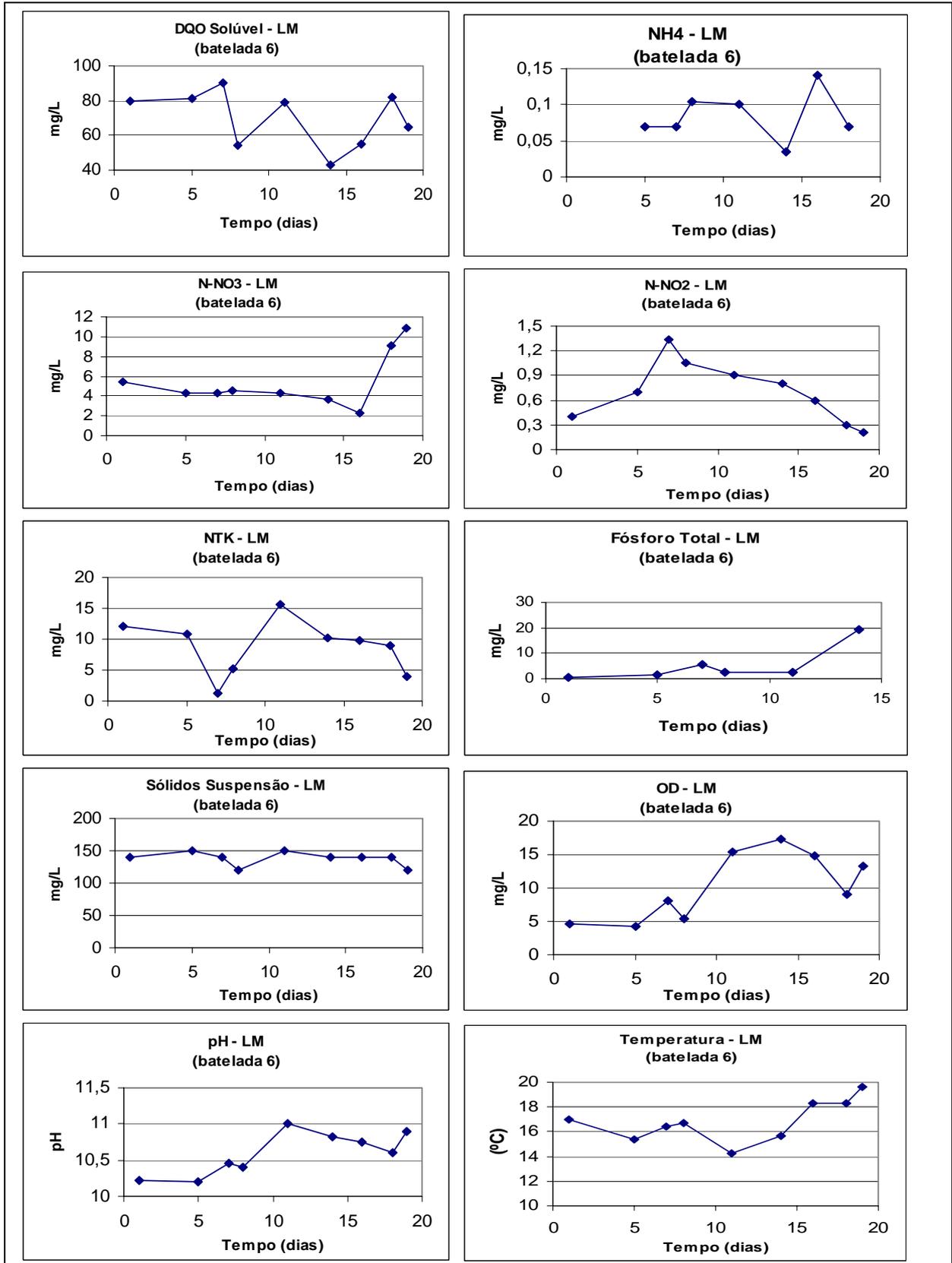


Figura AP2.12.Variação das variáveis de avaliação LM1/B6ao longo do tempo (dias).

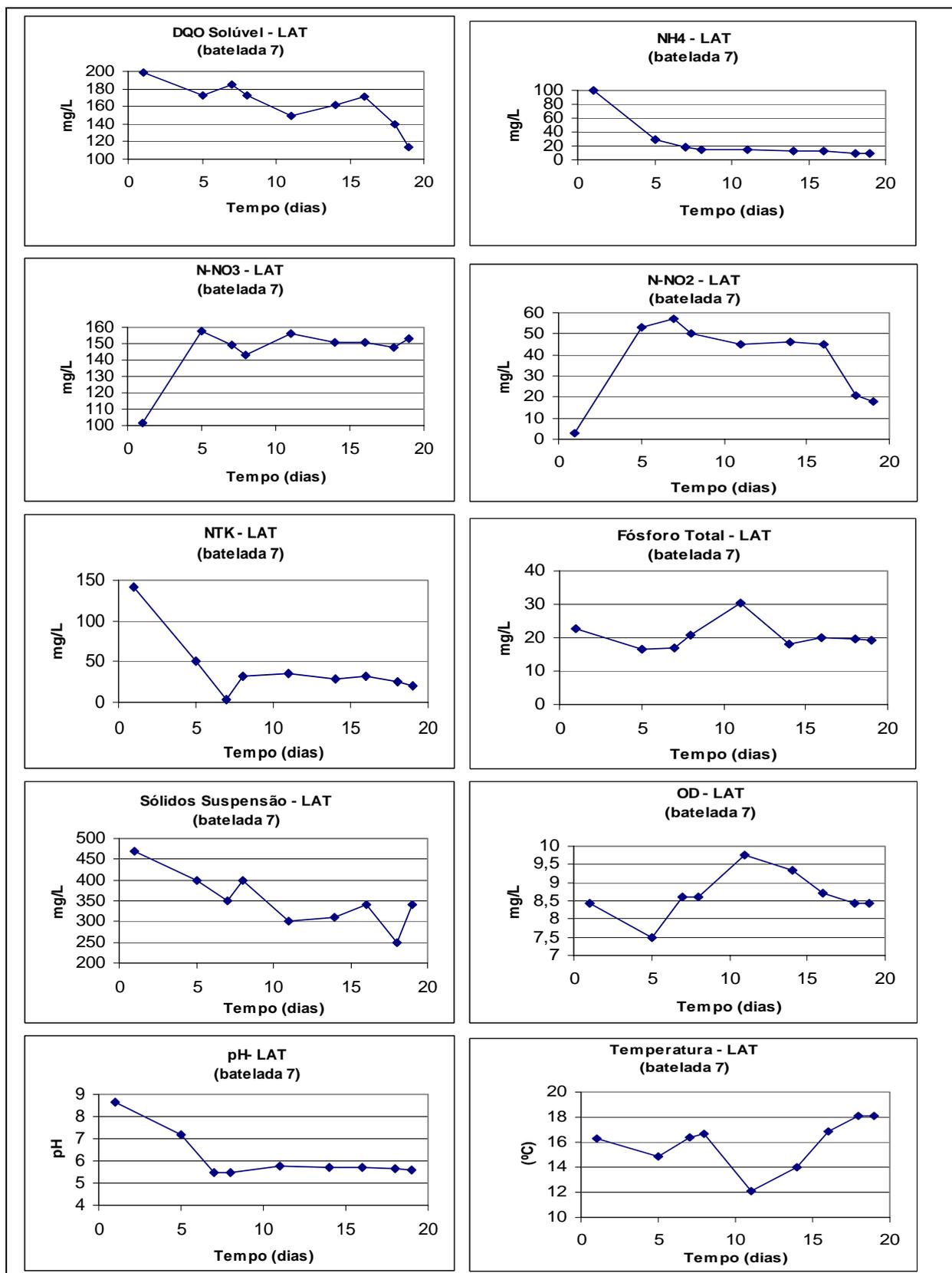


Figura AP2.13. Variação das variáveis de avaliação LAT/B7 ao longo do tempo (dias).

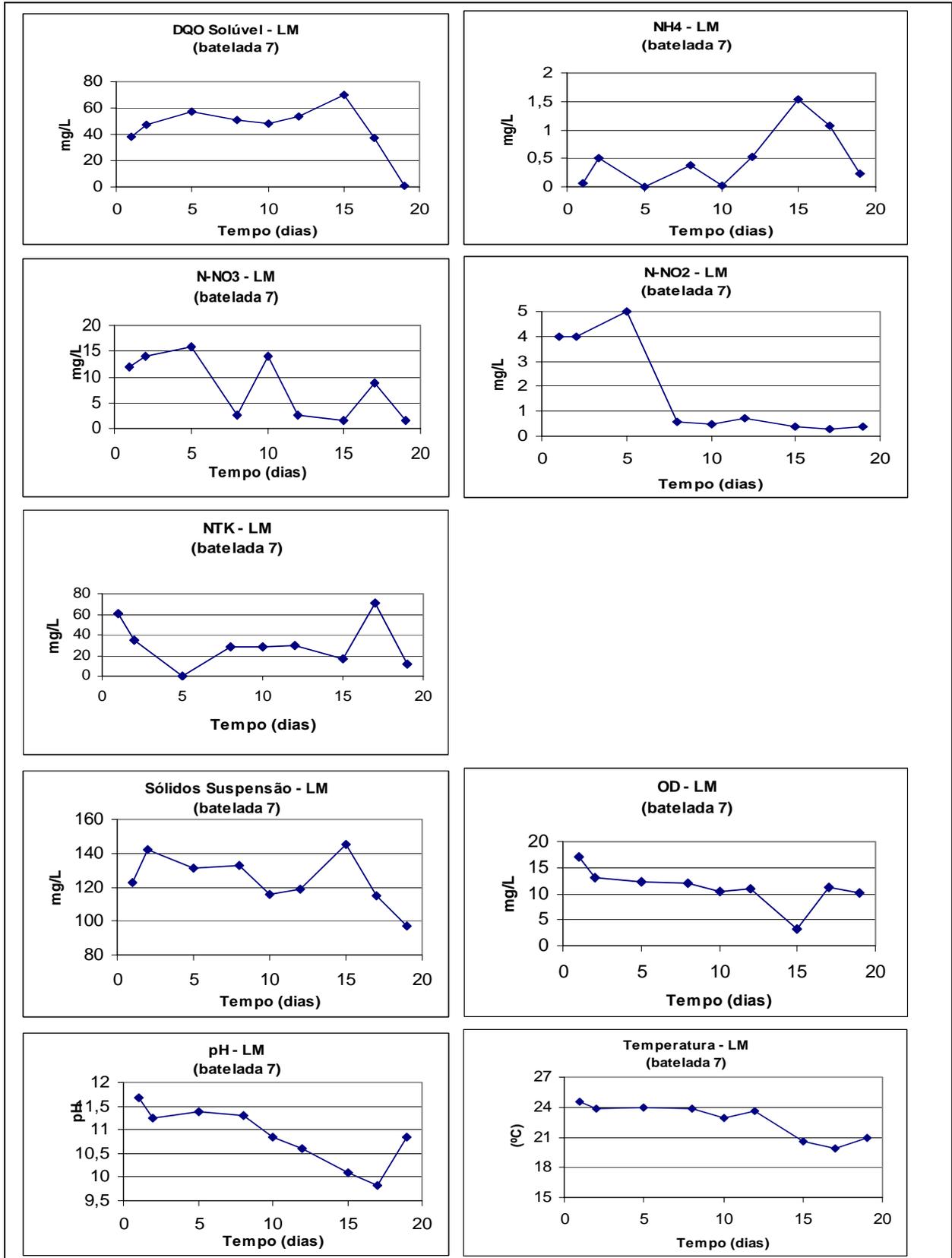


Figura AP2.14. Variação das variáveis de avaliação LM1/B7 ao longo do tempo (dias).

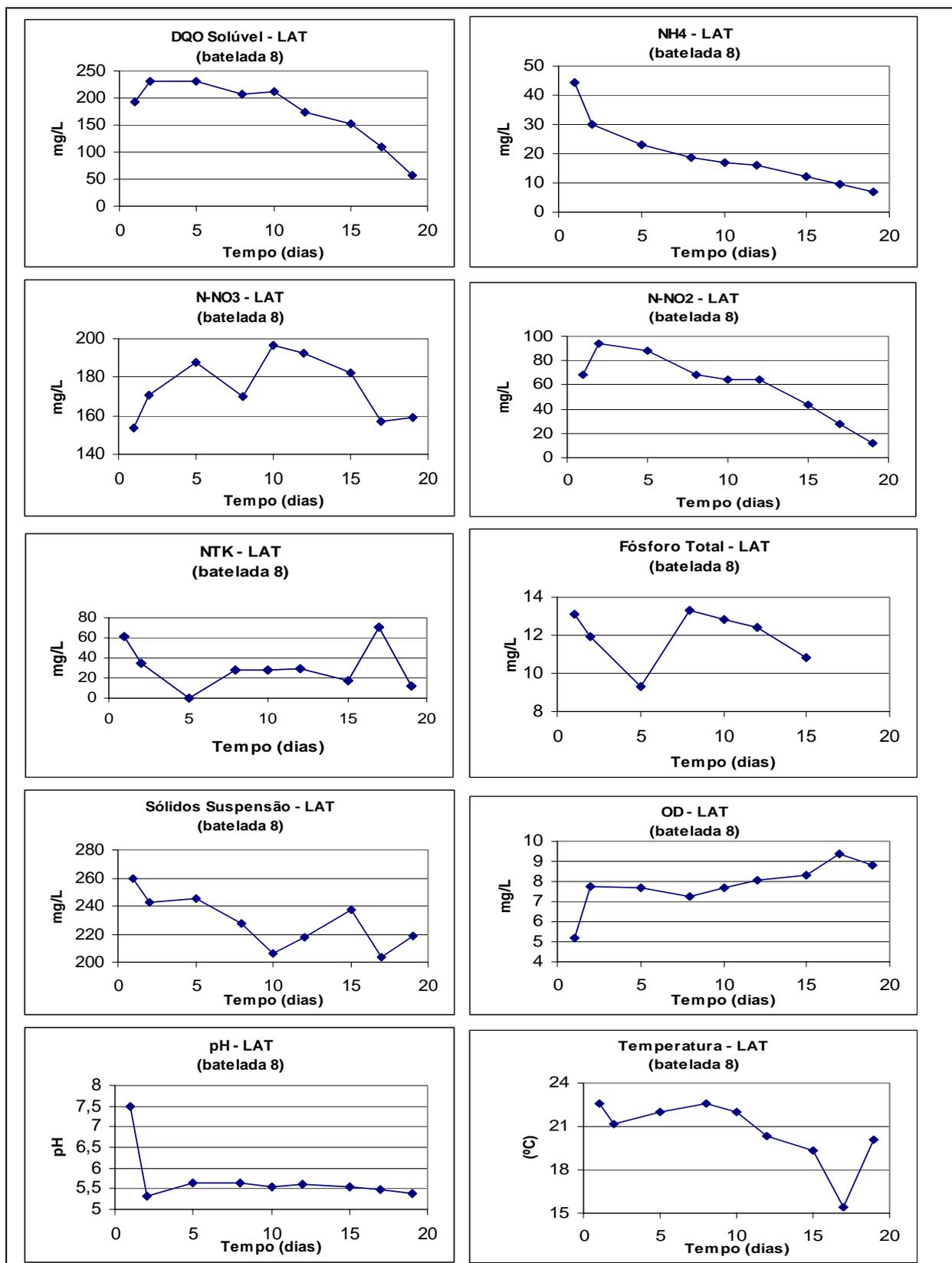


Figura AP2.15. Variação das variáveis de avaliação LAT/B8 ao longo do tempo (dias).

APÊNDICE 3

Tabela AP3.1. Resultados da bacterioclorofila ($\mu\text{g/L}$) e feofitina ($\mu\text{g/L}$) no regime em batelada.

Lagoa	BCHL-a superfície	BCHL-a meio	BCHL-a fundo	Feofitina superfície	Feofitina meio	Feofitina fundo
B1/LAT	2352 ± 4074	-	-	1738 ± 1194	-	-
B2/LAT	367 ± 561	434 ± 270	411 ± 633	0,1 $\pm 1,67\text{E-}9$	150 ± 258	2554 ± 6256
B3/LAT	920 ± 873	487 ± 271	585 ± 73	409 ± 579	1462 ± 603	1077 ± 547
B4/LAT	542 ± 694	1369 ± 820	280 ± 30	2122 ± 781	1278 ± 363	1465 ± 591
B5/LAT	350 ± 446	424 ± 434	106 ± 76	860 ± 559	1558 ± 864	840 ± 54
B6/LAT	760 ± 461	928 ± 937	869 ± 481	1073 ± 779	1250 ± 918	1896 ± 12
B7/LAT	129 ± 40	181 ± 6	118 ± 104	817 ± 199	950 ± 305	876 ± 271
B8/LAT	22 ± 19	61 ± 67	39 ± 21	169 ± 97	319 ± 122	231 ± 76
B1/LM1	847 ± 1250	831 ± 490	3356 ± 4508	1135 ± 523	491 ± 517	7904 ± 10495
B2/LM1	409 ± 177	851 ± 566	619 ± 840	574 ± 430	411 ± 366	1402 ± 1671
B3/LM1	719 ± 564	405 ± 448	742 ± 975	509 ± 296	744 ± 382	1864 ± 1664
B4/LM1	92 ± 24	483 ± 528	87 ± 27	589 ± 187	596 ± 146	446 ± 154
B5/LM1	754 ± 828	687 ± 893	947 ± 1147	419 ± 304	389 ± 431	1215 ± 1180
B6/LM1	64 ± 56	42 ± 52	92 ± 50	1164 ± 623	1649 ± 464	1630 ± 450
B7/LM1	160 ± 269	42 ± 25	109 ± 102	547 ± 233	918 ± 459	1661 ± 473

APÊNDICE 4

Tabela AP4.1. Variação nictemeral da clorofila *a*, bacterioclorofila e feofitina ($\mu\text{g/L}$) nas lagoas.

horário	profundidade	LAT chl-a	bchl-a	feofitina	LM1 chl-a	bchl-a	feofitina
9:00 h	s	1097	1369	795	0,1	1999	727
	m	670	983	801	28	1529	558
	f	1032	1957	0,1			
média		933	1436,3333	532,03333	14,05	1764	642,5
15:30 h	s	112	1739	1262	1144	2108	0,1
	m	279	2671	1604	735	1546	496
	f	1097	1361	378			
média		496	1923,6667	1081,3333	939,5	1827	248,05
21:00 h	s	2251	2386	0,1	335	781	59
	m				549	1546	437
	f	37	1848	0,1	140	1436	1393
média		1144	2117	0,1	341,33333	1254,3333	629,66667
4:00 h	s	1432	2478	0,1	9	353	0,1
	m	0,1	2554	407	2492	3310	0,1
	f				0,1	2092	1562
média		716,05	2516	203,55	833,7	1918,333	520,7333

horário	profundidade	LM2 chl-a	bchl-a	feofitina	LAG chl-a	bchl-a	feofitina
9:00 h	s	214	1848	843	660	1420	357
	m	893	1915	3831	2027	3108	0,1
	s	s	s	s	s	s	s
média		589	1912,3333	1558,0333	902	1890	444,7
15:30 h	s	1944	1898	624	1339	2066	0,1
	m	1088	1562	1210	0,1	2302	0,1
	f	1153	1277	358	921	2100	0,1
média		1395	1579	730,66667	753,36667	2156	0,1
21:00 h	s	1786	2848	2081	772	1579	837
	m	0,1	2723	262	2920	1940	0,1
	f	2520	1604	273	0,1	2587	1670
média		1435,3667	2391,6667	872	1230,7	2035,3333	835,7
4:00 h	s	632	1890	1236	0,1	2249	1599
	m				409	1764	0,1
	f	0,1	1957	2890	3395	2898	0,1
média		316,05	1923,5	2063	1268,033	2303,667	533,0667

APÊNDICE 5

Tabela AP5.1. Variação nictemeral das algas ($\times 10^4$ ind/mL) nas lagoas.

algas	horário	profundidade	LAT	LM1	LM2	LAG	
clorofíceas		s	1024	256	512	1024	
	9h00min	m	256	768	1024	512	
		f	1280	512	126	128	
		média	853,3333	512	554	554,6667	
	15h30min	s	768	256	1024	256	
		m	256	1280	256	256	
		f	512	256	768	256	
		média	512	597,3333	682,6667	256	
	21h00min	s	768	768	256	268	
		m	768	768	256	512	
		f	512	256	1280	256	
		média	682,6667	597,3333	597,3333	345,3333	
	4h00min	s	256	768	512	256	
		m	512	512	512	512	
		f	768	1536	262	512	
média		512	938,6667	428,6667	426,6667		
diatomáceas		s				1	
	9h00min	m			6	1	
		f			1	1	
	15h30min	s		1	3		
		m		2			
		f			2		
	21h00min	s		2		6	
	4h00min	s					
		m			1	1	
f				6	2		
euglenófitos	4h00min	f				2	

APÊNDICE 6

Artigos apresentados em congressos e publicados em anais

BARTHEL, L.; RANGEL, K. A.; OLIVEIRA, P. A. V.; COSTA, R. H. R. Ocorrência do fitoplâncton e desempenho de lagoas de alta taxa algal e de maturação no tratamento de dejetos suínos. In: *ANAIS DO XXII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*. Joinville, SC, 2003. 1 CD-ROM.

BARTHEL, L.; RANGEL, K. A.; OLIVEIRA, P. A. V.; COSTA, R. H. R. Tratamento de dejetos suínos em lagoa de alta taxa e lagoa de maturação – Estudo do fitoplâncton e zooplâncton. In: *IV SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL*. ABES (Org.), Trabalho n° 125, Porto Alegre, RS, 2004. 1 CD-ROM.

COSTA, H. R. H.; BARTHEL, L.; OLIVEIRA, P. A. V.; RANGEL, K. A.; PICOT, B. An evaluation of pond systems for the treatment of piggery wastes. In: *6th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS and 9th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS*. Avignon, France, 2004.

BARTHEL, L.; RANGEL, K. A.; MACHADO, I. R.; OLIVEIRA, P. A. V.; COSTA, R. H. R. Sistema de lagoas para remoção de matéria carbonácea e de nutrientes de dejetos suínos. In: *XXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*. Campo Grande, MS, 2005. 1 CD-ROM.

BARTHEL, L.; OLIVEIRA, P. A. V.; COSTA, R. H. R. Produtividade algal em sistema de lagoas para tratamento de dejetos suínos. In: *XV CONGRESSO BRASILEIRO DE FICOLOGIA e SIMPÓSIO LATINO-AMERICANO SOBRE ALGAS NOCIVAS*. Itajaí, SC, 2006.

BARTHEL, L.; OLIVEIRA, P. A. V.; COSTA, R. H. R. Plankton succession in pondstreating piggery wastes. In: *CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS*. Bangkok, Thailand, 2006. 1 CD-ROM.

BARTHEL, L.; OLIVEIRA, P. A. V.; COSTA, R. H. R. Variações nictemerais em lagoa de alta taxa, lagoas de maturação e lagoa de aguapés para tratamento de dejetos suínos. In: *IV SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL*. ABES (Org.), Porto Alegre, RS, 2006.

BARTHEL, L.; OLIVEIRA, P. A. V.; BELLI F°, P.; COSTA, R. H. R. Remoção de nitrogênio e fósforo em lagoa de alta taxa, lagoas de maturação e lagoa de aguapés tratando dejetos suínos. Trabalho n° II-86Artigo, *VIII SIBESA*, Ceará, Fortaleza, 2006.

BARTHEL, L.; OLIVEIRA, P. A. V.; COSTA, R. H. R. Desempenho de lagoas de alta taxa e de maturação em sistema contínuo e em batelada para tratamento de dejetos suínos. In: *XXX CONGRESO ASOCIACIÓN INTERAMERICANA DE ENGENHARÍA SANITARIA Y AMBIENTAL*. AIDIS (Org.), Punta del Este, Uruguay, 2006

Artigos enviados para revistas científicas

BARTHEL, L.; LOESCH, C.; OLIVEIRA, P. A. V.; COSTA, R. H. R. Principal Components analysis to evaluate ponds for piggery wastes treatment. *Applied Engineering in Agriculture, ASABE*. (Aprovado, em revisão)

BARTHEL, L.; OLIVEIRA, P. A. V.; COSTA, R. H. R. Estudo da biomassa do plâncton em lagoas de alta taxa, maturação e aguapés para o tratamento de dejetos suínos. In: *Brazilian Archives of Biology and Technology*. (Aprovado, em revisão)

BARTHEL, L.; OLIVEIRA, P. A. V.; COSTA, R. H. R. Produtividade algal em sistema de lagoas para tratamento de dejetos suínos. *Revista Brasileira de Ficologia*.