

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

Viviane Furtado Velho

**UTILIZAÇÃO DE RESERVATÓRIOS DE ESTABILIZAÇÃO  
PARA POLIMENTO E REUSO DE EFLUENTE PROVENIENTE  
DE SISTEMA DE TRATAMENTO DE DEJETOS SUÍNOS**

**Florianópolis**

**2011**



**VIVIANE FURTADO VELHO**

**UTILIZAÇÃO DE RESERVATÓRIOS DE ESTABILIZAÇÃO  
PARA POLIMENTO E REUSO DE EFLUENTE PROVENIENTE  
DE SISTEMA DE TRATAMENTO DE DEJETOS SUÍNOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Profa. Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dra.

**Florianópolis**

**2011**

V436u Velho, Viviane Furtado

Utilização de reservatórios de estabilização para polimento e reuso de efluente proveniente de sistema de tratamento de dejetos suínos (dissertação) / Viviane Furtado Velho ; orientadora; Rejane Helena Ribeiro da Costa. – Florianópolis, SC 2011.

184 p.: il., graf., tabs.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Inclui Referências

1. Engenharia ambiental. 2. Suíno – esterco. 3. Reservatório – Sedimentação. 4. Resíduos orgânicos – Reaproveitamento. I. Costa, Rejane Helena Ribeiro da. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

CDU 628.4

**“UTILIZAÇÃO DE RESERVATÓRIOS DE ESTABILIZAÇÃO PARA  
POLIMENTO E REUSO DE EFLUENTE PROVENIENTE DE SISTEMA DE  
TRATAMENTO DE DEJETOS SUÍNOS”**

VIVIANE FURTADO VELHO

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

**MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

na Área de Engenharia Ambiental.

Aprovada por:



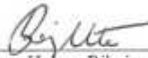
Prof. Paulo Belli Filho, Dr.



Prof. Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto, Dr.<sup>a</sup>



Prof. Gilson Barbosa de Athayde Jr., Dr.



Prof. Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dr.<sup>a</sup>  
(Orientadora)



Prof. Flávio Rubens Lapolli  
(coordenador)

**FLORIANÓPOLIS, SC - BRASIL  
MARÇO/2011**



## AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer à professora Rejane por todos os anos de orientação, conhecimento, amizade e confiança.

Aos amigos e colegas de projeto Thales, Maria Cecília e Rodrigo, por todas as viagens a campo, troca de conhecimentos e convivência.

Aos bolsistas Letícia, Murilo e Guilherme, por todas as viagens, apoio e horas dedicadas ao LIMA.

Aos amigos do LABEFLU, que ajudaram de várias maneiras, Cláudia, Jamile, Wanderli e Jorge.

À Helô, pelas dicas e orientações de microscopia e análises de FISH.

Ao Bruno por todo apoio, orientações, paciência e amizade.

À UFSC, ao PPGA e a todos os professores do curso.

À Eliane, Arlete, Marilda, Silvia, Vitor e outros que colaboraram no trabalho de laboratório.

À CAPES, pela bolsa de mestrado.

Ao CNPq, FAPESC e Petrobrás Ambiental (Projeto TSGA) pelo financiamento da pesquisa.

À EPAGRI/CIRAM, pelos dados meteorológicos fornecidos.

Ao Sr Vilivaldo Michels, sua família e funcionários, por nos receber em sua propriedade.

À banca, pelo aceite e contribuição.

À toda minha família e amigos que estiveram sempre ao meu lado, proporcionando alegrias e incentivando nos momentos difíceis.





## RESUMO

A atividade suinícola tem grande importância econômica, ocupando elevada posição no mercado internacional e interno. Santa Catarina é considerado o estado brasileiro de maior concentração de suínos contribuindo com 16% da produção. Contudo a suinocultura é a atividade que exerce maior impacto ambiental sobre os recursos hídricos do estado. Estudos indicam uma produção anual no país de 105,6 milhões de metros cúbicos de dejetos. O consumo de água nas atividades de criação de suínos é da ordem de 15 L/animal/dia, gerando um efluente rico em sólidos, nutrientes, metais pesados e patógenos. Nesse sentido, o presente estudo teve por objetivo verificar a viabilidade de reservatórios de estabilização como tecnologia para o polimento e reuso do efluente proveniente de um sistema de lagoas, produzido em uma propriedade suinícola. Dois reservatórios (R1 e R2), operados em bateladas, foram monitorados semanalmente durante 11 meses (abril de 2009 a fevereiro de 2010), em dois períodos com tempos de reservação de 4 e 6 meses. Os resultados mostraram-se satisfatórios, R1 no seu melhor desempenho apresentou remoção de 78% para DQO; 86% para DBO<sub>5</sub> dissolvida; 82% para amônia; 70% para Fósforo total; 83% para SS; 99,9% para *E.coli*, com concentrações finais de 479±10 mg/L, 66±3 mg/L, 107±8 mg/L, 31±1 mg/L, respectivamente. Os melhores resultados, em R2, mostraram eficiências de remoção de 70% para DQO, 80% para amônia; 68% para Fósforo total; 86% para SS; 99,9% para *E.coli*, com concentrações finais de 485±6 mg/L, 52±11 mg/L, 75±2 mg/L, 13±1 mg/L, respectivamente. Para *E.coli* não foram detectadas concentrações finais. Flutuações nas eficiências de remoção foram registradas, devido ao efeito da sazonalidade no desempenho dos reservatórios, com maior rendimento durante o período de elevadas temperaturas e radiação solar. Estratificação térmica, ao longo da profundidade dos reservatórios, não foi observada. A avaliação da comunidade planctônica mostrou a predominância de *Chlamydomonas* e *Chlorellas* (frequência de 100%). Em relação ao potencial de reuso em irrigação, os efluentes tratados apresentaram risco alto de salinização do solo e médio ou baixo de sodificação, o risco de toxicidade do íon cloreto apresentou grau de restrição “*de ligeira à moderada*”. Os

efluentes tratados podem ser utilizados na irrigação, desde que respeitados os critérios de drenagem e sejam escolhidas espécies vegetais tolerantes a salinidade. Quanto ao reuso do efluente na limpeza das instalações, não foi observada toxicidade pela volatilização da amônia devido ao pH obtido ( $\approx 8,0$ ) e as concentrações finais de coliformes não apresentaram riscos pelo contato direto/indireto do produtor com o efluente.

**Palavras-chave:** dejetos suínos, reservatórios de estabilização, reuso.

## ABSTRACT

The swine production is a very important economic matter occupying prominence position on the world-wide market. Santa Catarina, it's Brazilian state with the highest concentration of swine contributing with 16% of national production. However, it appears as the most impacting activity for the water resources. Researches point an annual swine manure production of 105,6 million cubic meters. The water consumption for swine production is approximately 15 L/animal/day, resulting in an effluent rich in solids, nutrients, heavy metals and pathogens. Therefore, this study aimed to verify the feasibility of stabilization reservoirs as a technology for polishing and reuse of effluent from a stabilization pond system, produced on a farm pig. The reservoirs (R1 and R2), operated in batch system, were monitored weekly during 11 months (from April 2009 to February 2010), and the study was carried out in two distinct periods with storage's time of 4 and 6 months. The results were satisfactory, the better performance in R1 had removal efficiencies of 78% for total COD, 86% for Dissolved BOD<sub>5</sub>, 82% for ammonia and 70% for total phosphorus, 83% for SS, 99% for total coliforms and 99.99% for *E.coli*. com concentrações finais de 479±10 mg/L, 66±3 mg/L, 107±8 mg/L, 31±1 mg/L, respectivamente. The best results in R2, were observed removal efficiencies of 70% for total COD and dissolved. The best returns for the other variables were in period II (spring - summer), with removal of 80% for ammonia, 68% for total phosphorus, 86% for SS, 90% for total coliforms and 99.99% for *E.coli*. com concentrações finais de 485±6 mg/L, 52±11 mg/L, 75±2 mg/L, 13±1 mg/L, respectivamente. Para *E.coli* não foram detectadas concentrações finais. Fluctuations in efficiency was recorded, due to seasonality effect on the reservoirs' performance, with higher yielding in the period of high temperatures and solar radiation. Thermal stratification was not observed. The plactonic community variation showed low species richness, with predominance of *Chlamydomonas* and *Chlorellas* (frequency 100%). Regarding the potential for reuse in irrigation, the treated effluent had a high risk of soil salinization and medium or low risk of sodicity, the toxicity risk of the chloride ion showed the restriction degree "of slight

*to moderate*". The treated effluent can be used for irrigation, if the effluents comply with the criteria for drainage and considering species of plants with salinity tolerance. The treated effluent reuse for cleaning the production facilities, no toxicity was observed by the volatilization of ammonia due to the results of pH ( $\approx 8.0$ ) and the final concentrations of coliforms did not present risks by direct/indirect producer's contact.

**Keywords:** swine manure, stabilization reservoirs, reuse.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Sistema de confinamento para criação de suínos .....	35
Figura 2: Ciclo operacional de reservatórios de estabilização e reator em bateladas sequenciais .....	45
Figura 3: Interações presentes em reservatórios de estabilização.....	47
Figura 4: Diagrama esquemático para classificação da água para irrigação.....	57
Figura 5: Localização da área experimental .....	63
Figura 6: Fluxograma e disposição das unidades de tratamento da “Estação Experimental de Tratamento de Dejetos Suínos” – média propriedade Vilibaldo Michels (a partir de 2008) .....	65
Figura 7: Reservatórios de Estabilização.....	66
Figura 8: Perfil dos reservatórios com os pontos de amostragem (sem escala).....	68
Figura 9: A) Pontos de amostragem (flanges) ao longo da coluna d’água; B) Detalhe da abertura do tipo registro para coleta das amostras.....	69
Figura 10: Perfil Horário da Temperatura (°C) em R1 .....	85
Figura 11: Perfil Horário da Temperatura (°C) em R2 .....	86
Figura 12: Perfil Horário do pH em R1 .....	88
Figura 13: Perfil Horário do pH em R2 .....	89
Figura 14: Perfil Horário do Oxigênio Dissolvido (mg/L) em R1.....	91
Figura 15: Perfil Horário do Oxigênio Dissolvido (mg/L) em R2.....	92
Figura 16: Concentrações de DBO <sub>5</sub> dissolvida em R1 e R2, nos períodos de monitoramento e nas três profundidades de coleta. ....	98

Figura 17: Concentrações de N-NH <sub>4</sub> em R1 e R2, nos períodos de monitoramento e nas três profundidades de coleta.....	105
Figura 18: Concentrações de Sólidos suspensos em R1 e R2, nos períodos de monitoramento e nas três profundidades de coleta. ....	108
Figura 19: Concentrações de Clorofila <i>a</i> em R1 e R2, nos períodos de monitoramento e nas três profundidades de coleta.....	109
Figura 20: Decaimento das variáveis Coliformes totais e <i>E.coli</i> , em R1. ....	113
Figura 21: Decaimento das variáveis Coliformes totais e <i>E.coli</i> , em R2. ....	114
Figura 22: Consumo diário de água utilizada na limpeza das unidades de confinamento e produção média diária de dejetos.....	122
Figura 23: Gêneros de algas presentes nos reservatórios de estabilização. Chlamydomonas: A (400X) e B (200X). Chlorellas: C (400X) e D (200X). ....	124
Figura 24: Contagem de células algais em R1 e R2. ....	125
Figura 25: Incidência algal (indivíduos/mL) e clorofila <i>a</i> em R1 período I, ao longo das profundidades de coleta. ....	127
Figura 26: Incidência algal (indivíduos/mL) e clorofila <i>a</i> em R1 período II, ao longo das profundidades de coleta. ....	128
Figura 27: Incidência algal (indivíduos/mL) e clorofila <i>a</i> em R2 período I, ao longo das profundidades de coleta. ....	129
Figura 28: Incidência algal (indivíduos/mL) e clorofila <i>a</i> em R2 período II, ao longo das profundidades de coleta. ....	130
Figura 29: Concentração de clorofila <i>a</i> (µg/L), precipitação acumulada (mm) e radiação acumulada (W/m <sup>2</sup> ) em R1 ao longo do período I. ....	133
Figura 30: Concentração de clorofila <i>a</i> (µg/L), precipitação acumulada (mm) e radiação acumulada (W/m <sup>2</sup> ) em R2 ao longo do período I. ....	134

Figura 31: Concentração de clorofila a ( $\mu\text{g/L}$ ), precipitação acumulada (mm) e radiação acumulada ( $\text{W/m}^2$ ) em R1 ao longo do período II. ....	135
Figura 32: Concentração de clorofila a ( $\mu\text{g/L}$ ), precipitação acumulada (mm) e radiação acumulada ( $\text{W/m}^2$ ) em R2 ao longo do período II. ....	136
Figura 33: Círculo de correlações entre variáveis obtidas dos parâmetros avaliados em R1 no período I (fator 1 x fator 2). ....	140
Figura 34: Círculo de correlações entre variáveis obtidas dos parâmetros avaliados em R1 no período I (fator 1 x fator 3). ....	141
Figura 35: Círculo de correlações entre variáveis obtidas dos parâmetros avaliados em R1 no período II (fator 1 x fator 2). ....	143
Figura 36: Círculo de correlações entre variáveis obtidas dos parâmetros avaliados em R2 no período I (fator 1 x fator 2). ....	145
Figura 37: Círculo de correlações entre variáveis obtidas dos parâmetros avaliados em R2 no período I (fator 1 x fator 3). ....	146
Figura 38: Círculo de correlações entre variáveis obtidas dos parâmetros avaliados em R2 no período II (fator 1 x fator 2). ....	148
Figura C1: Perfil Horário da Condutividade ( $\mu\text{S/cm}$ ) em R1.....	177
Figura C2: Perfil Horário da Condutividade ( $\mu\text{S/cm}$ ) em R2.....	178
Figura D1: Concentrações de $\text{DQO}_{\text{total}}$ em R1 e R2, nos períodos de monitoramento e nas três profundidades de coleta.....	179
Figura D2: Concentrações de $\text{DQO}_{\text{dissolvida}}$ em R1 e R2, nos períodos de monitoramento e nas três profundidades de coleta.....	180
Figura D3: Concentrações de CONP em R1 e R2, nos períodos de monitoramento e nas três profundidades de coleta.....	181
Figura E1: Concentrações de NTK em R1 e R2, nos períodos de monitoramento e nas três profundidades de coleta.....	183
Figura E2: Concentrações de $\text{DQO}_{\text{total}}$ em R1 e R2, nos períodos de monitoramento e nas três profundidades de coleta.....	184





**LISTA DE TABELAS**

Tabela 1: Riscos ambientais da produção de suínos.....	38
Tabela 2: Algumas técnicas empregadas no tratamento de dejetos suínos com sua respectiva eficiência de remoção e a concentração final para Sólidos totais, DQO, DBO e N-NH <sub>4</sub> .....	41
Tabela 3: Eficiências de remoção em reservatórios de fluxo contínuo e em bateladas, tendo como efluente esgoto doméstico. ....	49
Tabela 4: Adição de nutrientes no solo com irrigação de efluente tratado. ....	52
Tabela 5: Diretrizes da OMS para o reuso agrícola de esgoto.....	54
Tabela 6: Potencial de toxicidade por cloretos em águas para irrigação. ....	58
Tabela 7: Diretrizes do PROSAB para reuso urbano de esgoto tratado	60
Tabela 8: Características dos reservatórios.....	67
Tabela 9: Esquema de funcionamento dos reservatórios de estabilização para os períodos de 4 e 6 meses de reservação .....	67
Tabela 10: Períodos de reservação avaliados durante os onze meses de experimentação.....	70
Tabela 11: Variáveis e métodos de análise.....	73
Tabela 12: Valores de média ± desvio padrão obtidos, para as variáveis monitoradas em campo, em R1. ....	79
Tabela 13: Valores de média ± desvio padrão obtidos, para as variáveis monitoradas em campo, em R2. ....	80
Tabela 14: Comportamento da temperatura, ao longo das profundidades de coleta, durante monitoramento (Teste de Tukey). ....	83
Tabela 15: Concentrações iniciais e finais das variáveis indicadoras de matéria carbonácea, em R1 e R2. ....	95

Tabela 16: Coeficientes de remoção ( $k$ ) da variável $DBO_5$ dissolvida nos reservatórios de estabilização .....	99
Tabela 17: Concentrações iniciais e finais das variáveis indicadoras de nutrientes, em R1 e R2. ....	101
Tabela 18: Concentrações iniciais e finais das variáveis sólidos suspensos, clorofila $a$ e coliformes, em R1 e R2.....	107
Tabela 19: Coeficientes de decaimento ( $k_b$ ) das variáveis Coliformes totais e <i>E.coli</i> nos reservatórios de estabilização.....	115
Tabela 20: Concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT), condutividade elétrica (CE), razão de adsorção de sódio (RAS) e riscos de salinização e sodificação do solo, em cada período de monitoramento, em R1 e R2.....	117
Tabela 21: Concentração de cloretos (mg/L), em R1 e R2 nos períodos de monitoramento.....	120
Tabela 22: Concentrações de coliformes da água do rio Cachoeirinhas (análise pontual) e do efluente do pós-tratamento de dejetos suínos...	121
Tabela 23: Autovalores e percentuais das variâncias resultantes da análise em R1 período I.....	139
Tabela 24: Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para R1 no período I.....	139
Tabela 25: Autovalores e percentuais das variâncias resultantes da análise em R1 período II. ....	142
Tabela 26: Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para R1 no período II. ....	142
Tabela 27: Autovalores e percentuais das variâncias resultantes da análise em R2 período I.....	144
Tabela 28: Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para R2 no período I.....	144
Tabela 29: Autovalores e percentuais das variâncias resultantes da análise em R2 período II. ....	147

Tabela 30: Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para R2 no período II.....	147
Tabela A1: Sondas específicas utilizadas na análise de FISH.....	173
Tabela B1: Comportamento das variáveis ao longo das estações do ano, em R1 (Comparação de Médias – Teste de Tukey).....	175
Tabela B2: Comportamento das variáveis ao longo das estações do ano, em R2 (Comparação de Médias – Teste de Tukey).....	176



## LISTA DE SÍMBOLOS

$\mu\text{S}$	$10^{-6}$ Siemens
ACP	Análise dos componentes principais
ALPHA	American Public Health Association
ANOVA	Análise de variância
$\text{Ca}^{++}$	Cálcio
Cd	Cádmio
CE	Condutividade elétrica
$\text{CH}_4$	Metano
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CO	Monóxido de carbono
$\text{CO}_2$	Dióxido de carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONP	Carbono Orgânico não-purgável
Cu	Cobre
DAPI	4,6 diamidino – 2 – phenylindoli
$\text{DBO}_5$ dissolvida	Demanda bioquímica de oxigênio dissolvida
DP	Desvio-padrão
$\text{DQO}_{\text{dissolvida}}$	Demanda química de oxigênio dissolvida
$\text{DQO}_{\text{total}}$	Demanda química de oxigênio total
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPAGRI	Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural do estado de Santa Catarina
FA	Formaldeído

FAPESC	Fundação de Apoio a Pesquisa Científica do estado de Santa Catarina
FISH	Hibridização Fluorescente in Situ
H <sub>2</sub> S	Ácido sulfúrico
Ind/mL	Indivíduos por mL
k	Coefficiente de remoção de DBO <sub>5</sub>
k <sub>b</sub>	Coefficiente de decaimento bacteriano
LABEFLU	Laboratório de efluentes líquidos e gasosos
LIMA	Laboratório Integrado do Meio Ambiente
Mg <sup>++</sup>	Magnésio
n	Número de amostras
N-NO <sub>3</sub>	Nitrato
N <sub>2</sub> O	Óxido nitroso
Na <sup>+</sup>	Sódio
NMP/100mL	Número mais provável por 100 mL
N-NH <sub>4</sub>	Nitrogênio amoniacal
N-NO <sub>2</sub>	Nitrito
NTK	Nitrogênio Total Kjeldhal
OD	Oxigênio dissolvido
OMS	Organização Mundial da Saúde
org/mL	Organismos por mL
OSHA	<i>Occupational Safety and Health Administration (Estados Unidos)</i>
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Pentóxido de fósforo
pH	Potencial hidrogeniônico
PPGEA	Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico

R1	Reservatório 1
R2	Reservatório 2
RAS	Razão de Adsorção de Sódio
RBS	Reator em bateladas sequenciais
rRNA	Ácido ribonucléico ribossômico
SDT	Sólidos dissolvidos totais
SS	Sólidos suspensos
SST	Sólidos suspensos totais
ST	Sólidos totais
T	Temperatura
UASB	Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo
UNESC	Universidade do Extremo Sul Catarinense
Unidade log	Unidade logarítmica
USAID	<i>United States Agency for International Development</i>
USEPA	<i>United States Environmental Agency</i>
Zn	Zinco





## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	29
1.1. OBJETIVOS.....	32
1.1.1 Objetivo geral .....	32
1.1.2 Objetivos específicos.....	32
1.2 JUSTIFICATIVA.....	33
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	35
2.1.1 Produção e composição dos dejetos suínos .....	35
2.1.2 Impactos causados pelos dejetos suínos .....	37
2.1.3 Técnicas de tratamento de dejetos suínos.....	39
2.2 SISTEMAS DE POLIMENTO DE EFLUENTES.....	42
2.2.1 Experiências com dejetos suínos .....	42
2.2.2 Reservatórios de Estabilização .....	43
2.2.2.1 Histórico e conceito.....	43
2.2.2.2 Concepção básica dos reservatórios de estabilização ....	46
2.2.2.3 Regime operacional e demanda de água.....	47
2.3 REUSO DO EFLUENTE TRATADO .....	50
2.3.1 Reuso para fins agrícolas.....	50
2.3.1.1 O valor do efluente como fertilizante: benefícios e riscos .....	51
2.3.1.2 Padrões de efluentes para reuso na irrigação .....	53
2.3.2 Reuso para fins não potáveis .....	59
3. METODOLOGIA.....	63
3.1 LOCALIZAÇÃO DA PROPRIEDADE E DO SISTEMA PRODUTIVO.....	63

3.2	RESERVATÓRIOS DE ESTABILIZAÇÃO.....	66
3.3	AMOSTRAGEM .....	67
3.3.1	Determinação da eficiência de polimento .....	68
3.3.2	Possibilidade de reuso do efluente.....	71
3.3.3	Caracterização da biomassa microbiana e fitoplanctônica ...	72
3.4	METODOLOGIAS ANALÍTICAS .....	72
3.5	TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS.....	75
3.5.1	Estatística descritiva.....	75
3.5.2	Análise de variância (ANOVA) .....	75
3.5.3	Análise dos componentes principais (ACP).....	76
3.6	CÁLCULOS.....	77
4.	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	79
4.1	VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS MEDIDAS EM CAMPO....	79
4.1.1	Comportamento das variáveis .....	79
4.1.2	Estratificação térmica .....	82
4.1.3	Perfil horário.....	84
4.2	CAPACIDADE DE POLIMENTO DOS RESERVATÓRIOS ..	94
4.2.1	Remoção de matéria carbonácea .....	94
4.2.2	Remoção de nutrientes .....	100
4.2.3	Remoção sólidos suspensos, clorofila <i>a</i> e coliformes .....	106
4.3	POSSIBILIDADES DE REUSO DO EFLUENTE.....	113
4.3.1	Irrigação .....	113
4.3.1.1	Qualidade microbiológica do efluente.....	113
4.3.1.2	Razão de adsorção de sódio do efluente.....	116
4.3.1.3	Concentração de cloretos no efluente.....	119

	27
4.3.2 Uso não potável .....	120
4.3.2.1 Concentração de amônia no efluente .....	120
4.3.2.2 Coliformes no rio X coliformes efluente .....	121
4.3.2.3 Consumo de água utilizada na limpeza.....	122
4.4 CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA ALGAL E MICROBIANA .....	123
4.4.1 Análise qualitativa .....	123
4.4.2 Análise quantitativa .....	125
4.4.3 Clorofila <i>a</i> e a relação com os fatores ambientais .....	132
4.4.4 Análise de FISH (Hibridização Fluorescente in situ) .....	137
4.5 ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS – ACP .....	138
4.5.1 Reservatório R1 período I (outono – inverno).....	138
4.5.2 Reservatório R1 período II (inverno – primavera – verão). 142	
4.5.3 Reservatório R2 período I (inverno – primavera).....	144
4.5.4 Reservatório R2 período II (primavera – verão).....	146
5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....	151
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	155
APÊNDICES .....	171



## 1. INTRODUÇÃO

O presente estudo faz parte do Projeto – Polimento, valorização e reuso de efluentes provenientes de diferentes unidades de tratamento, em propriedades produtoras de suínos – desenvolvido por uma rede de pesquisa composta por pesquisadores da UFSC, EPAGRI e EMBRAPA – suínos e aves, com seguintes financiamentos: CNPq-CT-Agro, FAPESC e Petrobrás Ambiental (Projeto Tecnologias Sociais para a Gestão da Água). Este projeto dá continuidade aos trabalhos já realizados desde 1995, com pesquisas sobre o tratamento e manejo de dejetos suínos desenvolvidas no Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA).

A atividade suinícola apresenta grande importância econômica, ocupando elevada posição no mercado internacional e interno. A carne suína representa 40% do total da carne consumida no planeta, através de um rebanho efetivo de 787 milhões de cabeças constitui a principal fonte de proteína animal consumida mundialmente (CEPA, 2010). No Brasil, o faturamento anual bruto do setor equivale a R\$ 14,6 bilhões, e estima-se que 2,7 milhões de pessoas dependam da suinocultura em nosso país (ABIPECS, 2002). O abate anual é de aproximadamente 33,8 milhões de animais (ABIPECS, 2009).

Em 2009, o rebanho suíno nacional foi estimado em 38 milhões de cabeças, sendo que aproximadamente 48,5% desse rebanho concentraram-se na região Sul (IBGE, 2009). Santa Catarina é considerado o Estado brasileiro de maior concentração de suínos contribuindo com 16% do rebanho nacional e 27% da produção industrial, com um efetivo de suínos da ordem de 8,4 milhões de cabeças (EMBRAPA, 2008). A maior concentração encontra-se no Oeste Catarinense, com cerca de 77%, seguido da região sul com 10%.

Santa Catarina abriga as cinco maiores empresas do Brasil que concentram a produção de suínos. Elas detêm mais de 60% dos abates e 70% dos negócios do setor no país. Em 2003 o estado possuía

aproximadamente 220.000 propriedades rurais, das quais 60.000 faziam da suinocultura a sua principal fonte de renda (IBGE, 2003).

Apesar da grande importância econômica, a suinocultura é a atividade que exerce maior impacto ambiental sobre os recursos hídricos do Estado de Santa Catarina (EPAGRI-CIRAM, 2000). Os efluentes gerados possuem um potencial poluidor muito elevado, atingindo os recursos hídricos e solo com alta concentração de compostos nitrogenados e fosfatados, além de coliformes fecais e sólidos suspensos. Calcula-se que aproximadamente 85% dos rios e lençóis subterrâneos do Estado apresentam coliformes fecais oriundos dos dejetos suínos (MIRANDA, 2005). A atmosfera também sofre com o efeito dos gases emitidos durante a decomposição dos dejetos, que contribuem para o efeito estufa.

Com o crescimento da exportação de suínos de 4% para 11% em dez anos, o Brasil alcançou o quarto lugar entre os países exportadores (ABIPECS, 2009). O constante aumento da escala de produção e da concentração de suínos levou ao aumento da produção de dejetos em áreas cada vez menores. A prática recomendada para destino final dos dejetos tem sido o seu uso como fertilizantes (CHOI, 2007), porém, devido a problemas ambientais encontrados nas principais regiões produtoras de suínos, essa recomendação não tem sido suficiente para evitar a contaminação do meio ambiente, principalmente a contaminação dos recursos hídricos.

A produção anual de dejetos suínos no Brasil está estimada em 105,6 milhões de metros cúbicos (CEPA, 2010). No entanto, somente 15% possuem destino adequado. Soma-se ainda, a grande quantidade de água utilizada em algumas propriedades, onde o manejo dos dejetos na limpeza das unidades produtoras é feito por diluição com água, apresentando-se um cenário insustentável frente à crescente demanda pelo uso dos recursos hídricos.

As condições ambientais das granjas sofreram mudanças, mais por uma pressão legal, a partir da exigência de licenciamentos, do que pelo aumento da conscientização de produtores e agroindústrias. Contudo,

desafios ambientais ainda existem e devem ser superados (PALHARES & CALIJURI, 2007).

O município de Braço do Norte, localizado na região sul de Santa Catarina, destaca como atividade de maior expressão econômica a suinocultura (HADLICH, 2004). Sua população é estimada em 30 mil habitantes, muito inferior ao número de suínos, que está em torno de 154 mil. É uma das cidades com maior índice de suínos por habitantes do Brasil (IBGE, 2003). A maioria dos produtores mantém seus animais confinados em pequenas áreas, trazendo como consequência a grande produção em volume de dejetos no mesmo lugar (IBGE, 2003). Neste município, grande parte dos dejetos gerados é lançada no solo sem critérios e em cursos de água sem tratamento prévio, transformando-se numa importante fonte de poluição ambiental (BRASIL, 2002).

Como forma de atenuar as consequências da poluição ambiental, decorrentes das atividades da suinocultura no Estado é necessário o desenvolvimento de um modelo produtivo que proporcione uma redução significativa no volume de dejetos lançados no ambiente natural, sem comprometer a eficiência econômica da atividade. Para isso, a presente proposta visa estudar reservatórios de estabilização no polimento de dejetos suínos, para posterior reuso e valorização do efluente, em uma propriedade localizada na Bacia do Rio Cachoeirinha, no município de Braço do Norte/SC, que possui a segunda maior concentração de suínos/km<sup>2</sup> do mundo.

## 1.1. OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo geral

Estudar reservatórios de estabilização como unidades de polimento de efluente proveniente de sistema de tratamento de dejetos suínos, visando o reuso na propriedade produtora.

### 1.1.2 Objetivos específicos

Objetivos específicos são:

- Avaliar as condições operacionais e sazonais de reservatórios de estabilização para reuso do efluente tratado;
- Verificar o potencial de reuso do efluente dos reservatórios na limpeza das unidades de criação dos animais e na irrigação de culturas agrícolas.



## 1.2 JUSTIFICATIVA

Esta pesquisa utiliza como ponto de partida, a necessidade de tecnologias apropriadas para o desenvolvimento de fontes alternativas de água, para usos menos restritivos dentro da unidade produtora de suínos, com o objetivo de reduzir a demanda insustentável de recursos hídricos na suinocultura.

A produção de suínos é considerada pelos órgãos de fiscalização e de proteção ambiental como uma atividade de grande potencial poluidor, devido ao elevado número de contaminantes e nutrientes contidos nos seus efluentes, cuja ação individual ou combinada, representa uma forma de contaminação e degradação do ar, dos recursos hídricos e do solo. Atualmente, a atividade é considerada como uma das principais fontes de poluição do meio ambiente rural do estado de Santa Catarina (EPAGRI-CIRAM, 2000).

No Brasil, a partir de 1991, deu-se uma maior importância à legislação de proteção ambiental na suinocultura, passando o Ministério Público a cobrar o cumprimento da mesma, aplicando advertências, multas e mesmo o fechamento de granjas (DIESEL et al., 2002). A Política Nacional de Recursos Hídricos expressa na Lei 9.433/97 prevê um maior e mais rigoroso controle da poluição hídrica, que deve ser estendido aos efluentes gerados na suinocultura para que seja efetiva a proteção das águas no território nacional. A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece as características e padrões para o lançamento de efluentes em corpos hídricos. A legislação estadual, através da Lei 14.675/09, institui o Código Estadual do Meio Ambiente que regulamenta a emissão de efluentes nos recursos hídricos.

O polimento de efluentes tratados da suinocultura pode ser empregado na tentativa de minimizar os impactos causados pelo seu lançamento diretamente nos mananciais. E o reuso do efluente dentro da propriedade, fecha de forma sustentável o sistema produtivo.

O reuso de efluentes é uma prática que vem sendo gradativamente aplicado no Brasil, o que torna urgente a necessidade de pesquisas e ações na direção da utilização controlada, incluindo sua regulamentação.

Porém, é consensual que a prática de reuso é um importante aliado na redução do volume de água utilizada em qualquer atividade industrial, preservando os recursos hídricos (BASTOS et al, 2003).

Nesse sentido, os reservatórios de estabilização constituem uma técnica aplicável para o problema ambiental do manejo dos dejetos suínos. O processo biológico envolvido é semelhante àquele encontrado em lagoas de estabilização, porém se utilizam maiores profundidades e grandes volumes, além do regime hidráulico, usado convencionalmente em batelada, o que introduz mudanças significativas na biomassa algal e bacteriana (JUANICO, 1994). Estes são componentes essenciais em sistemas que contemplam o reuso de efluentes, já que favorecem o decaimento de poluentes e de coliformes, além de armazenarem o efluente. É uma tecnologia de fácil implementação e operação, possibilitando sua inserção ao ambiente e rotina do produtor, uma vez que não necessita de mão de obra especializada.

Sendo assim, este experimento visa contribuir na formação do conhecimento científico e servir como base para propostas de regulamentação da prática do reuso de dejetos suínos. Pretende-se desenvolver um processo que promova o máximo aproveitamento dos efluentes tratados, com eficácia, gerando condições de reuso adequadas às propriedades rurais, especificamente de granjas de produção animal de médio porte.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 CARACTERÍSTICAS DOS DEJETOS SUÍNOS

#### 2.1.1 Produção e composição dos dejetos suínos

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 (GOSMANN, 1997). A indústria suína produz efluentes com alta carga orgânica devido à concentração de animais em espaços confinados (Figura 1); e uma alimentação com alto teor de proteínas que não é totalmente assimilado pelos animais (BARTHEL, 2007).



**Figura 1: Sistema de confinamento para criação de suínos**

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). 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 (GOSMANN, 1997).

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, compostos nitrogenados e fósforo, apresentando concentrações que podem chegar a 20 g/L de sólidos totais e 30 g/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 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 Gosmann (1997).

Dietas ricas em proteínas e, conseqüentemente em nitrogênio exigem maior consumo de água pelos animais. Sua excreção na urina é tanto maior quanto mais elevada for a quantidade de nitrogênio na dieta (CHOI, 2007). Os rejeitos diários de um suíno representam 25 a 30 gramas de Nitrogênio e 23 gramas de polifosfatos ( $P_2O_5$ ). Na fração líquida dos dejetos, o nitrogênio e o fósforo estão presentes na proporção de 85% e 15%, respectivamente, do seu conteúdo total. O nitrogênio aparece principalmente na forma solúvel e o fósforo na forma particulada (GODOS et al., 2009).

Segundo Konzen (1997), cada animal produz cerca de 0,27 m<sup>3</sup>/mês de dejetos. De acordo com a EPAGRI-CIRAM (2000), a cada 10 litros de água consumidos pelos suínos sob confinamento, são gerados cerca de 6 litros de dejetos. Estes são constituídos por fezes, urina, água desperdiçada pelos bebedouros e de higienização, resíduos de ração, pêlos, poeiras e outros materiais decorrentes do processo de criação (KONZEN, 1997). As diferenças climáticas de cada região e a sazonalidade também determinam as características das dejeções suínas.

A capacidade poluente dos dejetos suínos, em termos comparativos, é muito superior à de outras espécies, inclusive o esgoto doméstico (OMS, 2006). A estratégia para o controle da poluição começa pela redução do volume e da concentração, seguida pelo destino adequado das emissões, visando à preservação da saúde e da qualidade do solo, da água e do ar.

### **2.1.2 Impactos causados pelos dejetos suínos**

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 degradação ambiental é gerada pelo intenso e desordenado crescimento da criação de suínos. 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; SEGANFREDO & GIRROTO, 2004). Na Tabela 1 estão apresentados os riscos ambientais mais comuns associados com a criação confinada de suínos.

O manejo ineficiente e a prática de lançar dejetos de forma indiscriminada na natureza propiciaram sérios desequilíbrios ecológicos, tais como a exploração intensiva do solo levando à erosão e ao esgotamento; contaminação do solo por nitratos e minerais; contaminação dos mananciais de água (nitrato na água subterrânea); disseminação de patógenos; redução do teor de oxigênio dissolvido; eutrofização dos corpos de águas superficiais e a mortandade de peixes (FLOTATS et al., 2009; KRAPACA et al., 2002).

**Tabela 1: Riscos ambientais da produção de suínos.**

<b>PRODUÇÃO DE SUÍNOS</b>		
<b>Recursos</b>	<b>Riscos</b>	<b>Fatores fundamentais</b>
Solo	Níveis tóxicos de nutrientes no solo.	Manejo inadequado dos dejetos.
	Poluição do solo com metais pesados (Cu, Zn, Cd).	Manejo inadequado das rações e dejetos.
	Destruição da vegetação por chuva ácida.	Emissão de amônia.
Água	Poluição da água superficial e subterrânea.	Manejo inadequado dos dejetos.
	Redução dos recursos hídricos.	Aumento no uso das fontes de água.
Ar	Mudanças climáticas: emissão de CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> e N <sub>2</sub> O.	Aumento na emissão de gases responsáveis pelo efeito estufa.
Biodiversidade	Redução da diversidade genética.	Perda de raças nativas.
	Aumento da suscetibilidade à doenças.	Redução da resistência às doenças.

Fonte: DE HAAN et al. (1995).

Os contaminantes do ar mais comuns nos dejetos são: amônia, metano, ácidos graxos voláteis, gás sulfídrico, dióxido de nitrogênio, etanol e propanol. A emissão de gases pode causar graves problemas de aspectos sanitários e de saúde das comunidades rurais e urbanas, bem como, a formação de chuva ácida através de descargas dessas substâncias ou compostos na atmosfera, além de contribuírem para o aquecimento global (PERDOMO, 1999; LUCAS et al. 1999; DAL MAGO, 2009).

Outro impacto indesejável na propriedade produtora de suínos é a proliferação de insetos, especialmente moscas e simuliídeos (borrachudos). Estima-se que apenas um suíno, eliminando cerca de dois quilos de dejetos por dia, representa um potencial para produzir até

2.000 moscas. A espécie predominante é a *Musca domestica* responsável pela transmissão de algumas doenças (PAIVA, 2002). A proliferação de mosquitos borrachudos é explicada como decorrência do elevado aporte de matéria orgânica proveniente das dejeções animais nos rios, que serve de alimento para as larvas dos mosquitos (DEMÉTRIO, 2003).

A expansão da suinocultura no Brasil é destaque no cenário nacional, porém deve-se buscar a sustentabilidade da atividade, através de estratégias que eliminem ou minimizem o problema da elevada produção de resíduos. O grande desafio resulta no desenvolvimento de processos que viabilizem sistemas econômicos capazes de reduzir o poder poluente desta atividade, pois as exigências legais têm-se tornado cada vez mais rígidas e restritivas.

### **2.1.3 Técnicas de tratamento de dejetos suínos**

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).

O controle de poluição de dejetos suínos baseia-se na valorização dos dejetos e/ou tratamento destes. Vários sistemas de armazenamento e de tratamento têm sido utilizados como: esterqueiras, reatores UASB e lagoas (anaeróbias, facultativas, de maturação/aeróbias e de aguapés) (BELLI FILHO et al., 2001). 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; CHOI, 2007).

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,

proporcionando a redução da carga orgânica e de nutrientes. 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 e Vietnã (SEVRIN-REYSSAC et al., 1995; CHOI, 2007).

Os sistemas de tratamento compostos por lagoas apresentam resultados que indicam a potencialidade de aplicação desta tecnologia para o tratamento de dejetos suínos (MEDRI, 1997). Os efluentes produzidos nessas lagoas caracterizam-se pela alta produção algal, as quais necessitam serem removidas antes de lançadas nos corpos hídricos, uma vez que podem acarretar no aumento do consumo de oxigênio no processo de autodepuração natural e, em conseqüência, na alteração das condições de vida aquática (SEVRIN-REYSSAC et al., 1995). O polimento de efluentes de lagoas de estabilização pode ser empregado na tentativa de minimizar os impactos causados pelo lançamento direto nos mananciais, e também visando o reuso do efluente final na propriedade (OLIVEIRA, 2008).

A Tabela 2 apresenta uma síntese das técnicas empregadas no tratamento de dejetos suínos e sua eficiência de remoção para sólidos totais, DQO, DBO e N-NH<sub>4</sub>.



**Tabela 2: Algumas técnicas empregadas no tratamento de dejetos suínos com sua respectiva eficiência de remoção e a concentração final para Sólidos totais, DQO, DBO e N-NH<sub>4</sub>**

Tratamento	Nível tratamento	Sólidos totais		DQO* e DBO**		N-NH <sub>4</sub>		Referência
		Eficiência (%)	Concentração final	Eficiência (%)	Concentração final	Eficiência (%)	Concentração final	
Bioesterqueira + Esterqueira	Primário	9,1 30,4	29,9 g/kg 22,9 g/kg	15,8 45,9	36,3 g/kg* 23,3 g/kg*	- -	2,5 g/kg 2,3 g/kg	Gosmann (1997)
Biodigestor + Esterqueira	Primário	88,1 55,4	4305 mg/L 1919 mg/L	92 72,1 39,2	3411 mg/L* 1663 mg/L** 953 mg/L* 1011 mg/L**	23,1 75,2	770 mg/L 191,2 mg/L	Henn (2005)
Lagoa anaeróbica + Reator UASB	Primário	35,8 3,7	3618 mg/L 3485 mg/L	63 63 19 50	2767 mg/L* 1900 mg/L** 2255 mg/L* 954 mg/L**	5,1 6,3	1008 mg/L 983 mg/L	Alves (2007)
Lagoa de alta taxa + Lagoa Aguapé	Secundário + Terciário	- -	- -	- 83 35 -	1508 mg/L* 48 mg/L** 304 mg/L* 73 mg/L**	70 48	225 mg/L 28 mg/L	Barthel (2007)
Lagoa Facultativa + Lagoa Aguapé	Secundário + Terciário	18 42	2843 mg/L 1637 mg/L	33 44	961 mg/L* 533 mg/L*	38,6 59	414 196	Zanotelli (2002)

## 2.2 SISTEMAS DE POLIMENTO DE EFLUENTES

### 2.2.1 Experiências com dejetos suínos

Alguns trabalhos vêm sendo desenvolvidos no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, dentro do grupo de pesquisa do Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) desde 2004, no sentido de potencializar a capacidade de valorização dos efluentes tratados da suinocultura.

Araújo (2007) verificou a capacidade de tratamento secundário e terciário de dejetos suínos em um sistema de lagoas em série em escala real, avaliando a potencialidade de reuso do efluente terciário. O estudo concluiu que o efluente não conseguiu atingir os padrões sanitários para o reuso, sendo necessário e recomendado um pós-tratamento.

Seguindo as recomendações do estudo de Araújo (2007), Oliveira (2008) avaliou a capacidade de filtros de areia e pedra no polimento de efluentes da suinocultura tratados por lagoas em série, objetivando o reuso do efluente na irrigação. Os resultados apresentaram-se satisfatórios quanto ao polimento do efluente, verificou-se a remoção de variáveis indicadoras de nutrientes e matéria orgânica. No entanto, o estudo ainda relata o não favorecimento da prática do reuso na irrigação com o efluente que sai dos filtros, devido às características de sodificação e salinização do mesmo e as altas concentrações de sólidos totais.

Gomes (2010) utilizou filtro de pedras e lagoa-filtro, ambos em escala piloto, objetivando o polimento e reuso dos dejetos suínos tratados em sistema de lagoas em série. Assim como Oliveira (2008), os resultados mostraram que o processo de tratamento efetuado pelo filtro de pedras é principalmente físico não tendo eficiência para remoção de amônia e coliformes, mas promoveram remoção adicional de matéria orgânica de até 50%. A lagoa-filtro apresentou-se como unidade interessante para o polimento de dejetos suínos, tendo alcançado eficiências satisfatórias na remoção de matéria orgânica e nutrientes, apresentando eficiências 83%

para DBO total, 66% para amônia, 55% para fósforo. Com relação ao reuso do efluente na agricultura, as duas unidades apresentaram potencial alto de salinização e, risco médio e baixo de sodificação, para o filtro de pedras e a lagoa-filtro, respectivamente.

Mohedano et al. (2010) estudaram a capacidade de duas lagoas com lemnáceas em série para o polimento de dejetos suínos e posterior reuso do efluente tratado na limpeza das instalações. O sistema de lagoas demonstrou ser bastante eficiente, apresentando redução significativa de *E.coli* com 99% de remoção e eficiências médias superior a 95% na remoção de matéria carbonácea e nutrientes. Além da possibilidade de valorização do efluente tratado para o reuso, este estudo também constatou a potencialidade de aproveitamento da biomassa de lemnas como alimento protéico, possibilitando um incremento econômico no tratamento de efluentes do meio rural.

## **2.2.2 Reservatórios de Estabilização**

### **2.2.2.1 Histórico e conceito**

Os reservatórios de estabilização foram idealizados em Israel no início da década de 70, com o objetivo exclusivo de armazenar efluentes durante a estação chuvosa para posterior uso na estação de estiagem na irrigação. Durante o período de armazenamento, foi verificada uma redução nas concentrações de microrganismos, matéria orgânica e nutrientes do efluente armazenado, sendo, a partir daí, utilizados também como unidades de tratamento, recebendo não só águas residuárias tratadas como, em alguns casos, esgoto bruto. Tais reservatórios são basicamente tanques com grandes áreas superficiais, com profundidades variando entre 6 e 15 m e geralmente operados em fluxo contínuo em ciclos de enchimento-esvaziamento-enchimento. Este regime de operação é adequado quando a qualidade requerida para o efluente não é elevada. O período de repouso pode ser estendido até que a qualidade do efluente seja aquela desejada (FRIEDLER et al., 2003).

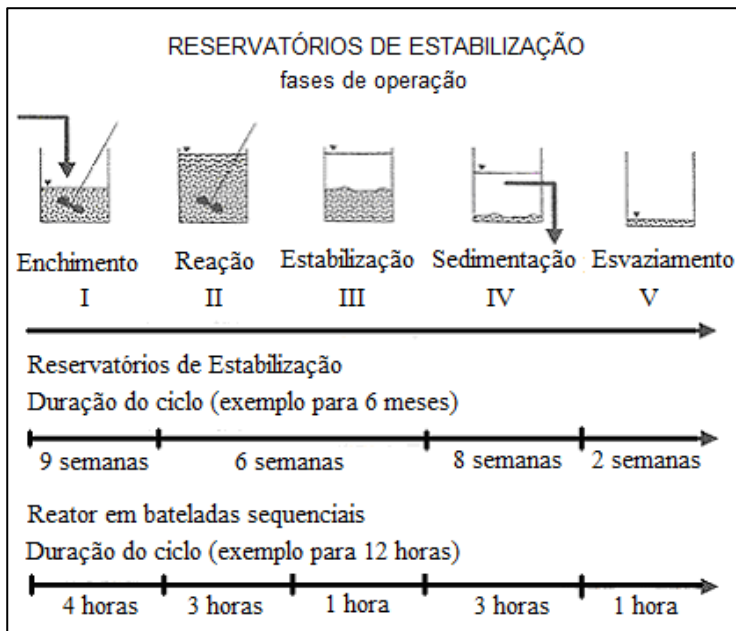
Estas unidades, utilizadas como dispositivos de acumulação e tratamento de águas residuárias brutas e/ou pré-tratadas, podem se tornar

uma fonte de água importante e já são usadas no mundo, principalmente nos países de clima árido e semi-árido, em instalações que visam a reservação temporária ou o reuso de águas servidas (OLIVEIRA et al., 1995; JUANICO, 1999).

Athayde-Junior et al. (1997), citando vários autores, relata que além de Israel são encontrados reservatórios de estabilização em operação, em escala real, nos EUA (PORCELLA et al., 1971; AYERS & WESTCOT, 1985; FUOG et al., 1995), México, Tunísia (WHO, 2006), Espanha (MORENO et al., 1984; SOLER et al., 1988, 1991; MUJEIRIEGO & SALA, 1991) e Alemanha (FELGNER & SANDRING, 1983). Araújo et al (2000), deram início em 1994, no nordeste do Brasil, o estudo com reservatórios profundos de estabilização.

O processo biológico nos reservatórios de estabilização lembra os processos de lagoas, mas o aumento na profundidade (média entre 6-8 m, máximo de 20 m), maior volume (superior a vários milhões de metros cúbicos) e o regime hidráulico não constante introduzem várias diferenças tanto na hidrologia como na comunidade biológica (JUANICO, 1994).

Assumindo que os reservatórios trabalham em condições de regime permanente, podem-se usar soluções analíticas simples para as taxas cinéticas do processo no seu dimensionamento. Por outro lado, embora a operação dos reservatórios assemelha-se aos reatores operados em bateladas seqüenciais (RBS), os quais não trabalham em regime permanente (Figura 2), seu dimensionamento exige uso de equações específicas para o processo (JUANICO & FRIEDLER, 1994).



**Figura 2: Ciclo operacional de reservatórios de estabilização e reator em bateladas sequenciais.**

Fonte: Adaptado de Shilton (2005)

Estes reservatórios funcionam simultaneamente como armazenadores de volumes para melhor gerenciamento do fluxo, e como lagoas profundas de estabilização. Eles têm uma grande capacidade de tratamento tanto para poluentes com grandes taxas de decaimento, como patógenos, quanto para poluentes com baixas taxas, como compostos refratários (JUANICO, 1994; FRIEDLER et al., 2003).

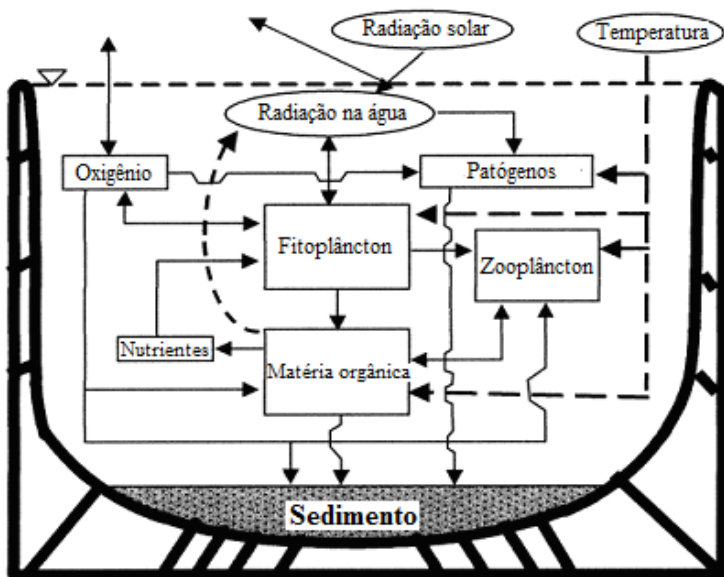
Os reservatórios são componentes chaves para quase todos os projetos de reuso. O uso destes como unidade de tratamento é especialmente adequado para países quentes com energia solar abundante, mas com recursos hídricos insuficientes (FRIEDLER et al., 2003). Baseado na importância da utilização dos efluentes tratados de uma comunidade, principalmente em regiões com escassez de água, os reservatórios são apresentados como alternativa ideal à prática do tratamento seguido de reuso de efluentes na irrigação ou com fins de regularização de descarga em rios (ATHAYDE-JUNIOR et al., 1997).

### 2.2.2.2 Concepção básica dos reservatórios de estabilização

Juntamente com as lagoas de estabilização e os wetlands, os reservatórios de estabilização são chamados de sistemas naturais de tratamento de efluentes. Todos estes sistemas são de grandes dimensões, mas os reservatórios são especialmente grandes com volumes de 50 mil m<sup>3</sup> a 12 milhões m<sup>3</sup> (valores típicos em Israel estão entre meio a dois milhões de m<sup>3</sup>). Como conseqüências destes grandes volumes, os reservatórios não se comportam apenas como reatores químicos, mas também como unidades limnológicas semelhantes a lagos, reservatórios de abastecimento de água e outros grandes corpos d'água. Os elementos limnológicos que afetam o comportamento dos reservatórios são a evaporação, radiação solar, estratificação (JUANICO, 1994), ventos, ondas, correntes, marés, sedimentação de partículas e organismos livres (AVNIMELECH & WODKA, 1988; AVNIMELECH, 1989), e a sucessão da comunidade planctônica (EREN, 1978). O gerenciamento da qualidade da água está baseado nestes diferentes elementos, que o controle e o projeto destas unidades devem levar em consideração.

Esses sistemas podem reduzir a matéria orgânica e os nutrientes presentes nos dejetos suínos com baixo custo energético. Microrganismos fototróficos liberam o oxigênio necessário para a oxidação da matéria orgânica e amônia, enquanto o CO<sub>2</sub> liberado pelo metabolismo aeróbio das bactérias é usado pelo fitoplâncton como fonte de carbono durante a fotossíntese (MUÑOZ & GUIEYSSE, 2006; HOFFMAN, 1998). O consórcio de algas e bactérias é especialmente vantajoso para o tratamento de dejetos suínos devido a possibilidade de grande eficiência na remoção de nutrientes (JIMÉNEZ-PÉREZ et al., 2004; WILKIE & MULBRY, 2002). Assim que o fornecimento de alimento é cessado, no caso dos reservatórios em bateladas, a estabilização e o polimento do efluente atingem o máximo rendimento.

Na Figura 3 apresentam-se as interações verificadas entre os fatores abióticos e a comunidade de organismos presente dentro dos reservatórios de estabilização.



**Figura 3: Interações presentes em reservatórios de estabilização.**

Fonte: Adaptado de Friedler et al. (2003).

### 2.2.2.3 Regime operacional e demanda de água

Os reservatórios são geralmente operados num ciclo de enchimento-reação-uso, compreendendo as fases de: enchimento, reação e esvaziamento. Entretanto, em alguns regimes operacionais, mais de uma dessas fases podem ocorrer simultaneamente, e a fase de reação pode até não existir (ATHAYDE-JUNIOR et al., 1997).

- a) Fase de enchimento: é o período em que o reservatório está apenas recebendo efluente;
- b) Fase de reação: nesta etapa, o reservatório nem recebe nem fornece massa líquida;
- c) Fase de esvaziamento: é quando o reservatório está apenas fornecendo efluente tratado.

Os reservatórios operados em batelada possuem a vantagem, sobre aqueles operados em fluxo contínuo, de produzir um efluente final com qualidade superior, em virtude da fase de reação (JUANICO, 1994).

As unidades em bateladas não são consideradas apenas unidades de armazenamento, mas são parte integrante do sistema de tratamento de efluentes (JUANICO, 1994; FRIEDLER & JUANICO, 1996), e como mostrado na Tabela 3, podem produzir efluente de melhor qualidade dos que os sistemas de fluxo contínuo.



**Tabela 3: Eficiências de remoção em reservatórios de fluxo contínuo e em bateladas, tendo como efluente esgoto doméstico.**

<b>Parâmetro</b>	<b>Fluxo contínuo</b>	<b>Bateladas 30-50 dias</b>	<b>Referências</b>
DBO	70 %	90 %	Juanico & Shelef (1991)
DQO	50 %	80 – 90 %	Soler et al. (1991) Juanico & Shelef (1994)
Detergentes	50 %	90 %	Juanico & Shelef (1991) Juanico & Shelef (1994)
Nitrogênio		70 – 80 %	Juanico (1999)
		60 – 85 %	Avnimelech (1999) Bahri et al. (2000)
Fósforo	< 30 %	10 – 30 %	Sala et al. (1994) Araújo et al. (2000) exp.
Coliformes fecais	90 – 99 %	99,99 % - total	Indelicato et al. (1996) Athayde-Junior et al. (2000) exp.

Fonte: Adaptado de SHILTON (2005).

\*exp. – unidade em escala experimental

Operando em bateladas, a entrada do efluente no reservatório é parada antes que o reservatório comece a liberar o efluente tratado. A extensão do período de enchimento e reação é que determina a qualidade do efluente final. Os períodos de bateladas estão entre 30 e 50 dias geralmente (JUANICO, 1994).

As taxas de degradação de DBO e coliformes fecais, nos reservatórios em bateladas, são iguais às de fluxo contínuo, mas a remoção obtida é maior porque não há efluente bruto com maiores concentrações entrando no reservatório. Vários experimentos em escala real indicaram que a remoção de poluentes com baixa taxa de degradação como DBO, DQO

e detergentes é superior a uma ordem de magnitude em bateladas do que em sistemas contínuos, e poluentes com alta taxa de degradação como a remoção de patógenos é superior a cinco ordens de magnitude ou até mesmo não detectável (FRIEDLER et al., 2003).

Os reservatórios em bateladas necessitam de maiores capacidades de armazenamento, devido ao período de reação, onde não há entrada de efluente, esta capacidade deve ser compensada por um reservatório complementar. Os reservatórios em bateladas operados em série produzem um efluente de boa qualidade com poucos meses de reservação, já os operados em paralelo necessitam de grandes períodos de reservação ao longo do ano (JUANICO, 1994).

### 2.3 REUSO DO EFLUENTE TRATADO

A carência de água em várias partes do mundo e a crescente degradação da qualidade dos recursos hídricos mostra a necessidade de adotar medidas de uso sustentável e de reciclagem da água. A tendência é se considerar a água residuária tratada como um recurso hídrico a ser utilizada para diversos fins (MOTA et al., 2007).

O uso de tecnologias apropriadas para o desenvolvimento dessas novas fontes de água, em conjunto com a melhoria da eficiência do uso e o controle da demanda, se constitui em estratégia básica para a solução da escassez de água (HESPANHOL, 2002).

O armazenamento do efluente recuperado em reservatórios de estabilização melhora sua qualidade, alcançando a estabilização; e fornece uma capacidade de equalização, o que aumenta a confiabilidade da fonte de reuso e melhora a taxa de reciclagem do efluente. Além disso, os longos tempos de retenção podem reduzir os níveis de matéria orgânica, nutrientes e patógenos (GRABOW & McCORNICK, 2007).

#### 2.3.1 Reuso para fins agrícolas

A agricultura é a maior consumidora de água do mundo, somente no Brasil, são consumidos 861 m<sup>3</sup>/s na irrigação, equivalendo a até 69% da vazão de consumo nacional (BRASIL, 2009). Além disso, a tendência é

o aumento deste consumo em todas as regiões do país, grande parte dos conflitos da atividade relaciona-se à disponibilidade e demanda de água (LIMA et al, 2008).

O somatório das demandas em relação à disponibilidade de água na bacia do Rio Tubarão, onde se localiza o município de Braço do Norte, está entre 20 a 50 %, classificada como situação “preocupante”, segundo o último Panorama de Recursos Hídricos de Santa Catarina (SANTA CATARINA, 2010). Nesta bacia, 7% da demanda hídrica deve-se à agroindústria e 73% deve-se à irrigação. Assim, sendo o setor mais significativo no consumo de água, a irrigação é importante em projetos de uso eficiente e reuso de água.

Integrar o gerenciamento do reuso de efluentes para minimizar os custos de tratamento e aumentar a produtividade agrícola está ganhando o interesse de muitos países (USEPA & USAID, 2004).

O uso de dejetos suínos como fertilizantes tem sido difundido com base em aspectos econômicos e ecológicos, pois é um recurso encontrado dentro da propriedade. Os efluentes contêm nutrientes e matéria orgânica, com potencial de aumentar a produtividade agrícola. Assim, esta prática tem sido considerada um importante fator para se chegar a sustentabilidade da suinocultura (GAYA, 2004). Entretanto, esta técnica necessita de um controle em vários aspectos, como conhecer a capacidade suporte do solo, e as alterações que a prática pode provocar nas suas características físicas, químicas e biológicas.

#### 2.3.1.1 O valor do efluente como fertilizante: benefícios e riscos

A irrigação com águas residuárias é uma alternativa de utilizar nutrientes e tratar o efluente que de qualquer forma requer um tratamento ou disposição final de maior custo. Embora o valor como fertilizante dos efluentes tenha grande importância, monitoramentos periódicos são exigidos para ajustar a quantidade adicional de fertilizante ou se possível a diluição do efluente. O excesso ou o não balanceamento de nutrientes pode causar o crescimento indesejável da vegetação, sua maturidade atrasada ou irregular, reduzir a qualidade da

cultura e ainda poluir águas superficiais e subterrâneas (GATIBONI et al., 2008).

Não há uma regra geral para a quantidade de nutrientes aplicados ao solo pela irrigação com efluentes, isto é, pode variar consideravelmente se o efluente é bruto, tratado ou diluído (QADIR et al., 2008). Na Tabela 4 estão apresentadas diferentes quantidades de nutrientes adicionados ao solo quando irrigados com efluente tratado.

**Tabela 4: Adição de nutrientes no solo com irrigação de efluente tratado.**

Nutrientes	Concentração (mg/L)	Contribuição como fertilizante (kg/ha)	
		Irrigação com 3000 m <sup>3</sup> /ha	Irrigação com 5000 m <sup>3</sup> /ha
Nitrogênio	16-62	48-186	80-310
Fósforo	4-24	12-72	20-120
Potássio	2-69	6-207	10-345
Cálcio	18-208	54-624	90-1040
Magnésio	9-110	27-330	45-550
Sódio	27-182	81-546	135-910

Fonte: Concentração de nutrientes em efluentes tratados e volume aplicado na irrigação (LAZAROVA & BAHRI, 2005).

O nível de nutrientes no solo varia com a carga constituinte do efluente, a frequência e quantidade de aplicação, condições do solo, a cultura escolhida e o custo e viabilidade de outras fontes de nutrientes. Os dejetos suínos fornecem 0,52 kg de nitrogênio com uma concentração 4600 mg/L, 0,18 kg de fósforo com uma concentração 1600 mg/L e 0,29 kg de potássio com uma concentração de 2550 mg/L, a cada 1000 kg de massa animal por dia (SUKIAS & TANNER, 2005).

A aplicação de dejetos no solo acima de sua capacidade suporte pode causar a transferência de nutrientes para os ambientes aquáticos, causando a eutrofização de águas (GATIBONI et al., 2008). Diferente

dos fertilizantes, os dejetos suínos possuem uma composição muito variável, em função da alimentação dos animais e do manejo de água, o que pode resultar em alterações ao ambiente (DORTZBACH, 2009).

Além dos problemas de saturação de nutrientes, a utilização de efluentes sem controle na irrigação pode causar problemas de salinidade do solo, redução da capacidade de infiltração e a toxicidade por íons específicos (MOTA et al., 2007).

### 2.3.1.2 Padrões de efluentes para reuso na irrigação

A água para irrigação deve obedecer a padrões que visem à preservação da qualidade das culturas e dos níveis de produção, a preservação do solo e a proteção da saúde do consumidor final (MOTA et al., 2007). Ainda segundo os mesmos autores, a utilização de efluentes na agricultura deve levar em consideração suas características físico-químicas e biológicas. Entre os contaminantes presentes nos efluentes podem-se citar os sais, nutrientes e traços de elementos químicos, os quais estão relacionados com os principais problemas no solo.

O teor de sólidos, dentre outros fatores, pode causar entupimentos nos orifícios das tubulações em alguns métodos de irrigação. Os dejetos suínos apresentam grandes quantidades de sólidos em suspensão, sendo que o efluente final de lagoas facultativas ainda contém um teor de 100-450 mg SS/L. A aplicação excessiva destes efluentes ao solo sem prévio tratamento pode causar danos às culturas e ao próprio solo, além de danificar os equipamentos de irrigação (SUKIAS & TANNER, 2005). Mancuso e Santos (2003) afirmam que a concentração de sólidos suspensos (SS) máxima para efluentes domésticos deve ser de 30 mg/L afim de não afetar os equipamentos de irrigação.

A Tabela 5 refere-se à qualidade microbiológica da água de reuso, proposta pela Organização Mundial da Saúde (OMS) considerando os riscos de doenças associados à população exposta.

A classificação “restrita” ou “irrestrita” baseia-se no acesso de pessoas ao local irrigado e, conseqüentemente, determina quais os grupos de risco a serem protegidos com os critérios de qualidade. Estas são

especificações da OMS e determinam: a) irrigação irrestrita: locais de livre acesso, onde estão agricultores, consumidores e público em geral; e b) irrigação restrita, onde estão somente os agricultores (BASTOS & BEVILACQUA, 2006).

**Tabela 5: Diretrizes da OMS para o reuso agrícola de esgoto**

Categoria	Opção	E. coli NMP/100mL
Irrigação Irrestrita	A - cultivo de raízes e tubérculos	$\leq 10^3$
	B - cultivo de folhosas	$\leq 10^4$
	C - irrigação localizada de plantas que se desenvolvem distantes do nível do solo	$\leq 10^5$
	D - irrigação localizada de plantas que se desenvolvem rentes ao nível do solo	$\leq 10^3$
	E - qualidade do efluente alcançável com o emprego de técnicas de tratamento tais como tratamento secundário+ coagulação + filtração + desinfecção; qualidade avaliada com emprego de indicadores complementares (SST, turbidez, cloro residual...)	$\leq 10^1$ ou $\leq 10^0$
Irrigação Restrita	F- agricultura de baixo nível tecnológico	$\leq 10^4$
	G - agricultura de alto nível tecnológico e altamente mecanizada	$\leq 10^5$
	H - técnicas de tratamento com reduzida remoção de patógenos (por exemplo tanque séptico e reatores UASB) associada ao emprego de técnicas de irrigação com elevado potencial de minimização da exposição (irrigação sub-superficial)	$\leq 10^6$

\*a concentração de ovos de helmintos permitida é flexibilizada para menos quando se trata de crianças ( $\leq 0,1$  ovo/L), ou para mais ( $\leq 10$  ovos/L) quando existe garantia de remoção adicional na higiene dos alimentos.

Fonte: Adaptado de Bastos e Bevilacqua (2006).

As diretrizes estabelecidas no Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), edital 4, tema *Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários*, apresentam um limite menor para a concentração de *E. coli*, em relação ao padrão da OMS, até  $10^5$  NMP/100mL, sendo este valor justificado como sendo uma “margem de segurança”. Por outro lado, não aborda a concentração de vírus e protozoários, sendo estes omitidos, pois a remoção destes patogênicos já é garantida nos processos de tratamento que produzem menos de  $10^3$  NMP/100mL de coliformes termotolerantes (BASTOS & BEVILACQUA, 2006).

Em relação aos critérios de qualidade da água para a irrigação agrícola, os aspectos mais importantes são a salinidade, substâncias tóxicas específicas, sódio, cloro e nutrientes. A concentração destes componentes influi na permeabilidade do solo e nas plantas, quando estas absorvem água pela raiz e folhas (BLUM, 2003).

A quantidade de sais solúveis (sólidos dissolvidos totais) está relacionada diretamente com a condutividade elétrica (CE). A viabilidade do uso de efluente tratado é dependente principalmente da relação entre a condutividade elétrica e a proporção dos íons sódio, cálcio e magnésio na água. O aumento da concentração de sódio, em relação aos outros dois íons provoca “inchamento” dos solos argilosos, e sua conseqüente impermeabilização (PAGANINI, 2003).

O diagrama (Figura 4) criado pelo US Salinity Laboratory Staff (BERNARDO, 1995) avalia o risco de salinidade e sodificação do solo por meio da Razão de Adsorção de Sódio (RAS) e condutividade elétrica, respectivamente. A classificação dos riscos vai de “baixo” a “muito alto”.

A Relação de Adsorção de Sódio (RAS) permite a quantificação de riscos potenciais da aplicação do efluente em relação às características do solo (PAGANINI, 2003). É a relação entre as concentrações de sódio ( $\text{Na}^+$ ), cálcio ( $\text{Ca}^{++}$ ) e magnésio ( $\text{Mg}^{++}$ ), apresentadas em meq/L (Equação 1).

$$RAS = \frac{Na^+}{\left[ \frac{Ca^{++} + Mg^{++}}{2} \right]^{1/2}} \quad (1)$$

Segundo Bastos e Bevilacqua (2006), o cálcio contribui para a estabilidade dos agregados e a estrutura do solo. O sódio provoca a dispersão dos minerais de argila, o que pode causar a obstrução dos poros do solo, comprometendo a infiltração. Além disso, o efeito do excesso de sódio (sodificação) é potencializado quando a relação  $Ca^{++}/Mg^{++}$  é menor que 1, pois o excesso de magnésio no solo pode conduzir à deficiência de cálcio.

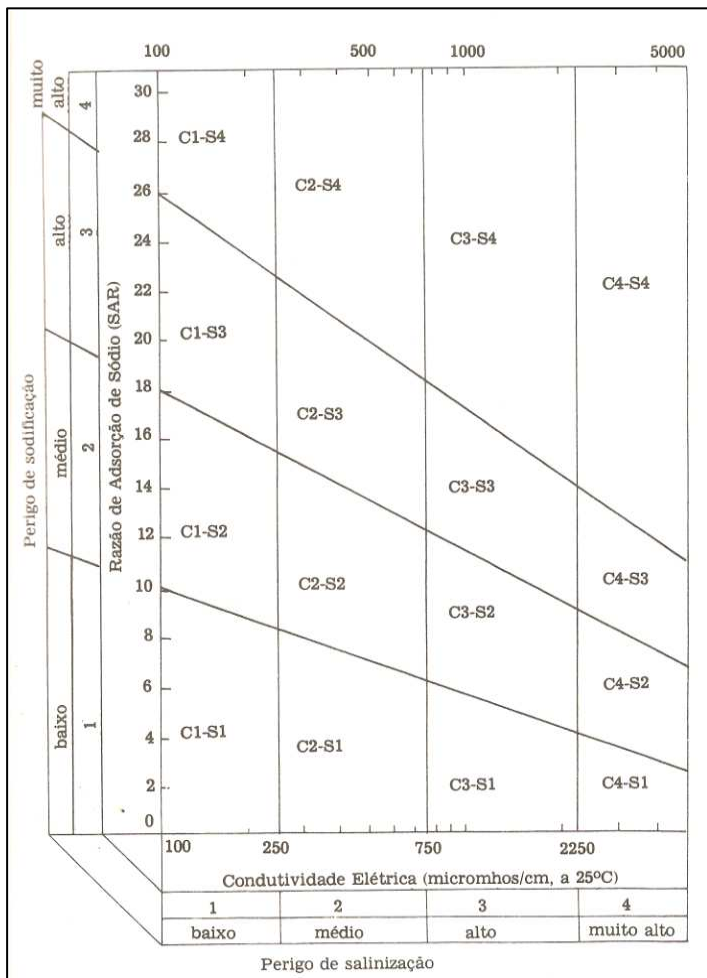
A condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) expressa a concentração total de sais das águas de irrigação. Pode ser quantificada com uso de sensores específicos (condutivímetros) ou indiretamente por meio de sua relação com a concentração de sólidos dissolvidos totais, de acordo com a Equação 2 (PAGANINI, 2003):

$$CE = \frac{SDT \left( \frac{mg}{L} \right)}{0,64} \quad (2)$$

Onde SDT é a concentração de sólidos dissolvidos totais.

Para cada classe de condutividade elétrica apresentada na Tabela 5, existe um tipo de recomendação de uso. Bernardo (1995) descreve algumas, sendo que águas da classe 4, com CE entre 2250 e 5000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 25 °C, como pode ser o caso de efluentes tratados, possuem aplicações mais restritivas. Segundo o autor, estas águas não são apropriadas para condições normais, mas podem ser usadas, ocasionalmente, em circunstâncias especiais, como nos períodos de estiagem. Os solos deverão ser muito permeáveis e com boa drenagem. Além disso, a água deve ser usada somente para culturas que sejam tolerantes aos sais.





**Figura 4: Diagrama esquemático para classificação da água para irrigação**  
 Fonte: Bernardo (1995)

Tanto a salinidade quanto a sodicidade da água de reuso afetam a velocidade de infiltração da água no solo. Portanto, os problemas de infiltração são avaliados, em conjunto, por meio da salinidade (CE) e sodicidade da água (RAS) (PAGANINI, 2003).

Outro íon que representa grande importância no reuso de efluentes é o cloreto. Este é absorvido pelas raízes das plantas e deslocado às folhas,

onde se acumula pela transpiração. Dependendo do tipo de irrigação utilizado pode ocorrer uma maior ou menor intensidade de absorção de cloreto. Se a absorção excede a tolerância da cultura escolhida, pode ocasionar uma redução nas taxas de crescimento e produzir danos à planta, como necrose e queimadura das folhas (MOTA et al., 2007). A toxicidade mais freqüente é a provocada pelo cloreto contido na água de irrigação (MANCUSO & SANTOS, 2003).

Na Tabela 6 são apresentadas as concentrações de cloretos para avaliar a qualidade da água para irrigação.

**Tabela 6: Potencial de toxicidade por cloretos em águas para irrigação.**

Toxicidade por Cloreto (Cl <sup>-</sup> )	Unidade	Grau de restrição para uso		
		nenhuma	ligeira e moderada	severa
irrigação por superfície	mg/L	<143	143 - 357	>357
irrigação por aspersão	mg/L	<107	>107	

Fonte: Adaptado de Mota et al. (2007).

Ainda com relação ao potencial de toxicidade do íon cloreto em águas de reuso na irrigação, a Usepa e Usaid (2004) estabeleceram padrões nas concentrações de cloretos mais restritivos. Teores de 99 mg/L de cloretos nas águas não acarretam nenhum efeito prejudicial. Acima de 99 mg/L podem causar algumas deficiências nas culturas, enquanto que teores acima de 351 mg/L podem acarretar problemas graves.

Dessa forma, desde que realizada de forma controlada, a irrigação com efluentes tratados é altamente atrativa, pois além de possibilitar a liberação dos recursos hídricos para outras atividades humanas, serve como uma forma de pós-tratamento do efluente pelo sistema solo-planta, o qual atua absorvendo e retendo nutrientes, poluentes e organismos patogênicos remanescentes (FLORENCIO et al., 2006).

### 2.3.2 Reuso para fins não potáveis

A suinocultura utiliza grandes volumes de água durante seu processo de produção, na lavagem das unidades de confinamento, na dessedentação dos animais, e com perdas e desperdícios. A demanda de água para limpeza varia de 2 a 6 litros ao dia, por um animal em terminação e por matriz (BONETT & MONTICELLI, 1998). Andreadakis (1992) relata que o desperdício no volume de água varia amplamente por suíno, de 6 a 45 litros por animal por dia, ou seja, depende muito do manejo adotado em cada propriedade.

A quantidade de água disponível em nosso planeta é superior ao necessário aos diversos usos, no entanto sua distribuição é desigual tanto em geografia como em precipitações (MOTA et al., 2007), um exemplo são os grandes períodos de estiagem verificados principalmente no oeste de Santa Catarina (GRIMM, 1998; QUADROS et al., 2002). Além da distribuição irregular e das perdas, deve ser considerada também a crescente degradação dos mananciais, contribuindo para a escassez e diminuição na oferta deste recurso (METCALF & EDDY, 2003).

O reuso do efluente tratado pode ser considerado uma nova fonte de recurso hídrico, e deve ser utilizado em atividades que não requeiram padrões de potabilidade, como no caso da lavagem das unidades de confinamento dos animais (FRIEDLER, 1999).

Na prática do reuso para fins não potáveis devem ser considerados os possíveis impactos causados ao meio ambiente, como também os riscos sanitários associados a esta atividade. Os constituintes presentes nos efluentes que podem apresentar risco sanitário são as substâncias orgânicas e inorgânicas potencialmente tóxicas e os microrganismos patogênicos (HESPANHOL, 2002).

Não existe uma legislação específica para o reuso com fins não potáveis, o que se tem são recomendações para o tratamento e padrões de qualidade microbiológica de acordo com o uso pretendido do efluente. Trata-se da reciclagem de água, com aproveitamento dela no próprio processo onde foi gerado o efluente (BLUM, 2003).

O PROSAB, edital 4, tema *Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários*, apresenta diretrizes para reuso urbano de esgoto tratado (Tabela 7). Os usos urbanos podem ser: irrigação de áreas verdes, descarga de toaletes, lavagem de pisos e edifícios públicos, controle de poeira, construção civil, entre outros. Para todos os usos recomenda-se que o efluente apresente qualidade esteticamente não objetável.

**Tabela 7: Diretrizes do PROSAB para reuso urbano de esgoto tratado**

<b>Categoria de Irrigação</b>	<b>Coliformes termotolerantes NMP/100mL</b>	<b>Ovos de helmintos unidade/L</b>
<b>Irrestrita</b>	$\leq 200$	$\leq 1$
<b>Restrita</b>	$\leq 10^4$	$\leq 1$

Fonte: Bastos e Bevilacqua (2006).

Como medidas de proteção à saúde, são seguidas as recomendações da OMS (2006) para as concentrações microbiológicas. Sendo assim, é necessário que sejam adotados cuidados, principalmente sob os aspectos ambientais e de saúde pública, para que sejam evitados possíveis problemas ao meio ambiente, contaminação do produtor e desconforto dos animais com níveis tóxicos de certos compostos (MOTA et al., 2007).

Para o aproveitamento do efluente tratado na limpeza das instalações, o mesmo não deve oferecer risco à saúde animal. Neste caso podem ser aplicadas as recomendações do Occupational Safety and Health Administration dos Estados Unidos – OSHA, citadas por Donham et al. (2006), que aborda a questão da acumulação de resíduos nos criadouros de suínos, os quais podem gerar gases tóxicos e asfixiantes para os animais e trabalhadores, se manejados inadequadamente e em local pouco ventilado. Segundo o autor, a amônia (N-NH<sub>4</sub>), ácido sulfídrico (H<sub>2</sub>S), e monóxido de carbono (CO) são os primeiros gases que devem ser considerados.

A presença de CO deve-se à combustão em motores, não tendo relação com os dejetos. Já amônia, que tem odor detectável em concentração

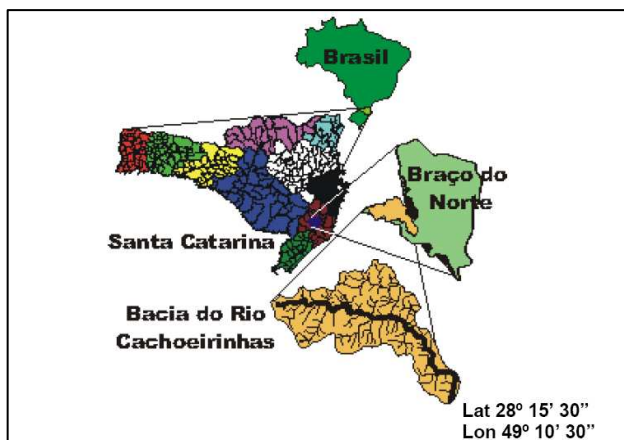
acima de 5 ppm segundo Donham et al. (2006), poderia representar risco caso ocorra sua transferência do líquido (dejetos) para o ar. Porém, esta transformação somente ocorre com altas temperaturas ou pH maior que 10 (VALERO & MARA, 2007).



### 3. METODOLOGIA

#### 3.1 LOCALIZAÇÃO DA PROPRIEDADE E DO SISTEMA PRODUTIVO

A propriedade, onde foi realizada a pesquisa, está geograficamente localizada na região sul do Estado de Santa Catarina, situada a nordeste do município de Tubarão, dentro do limite municipal de Braço do Norte, com endereço na Estrada Geral do Rio Cachoeirinhas (Figura 5). O município de Braço do Norte localiza-se na longitude  $49,1^\circ$  (oeste) e latitude  $28,2^\circ$  (sul), distante 170 km da capital Florianópolis, e tem uma área de  $114 \text{ Km}^2$ .



**Figura 5: Localização da área experimental**

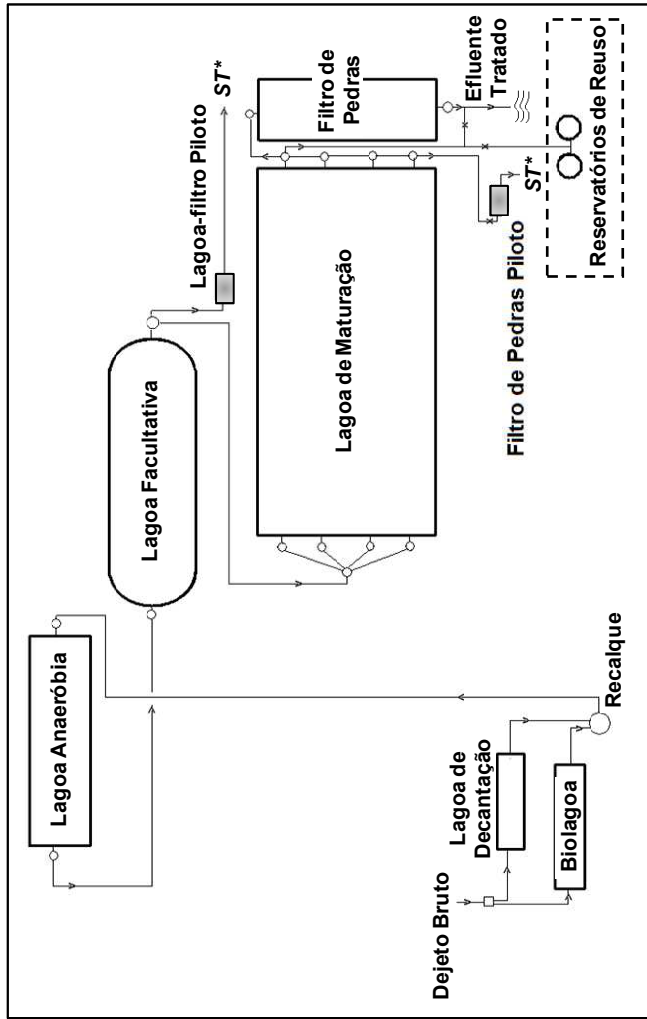
A granja de estudo, de propriedade do Sr Vilbaldo Michels caracteriza-se como “produção média de suínos”, com cerca de 3.000 animais, com 200 matrizes, todos criados em sistema de confinamento. O local apresenta relevo bastante acidentado, dificultando a disposição dos dejetos diretamente no solo. A produção total de dejetos, quantificada através de uma bomba com contador, é de aproximadamente  $20 \text{ m}^3/\text{dia}$ , sendo que  $15 \text{ m}^3/\text{dia}$  são encaminhados para o sistema de tratamento e  $5 \text{ m}^3/\text{dia}$  são direcionados para a lagoa de armazenamento e utilizados para a fertirrigação. Esse valor foi estimado, já que diversos fatores podem alterar a quantidade de fezes e urina dos animais, como o

tamanho, a raça e o sexo dos animais, assim como a temperatura e a umidade do ambiente e ainda o tipo de alimentação. Os efluentes são gerados nas unidades de gestação, maternidade, creche, recria e terminação, através da contribuição unitária de cada suíno, bem como das atividades de lavação das baias.

O piso das unidades de terminação é de concreto. Já os setores de maternidade e crescimento possuem piso de concreto com grades vazadas para escoamento dos dejetos, diminuindo o contato do animal com o efluente. Uma lavação grosseira semanal é realizada e a lavação completa das baias, neste caso sem a presença de animais, ocorre a cada 5 meses, que correspondem a um ciclo de crescimento. A limpeza é realizada com água bruta retirada de nascente.

Os dejetos são conduzidos por gravidade ao sistema apresentado na Figura 6, que foi construído em escala real, e está em operação desde maio de 2004, é composto por uma lagoa de decantação (200 m<sup>3</sup>) para aplicação dos dejetos na fertirrigação e pelo sistema de tratamento funcionando em série: biolagoa com 121 m<sup>3</sup> (para decantação de sólidos e tratamento anaeróbio, com sistema de armazenamento de biogás através de campânula flutuante); lagoa anaeróbia com 400 m<sup>3</sup> (para remoção de DBO e sólidos); lagoa facultativa aerada com 304 m<sup>3</sup> (para remoção de DBO remanescente e nutrientes); lagoa de maturação com 470 m<sup>3</sup> (para polimento final e remoção de coliformes) e filtro de pedras com 56 m<sup>3</sup> (para remoção da biomassa algal). Além dessas unidades, desde abril de 2008, foram instalados, em escala piloto: uma lagoa-filtro (2,4 m<sup>3</sup>); um filtro de pedras (2,4 m<sup>3</sup>); e dois reservatórios de estabilização com capacidade de 10 m<sup>3</sup> cada.





**Figura 6:** Fluxograma e disposição das unidades de tratamento da “Estação Experimental de Tratamento de Dejetos Sólidos” – média propriedade Vilbald Michels (a partir de 2008)

\* ST retorno do efluente ao Sistema de Tratamento

### 3.2 RESERVATÓRIOS DE ESTABILIZAÇÃO

As unidades de tratamento monitoradas estão localizadas na propriedade já identificada anteriormente, e consistem em dois reservatórios de estabilização. Estas unidades foram construídas em escala piloto com a finalidade de estudar a valorização dos dejetos suínos tratados ao longo do sistema.

Os reservatórios, em fibra de vidro, abertos e com capacidade de 10 m<sup>3</sup> cada, recebem uma parcela do efluente da lagoa de maturação, este efluente passa por um período de reservação e estabilização (funcionando em bateladas), para que após seu polimento, possa ser utilizado nas operações de lavagem das unidades de recria e terminação, assim como na irrigação de culturas agrícolas principalmente nos períodos de estiagem. A entrada do efluente é feita por uma tubulação de chegada localizada na parte superior, e o controle do nível do reservatório se dá através de registro de abertura total. O barrilete de saída contém registro de descarga e pontos de coleta de amostras. Os reservatórios foram instalados sobre base de concreto, sendo fixados através de cabos de aço, conforme mostrado na Figura 7.



**Figura 7: Reservatórios de Estabilização**

As características físicas dos reservatórios de estabilização estão apresentadas na Tabela 8. Essas unidades, instaladas em paralelo, com tempo de reservação entre 4 e 6 meses, funcionaram em regime de bateladas, com enchimentos decalados.

**Tabela 8: Características dos reservatórios**

Dimensões	Reservatórios
Diâmetro da base (m)	2,10
Diâmetro da superfície (m)	2,40
Profundidade (m)	2,50
Volume (m <sup>3</sup> )	10,00

A Tabela 8 apresenta um esquema de funcionamento dos reservatórios, para dois períodos de reservação. Para ciclo de quatro meses, 1 semana é utilizada para enchimento das unidades, 14 semanas é o tempo de reação, 1 semana é utilizada para esvaziamento dos reservatórios (podendo variar de acordo com a demanda) e 1 semana utilizada para repouso. Para ciclo de seis meses, a única diferença está no maior tempo de reação que passa a ser de 20 semanas. Os tempos de reservação adotados foram baseados em experiências da literatura, que usualmente utilizam tempos entre 60-120 dias, para esgotos domésticos (JUANICO, 1994; FRIEDLER et al., 2003).

**Tabela 9: Esquema de funcionamento dos reservatórios de estabilização para os períodos de 4 e 6 meses de reservação**

Operação Reservação		Enchimento	Reação biológica	Esvaziamento	Repouso
		<b>4 meses</b>	1	14	1
<b>Tempo (semanas)</b>	<b>6 meses</b>	1	20	1	1

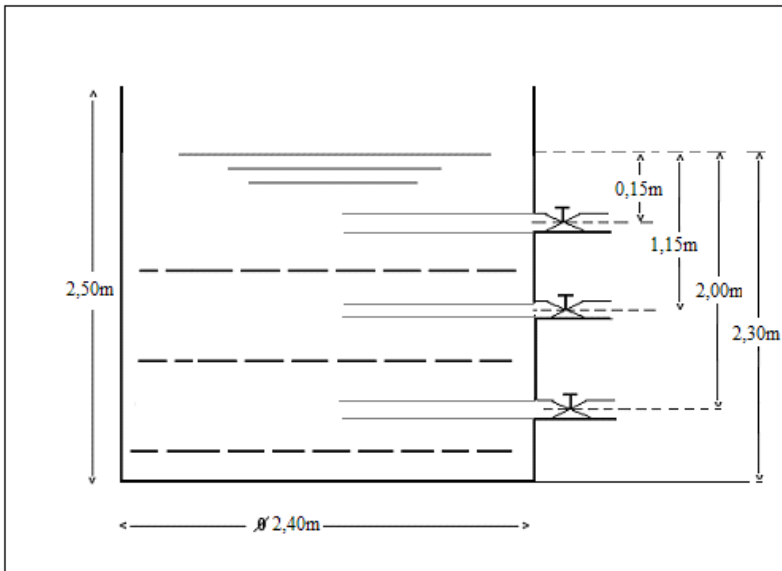
### 3.3 AMOSTRAGEM

O monitoramento do experimento foi feito semanalmente, com coletas de amostras no período matutino, utilizando-se frascos devidamente identificados, sendo demarcados com cada ponto e data de coleta. As amostras eram transportadas em caixa térmica contendo gelo para mantê-las resfriadas garantindo assim sua conservação. As análises

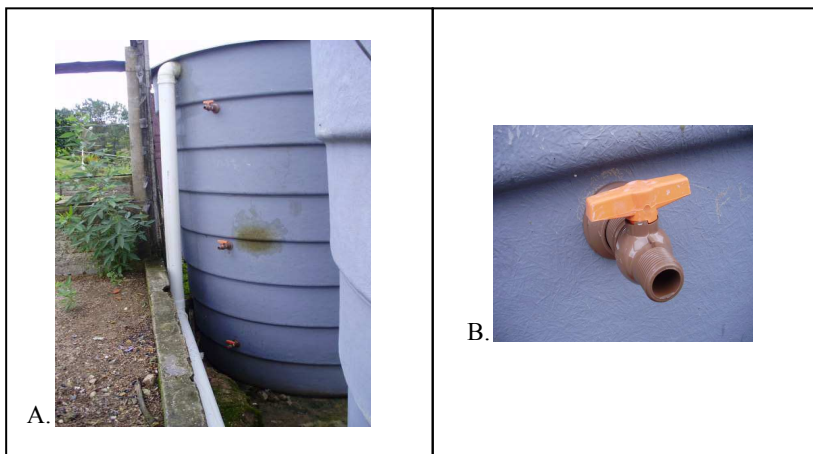
foram realizadas no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) da Universidade Federal de Santa Catarina, em Florianópolis.

### 3.3.1 Determinação da eficiência de polimento

As amostragens para cálculo da eficiência de remoção de matéria carbonácea, nutrientes e patógenos foram feitas durante o período de onze meses (abril de 2009 a fevereiro de 2010). As coletas ocorreram semanalmente em pontos amostrais localizados no centro dos reservatórios em três diferentes profundidades: 0,15 m, 1,15 m e 2,00 m da superfície líquida dos reservatórios, para verificar a existência de estratificação da coluna d'água. Em cada ponto foram coletadas alíquotas de 1000 mL para posterior análise físico-química e colimetria. O horário destas amostragens foi sempre entre 10 horas e 11 horas da manhã. Buscando a praticidade das coletas e a precisão dos pontos amostrais, foram instalados flanges até o ponto central dos reservatórios nas profundidades pré-determinadas seguidas de aberturas do tipo registro, na Figura 8 apresenta-se um esquema com os pontos de amostragem e na Figura 9 são apresentados os detalhes desses pontos de coleta.



**Figura 8: Perfil dos reservatórios com os pontos de amostragem (sem escala)**



**Figura 9: A) Pontos de amostragem (flanges) ao longo da coluna d'água; B) Detalhe da abertura do tipo registro para coleta das amostras**

A fim de verificar a influência da variação sazonal no desempenho dos reservatórios, foram determinados dois períodos de reservação distintos para cada reservatório, para possibilitar a sua avaliação em diferentes condições climáticas. Estes períodos foram divididos em ciclos de reservação de 4 a 6 meses durante as quatro estações do ano. As variáveis meteorológicas (precipitação, radiação e temperatura do ar), utilizadas para verificar a sazonalidade durante o período deste estudo, foram fornecidas pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e de Extensão Rural do Estado de Santa Catarina (EPAGRI). Os dados foram coletados na Estação Meteorológica localizada no município de Urussanga em Santa Catarina, distante 39 km do município de Braço do Norte.

Na Tabela 10 estão apresentados os períodos de reservação avaliados durante os onze meses do experimento para os dois reservatórios (R1 e R2).

Tabela 10: Períodos de reservação avaliados durante os onze meses de experimentação

		Período I		Período II		
<b>R1</b>	<b>Outono</b> (n = 9)	<b>Inverno</b> (n = 6)	<b>Tempo de reservação</b> 4 meses	<b>Inverno</b> (n = 4)	<b>Verão</b> (n=6)	<b>Tempo de reservação</b> 6 meses
	15/04 – 19/06 (2009)	24/06 – 05/08 (2009)		19/08 – 16/09 (2009)	23/09 – 16/12 (2009 - 2010)	21/12 – 23/02 (2009 - 2010)
<b>R2</b>	<b>Inverno</b> (n = 12)	<b>Primavera</b> (n = 3)	<b>Tempo de reservação</b> 4 meses	<b>Primavera</b> (n = 9)	<b>Verão</b> (n=6)	<b>Tempo de reservação</b> 4 meses
	18/06 – 16/09 (2009)	23/09 – 07/10 (2009)		15/10 – 16/12 (2009)	21/12 – 23/02 (2009 - 2010)	

Foram realizados perfis horários nos Reservatórios de Estabilização (R1 e R2), durante os períodos de monitoramento entre as 10 e 15 horas, conforme a estação do ano. Cinco coletas de dados foram realizadas em R1 e quatro coletas de dados em R2, nas seguintes datas:

- R1 Período I: Outono – 25/05/09; Inverno – 14/07/09.
- R1 Período II: Inverno - 22/08/09; Primavera – 07/10/09; Verão – 10/02/10.
- R2 Período I: Inverno – 26/08/09; Primavera – 28/09/09.
- R2 Período II: Primavera – 05/11/09; Verão – 10/02/10.

Para a realização deste ensaio foi utilizada uma sonda multiparâmetros (YSI-6600), as variáveis monitoradas foram: temperatura, condutividade, potencial hidrogeniônico e oxigênio dissolvido. O ponto de coleta dos dados foi o ponto central de cada reservatório (profundidade 1,15 m).

### **3.3.2 Possibilidade de reuso do efluente**

Para verificar a possibilidade de reuso e observar os riscos potenciais associados à aplicação do efluente da suinocultura à permeabilidade do solo, foram coletadas mensalmente alíquotas de 200 mL dos pontos centrais (profundidade 1,15 m) de cada reservatório para posterior análise de “Relação de Adsorção de Sódio”. Estas amostras eram acidificadas em campo com ácido nítrico a fim de garantir um baixo pH do meio para a realização das análises posteriormente. A quantificação de cloretos no efluente foi realizada também, semanalmente, para verificar a possibilidade de sua toxicidade às culturas agrícolas.

Na prática do reuso para fins não potáveis foram considerados os riscos sanitários para o produtor e para os animais. Os constituintes presentes nos efluentes que podem apresentar risco sanitário e que foram quantificados foram a variável amônia e os microrganismos patogênicos.

Além disso, foi instalado um hidrômetro do tipo residencial com o objetivo de determinar o consumo de água diário utilizado para a

limpeza das unidades de criação, quantificando o volume de água utilizado em 2/3 do sistema produtivo.

### 3.3.3 Caracterização da biomassa microbiana e fitoplanctônica

Para a caracterização da biomassa microbiana foram coletados 10 mL de amostra no ponto central de cada reservatório para posterior análises de “Hibridização Fluorescente in Situ” (FISH).

Para a caracterização do fitoplâncton na coluna d’água os pontos de amostragem (Figura 9) foram os mesmos utilizados para as análises físico-químicas. Em cada ponto foram coletadas 100 mL da amostra para a determinação em campo de pH, OD e temperatura e, em laboratório, determinar a Clorofila *a*. Uma alíquota de cada ponto (10 mL) foi depositada em frascos de vidro âmbar e fixada com solução de Lugol (BRANCO, 1986) para posterior análise microscópica.

### 3.4 METODOLOGIAS ANALÍTICAS

Foram determinadas as seguintes variáveis físico-químicas: Oxigênio Dissolvido (OD); Temperatura; pH; Condutividade; Demanda Química de Oxigênio (DQO); Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO); Carbono Orgânico Não Purgável (CONP); Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK); nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub>); Nitrito (N-NO<sub>2</sub>); Nitrato (N-NO<sub>3</sub>); Fósforo total; Sólidos totais (ST); Sólidos Dissolvidos Totais (SDT); Sólidos Suspensos (SS); Clorofila *a*; Coliformes totais; *E.coli.* e Cloretos.

As variáveis OD, pH, Condutividade e Temperatura foram medidas, em campo, utilizando uma sonda multiparâmetros (YSI-6600) em cada ponto de coleta.

Para a variável biológica Clorofila *a* (µg/L) foi utilizada a metodologia descrita por Nush (1980). Para a identificação da biomassa microbiana foram realizadas análises de Hibridização Fluorescente in Situ (FISH). A técnica é uma das mais simples e rápidas aplicadas na detecção de espécies microbianas em amostras ambientais de águas e solos. Baseia-se na observação de que existem seqüências conhecidas e tão específicas



do ácido ribonucléico ribossômico (rRNA) de um organismo, que permitem que se desenhe uma seqüência complementar (sonda) à primeira (AMANN, 1995). Na identificação dos microrganismos foram utilizadas 8 (oito) diferentes sondas contendo seqüências específicas (**Apêndice A**). Um maior detalhamento sobre as características, concentração de formaldeído (FA) utilizada na hibridização, especificidade e as referências de cada sonda, estão descritas em Fernandes (2009).

As análises das demais variáveis físico-químicas foram realizadas de acordo com APHA (2005). Na Tabela 11 são apresentadas as variáveis monitoradas e seu respectivo método analítico.

**Tabela 11: Variáveis e métodos de análise**

<b>Variáveis</b>	<b>Métodos</b>
Temperatura (°C) pH OD (mg/L) Condutividade (µS)	Sonda multiparâmetros (YSI 6600)
DQO total e dissolvida* (mg/L)	Método colorimétrico de refluxo fechado. Leitura em espectrofotômetro HACH®, modelo DR-4000**. SM 5220 D.
DBO <sub>5</sub> dissolvida* (mg/L)	Manométrico com digestão de 5 dias em base agitadora HACH®, modelo BOD-TRACK. SM 5210 D.
Carbono Orgânico Não Purgável - CONP (mg/L)	Aparelho TOC-SHIMADZU®, modelo 5000A (alíquota filtrada em membrana de 0,45 µm de porosidade). SM 5310 B
NTK (mg/L)	Digestão em digestor VELP®, modelo DK-20, em meio ácido com oxidação forçada (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ), posterior destilação em aparelho VELP®, modelo UDK 130D e titulação com H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 0,02N. SM 4500-N org B.

**Tabela 10: Variáveis e métodos de análise (continuação)**

<b>Variáveis</b>	<b>Métodos</b>
N-NH <sub>4</sub> (mg/L)	Destilação em aparelho VELP®, modelo UDK 130D e titulação com H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 0,02N. SM 4500 NH <sub>3</sub> B
Fósforo total (mg/L)	Espectrofotômetro de UV/VIS 430 nm, método molybdovanadato. SM 4500P C
Sólidos Suspensos (mg/L)	Gravimétrico após filtração em membrana de acetato de celulose 0,45 µm de porosidade
Sólidos totais (ST) Sólidos dissolvidos totais (SDT) (mg/L)	Gravimétrico SM 2540. Sólidos dissolvidos: a partir da amostra previamente centrifugada.
Clorofila a (µg/L)	Extração em etanol (80%) e análise colorimétrica (Nush, 1980). Leitura em espectrofotômetro HACH®, modelo DR-4000.
Nitrito; Nitrato; Cloretos. (mg/L)	Cromatografia iônica, aparelho DIONEX®, modelo DX 120 – auto-sample. SM 4110 C
Biomassa algal (quali-quantitativo)	Fixação das amostras com lugol (BRANCO, 1986). Contagem através de Câmera de Sedgewick-Rafter e identificação com visualização em microscópio óptico OLYMPUS®, modelo BX-41.
Coliformes totais (CT) e <i>E.coli</i> (NMP/100mL)	Método do substrato cromogênico (Colilert – INDEXX®), que confere cor amarelada para CT positivos e fluorescência para <i>E.coli</i> .

\* Dissolvida: amostra previamente centrifugada (3000rpm/20 minutos).

\*\*SM: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2005).

Para avaliação do reuso do efluente tratado na irrigação, além das variáveis citadas anteriormente, foram realizadas análises de sódio (Na), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), utilizando como método analítico a

espectrofotometria de absorção atômica /chama, para o cálculo da “Relação de Adsorção do Sódio” (RAS), no laboratório de Engenharia Ambiental da Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC). A partir da determinação dos riscos, as recomendações para o aproveitamento do efluente foram feitas com base em Bernardo (1995).

### 3.5 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

Os dados obtidos, durante os diferentes períodos do experimento, foram tratados estatisticamente utilizando “estatística descritiva”, através de tabelas contendo médias e desvio padrão; “análise de variância” (ANOVA) para verificar a sazonalidade e a estratificação térmica dos reservatórios e “análise dos componentes principais” de 12 variáveis físico-químicas e biológicas.

#### 3.5.1 Estatística descritiva

A estatística descritiva dos dados foi realizada através da planilha eletrônica EXCEL® 2003 e do software STATISTICA® 7.0 (STATSOFT, 2003). Os dados foram submetidos à estatística descritiva para obtenção dos valores de tendência central (média aritmética) e desvio-padrão.

#### 3.5.2 Análise de variância (ANOVA)

A fim de verificar a sazonalidade e a estratificação térmica ao longo das profundidades dos reservatórios, foi realizada a análise de variância (ANOVA) com o software STATISTICA® 7.0. O ANOVA é um teste de hipóteses que fornece a probabilidade dos grupos (tratamentos) terem médias iguais ou diferentes. Existem duas hipóteses:  $H_0$ : as médias são iguais, não há diferença entre os tratamentos;  $H_1$ : as médias são diferentes, há diferença entre os tratamentos.

Portanto, o objetivo do teste é determinar a probabilidade (p) que permite aceitar ou rejeitar  $H_0$ . Se  $p > \alpha$ , aceita-se  $H_0$ ; Se  $p < \alpha$ , rejeita-se  $H_0$  (OGLIARI & PACHECO, 2004).

No presente estudo o nível de significância utilizado foi de 5%, ou seja,  $\alpha=0,05$ , para a verificação de diferenças significativas entre as estações (sazonalidade) e entre as profundidades (estratificação térmica).

Caso haja diferenças significativas entre os tratamentos pode-se proceder ao teste de comparações múltiplas de médias. O teste de Tukey foi utilizado para comparar os valores médios de Temperatura, Precipitação e Radiação (sazonalidade) e valores médios da Temperatura nas três profundidades de coleta dos reservatórios (estratificação térmica).

### **3.5.3 Análise dos componentes principais (ACP)**

O desempenho dos reservatórios foi também avaliado através da Análise de Componentes Principais (ACP), que segundo Johnson e Wichern (2005), é uma forma objetiva de interpretar um conjunto de dados, através da redução da sua dimensionalidade. Esta redução ocorre quando são feitas combinações lineares entre as variáveis, gerando outro conjunto de variáveis, com novas coordenadas. De acordo com Schmitt (2005), as componentes principais representam, geometricamente, um novo sistema de coordenadas, obtidas por uma rotação do sistema original, que fornece as direções de máxima variabilidade e possibilitando uma descrição mais simples e eficiente de covariância dos dados.

Os coeficientes de correlação entre as variáveis e os fatores artificiais permitem interpretar os dados uma vez que as variáveis de maior influência no processo apresentam os mais altos coeficientes de correlação com os fatores artificiais. Os coeficientes de correlação também apresentam as coordenadas das variáveis no espaço multidimensional definido pelos fatores artificiais (diagramas de dispersão), constituindo os eixos que os definem (ordenadas e abscissas) (ZANOTELLI et al., 2003).

Assim, as variáveis possuem correlação forte e negativa (ângulo dos vetores próximo a 180 graus) quando presentes em quadrantes contrários, nos diagramas de dispersão; e possuem correlação forte e

positiva quando presentes no mesmo quadrante ou possuírem vetores formando ângulo próximo a zero grau.

Neste estudo, a ACP foi realizada com o software STATISTICA® 7.0, para descrever as correlações entre diversas variáveis medidas ao longo do monitoramento e também para interpretar a variância causada por estas variáveis.

Desta forma, foram correlacionadas 12 variáveis, permitindo uma visão geral do seu comportamento ao longo do sistema. Para a escolha dos componentes o método de Kaiser foi utilizado, considerando-se apenas os autovalores maiores que 1, uma vez que a análise foi feita a partir da matriz de correlações.

### 3.6 CÁLCULOS

O coeficiente de remoção ( $k$ ) da variável  $DBO_5$  e o coeficiente de decaimento bacteriano ( $k_b$ ) para as variáveis Coliformes totais e *E.coli* foram calculados com as equações 3 e 4, respectivamente, segundo uma reação de primeira ordem.

$$L = L_0 \cdot e^{-kt} \quad (3)$$

Onde:

L: concentração de  $DBO_5$  no tempo  $t$  (mg/L);

$L_0$ : concentração inicial de  $DBO_5$  (mg/L);

$k$ : coeficiente de remoção de  $DBO_5$  ( $d^{-1}$ );

$t$ : tempo de reação (d).

$$N = N_0 \cdot e^{-k_b t} \quad (4)$$

Onde:

N: concentração de Coliformes totais ou *E.coli* no tempo t (NMP/100mL);

$N_0$ : concentração inicial de Coliformes totais ou *E.coli* (NMP/100mL);

$k_b$ : coeficiente de decaimento bacteriano ( $d^{-1}$ );

t: tempo de reação (d).

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 4.1 VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS MEDIDAS EM CAMPO

#### 4.1.1 Comportamento das variáveis

As variáveis temperatura (T), potencial hidrogeniônico (pH) e oxigênio dissolvido (OD) foram medidas em campo nas três profundidades de coleta dos Reservatórios de Estabilização, conforme descrito no item 3.3.1. Nas Tabelas 11 e 12 são apresentados os valores médios e desvio padrão obtidos durante os períodos de monitoramento, nos Reservatórios de Estabilização (R1 e R2).

**Tabela 12: Valores de média  $\pm$  desvio padrão obtidos, para as variáveis monitoradas em campo, em R1.**

Variáveis	Prof. (m)	Período I		Período II		
		OUT n=9	INV n=6	INV n=4	PRI n=12	VER n=6
T (°C) Ar	-	16,8 $\pm$ 3,4	13,8 $\pm$ 3,1	17,3 $\pm$ 2,5	20,8 $\pm$ 3,8	26,4 $\pm$ 2,1
	0,15	19,7 $\pm$ 2,8	16,2 $\pm$ 2,0	16,7 $\pm$ 2,8	23,4 $\pm$ 3,0	26,7 $\pm$ 2,0
T (°C) Efluente	1,15	19,3 $\pm$ 2,8	16,2 $\pm$ 2,0	17,0 $\pm$ 2,6	23,0 $\pm$ 2,7	26,4 $\pm$ 1,7
	2,00	19,3 $\pm$ 2,9	16,2 $\pm$ 2,0	16,8 $\pm$ 2,5	22,8 $\pm$ 2,5	26,0 $\pm$ 1,6
pH	0,15	8,1 $\pm$ 0,3	7,9 $\pm$ 0,2	7,8 $\pm$ 0,4	7,9 $\pm$ 0,1	7,9 $\pm$ 0,2
	1,15	8,1 $\pm$ 0,3	7,9 $\pm$ 0,3	7,9 $\pm$ 0,2	7,9 $\pm$ 0,2	7,9 $\pm$ 0,2
	2,00	8,1 $\pm$ 0,3	7,9 $\pm$ 0,3	7,9 $\pm$ 0,2	7,8 $\pm$ 0,2	7,9 $\pm$ 0,2
OD (mg/L)	0,15	1,1 $\pm$ 0,8	1,6 $\pm$ 0,5	0,7 $\pm$ 0,1	1,7 $\pm$ 1,4	2,1 $\pm$ 1,0
	1,15	0,8 $\pm$ 0,4	1,5 $\pm$ 0,5	0,8 $\pm$ 0,1	1,5 $\pm$ 1,4	1,3 $\pm$ 0,2
	2,00	1,1 $\pm$ 0,6	1,4 $\pm$ 0,5	0,6 $\pm$ 0,1	1,3 $\pm$ 1,5	1,0 $\pm$ 0,4

**Tabela 13: Valores de média  $\pm$  desvio padrão obtidos, para as variáveis monitoradas em campo, em R2.**

Variáveis	Prof. coleta (m)	Período I		Período II	
		INV n=11	PRI n=4	PRI n=8	VER n=6
<b>T (°C)</b> Ar	-	15,4 $\pm$ 3,3	17,0 $\pm$ 2,8	22 $\pm$ 3,3	26,4 $\pm$ 2,1
<b>T (°C)</b> Efluente	0,15	16,9 $\pm$ 2,6	18,4 $\pm$ 3,0	24,9 $\pm$ 2,6	27,3 $\pm$ 1,1
	1,15	16,6 $\pm$ 2,2	18,2 $\pm$ 2,2	23,8 $\pm$ 2,2	27,2 $\pm$ 1,4
	2,00	16,3 $\pm$ 2,2	18,2 $\pm$ 2,7	23,9 $\pm$ 1,9	26,9 $\pm$ 1,3
<b>pH</b>	0,15	8,1 $\pm$ 0,2	8,2 $\pm$ 0,4	7,9 $\pm$ 0,2	7,9 $\pm$ 0,2
	1,15	8,0 $\pm$ 0,2	8,1 $\pm$ 0,3	7,9 $\pm$ 0,2	7,9 $\pm$ 0,1
	2,00	8,0 $\pm$ 0,2	8,1 $\pm$ 0,4	7,9 $\pm$ 0,2	7,9 $\pm$ 0,1
<b>OD (mg/L)</b>	0,15	1,2 $\pm$ 0,6	3,2 $\pm$ 0,8	1,0 $\pm$ 0,8	1,9 $\pm$ 0,5
	1,15	1,0 $\pm$ 0,6	3,0 $\pm$ 0,3	0,7 $\pm$ 0,5	1,4 $\pm$ 0,6
	2,00	1,0 $\pm$ 0,6	3,2 $\pm$ 0,7	0,4 $\pm$ 0,2	0,8 $\pm$ 0,4

Pela análise das Tabelas 11 e 12 observa-se que houve, em geral, um decréscimo nos valores obtidos para temperatura e OD, com o aumento da profundidade entre os substratos (no sentido superfície  $\rightarrow$  fundo), em ambos os reservatórios. Pode-se verificar também uma variação ao longo das estações do ano para essas variáveis.

A influência da variação média da temperatura externa para cada estação do ano pode ser evidenciada na variação da temperatura média do efluente, estando estes valores no intervalo entre 16 °C e 27 °C, durante todo o período da pesquisa. As maiores temperaturas foram registradas como esperado, na superfície dos reservatórios e durante o verão.

Barthel (2007) trabalhando com lagoas de alta taxa e de maturação, em bateladas localizadas em Concórdia (região oeste de Santa Catarina), para o polimento de dejetos suínos, apresentou temperaturas na faixa entre 13 °C e 21 °C, durante as estações de outono, inverno e primavera.



Observa-se uma redução na temperatura em R1, durante o Período I, sendo que ao longo das profundidades a amplitude térmica foi inexistente ou pouco significativa. Durante o Período II, em que o reservatório estava sob a influência das estações mais quentes, a temperatura aumentou gradativamente alcançando valores próximos à 27 °C.

A temperatura apresentou um pequeno intervalo de variação em R2, no Período I, o pequeno espaço amostral (n=4) na estação da primavera mostrou estar ainda sob a influência da estação anterior. Neste período, R2 não apresentou grande amplitude térmica, permanecendo a mesma condição de não estratificação observada em R1. No Período II, a influência das estações mais quentes foi verificada com o aumento significativo da temperatura, alcançando-se valores superiores à 27 °C.

O pH apresentou uma homogeneização aparente entre os estratos, em R1 e R2, durante todo o período da pesquisa, com valores superiores a neutralidade ( $\approx 8,0$ ). A elevação do pH está relacionada aos processos fotossintéticos (consumo de  $\text{CO}_2$  e liberação de íons hidroxila) (NUDOGAN & OSWALD, 1996), justificando os valores ligeiramente maiores na superfície quando comparados aos estratos mais profundos.

Os valores de OD, na sua maioria foram mais elevados próximo à superfície, em todas as estações, estando diretamente relacionado aos valores de pH e clorofila, evidenciando assim a fotossíntese como principal fonte de OD neste sistema. Os valores de oxigênio durante o período da pesquisa encontraram-se no intervalo de 0,4 mg/L a 3,0 mg/L.

A concentração de OD não apresentou grande variação durante o Período I em R1, ficando na faixa de 1,0-1,5 mg/L. Durante o Período II, a concentração de OD teve um pequeno aumento, certamente devido a estações mais quentes, variando de 0,5-2,0 mg/L.

Observou-se no Período I em R2, uma significativa elevação na concentração de OD, apresentando um intervalo de 1,0-3,0 mg/L, este fato deve-se possivelmente ao aumento da temperatura, o que ocasionou um aumento na produtividade da biomassa algal, como será verificado

mais adiante nas concentrações da variável clorofila nesta unidade. Já no Período II a concentração de OD decresce no início do monitoramento e aumenta na estação do verão, alcançando valores próximos à 2 mg/L.

A estratificação foi pouco acentuada nas duas unidades, mostrando uma maior homogeneização entre os estratos intermediário e fundo. Araújo (2007) que realizou medições ao longo da profundidade de uma lagoa de maturação no polimento de dejetos suínos, verificou maiores concentrações de OD no estrato superficial e uma homogeneização nos demais estratos (intermediário e fundo). Mesmo comportamento foi descrito por Zanotelli (2002) em lagoa facultativa com chicanas para tratamento de dejetos suínos.

As Tabelas B1 e B2 (**Apêndice B**) apresentam os resultados obtidos na aplicação do modelo estatístico ANOVA e o teste de Tukey, que tinham como objetivo verificar diferenças significativas ao longo das estações do ano, durante os períodos de monitoramento para as variáveis: temperatura (efluente), precipitação e radiação. A análise da Tabelas mostra que houve diferença estatisticamente significativa relevante ao longo das estações do ano durante os períodos de monitoramento, para todas as variáveis em análise, com exceção para R2 no Período I.

O outono foi a estação que apresentou menor índice pluviométrico. A estação do inverno teve como principais características: baixa temperatura e baixa radiação, quando comparadas às demais estações, com o segundo maior índice pluviométrico. Já o verão foi o que alcançou os maiores valores nas três variáveis, apresentando uma temperatura elevada e radiação duas vezes maior que na primavera, tendo ainda o maior índice pluviométrico das quatro estações.

#### **4.1.2 Estratificação térmica**

O modelo estatístico ANOVA foi aplicado nos dados obtidos nos períodos de monitoramento ao longo das estações, a fim de verificar diferenças significativas entre as profundidades amostrais (0,15m, 1,15m e 2,00m). Verificou-se, no entanto, ao nível de significância de 0,05 (5%), que os reservatórios não apresentaram diferenças

significativas entre as médias para a variável temperatura, ao longo das profundidades de coleta. O teste de Tukey foi novamente utilizado, agora analisando e comparando os valores médios encontrados para as profundidades amostrais. Os resultados da aplicação do teste estão apresentados na Tabela 14, sendo que resultados com mesma letra representam médias sem diferenças estatísticas significativas.

**Tabela 14: Comportamento da temperatura, ao longo das profundidades de coleta, durante monitoramento (Teste de Tukey).**

<b>Valores médios ao longo do monitoramento – Temperatura (°C)</b>					
<b>Reservatório 1</b>					
Profundidade (m)	Período I (n=45)		Período II (n=66)		
	OUT	INV	INV	PRI	VER
0,15	19,6a	16,2a	16,7a	23,4a	26,7a
1,15	18,0a	16,2a	16,9a	22,9a	26,4a
2,00	18,8a	16,2a	16,8a	22,8a	26,0a
<b>Reservatório 2</b>					
Profundidade (m)	Período I (n=45)		Período II (n=42)		
	INV	PRI	PRI	VER	
0,15	17,6a	17,6a	24,8a	27,3a	
1,15	17,2a	17,5a	23,9a	27,2a	
2,00	17,0a	17,4a	23,8a	26,9a	
Valores seguidos da mesma letra não diferem entre si, ao nível de 5% de significância pelo Teste de Tukey					

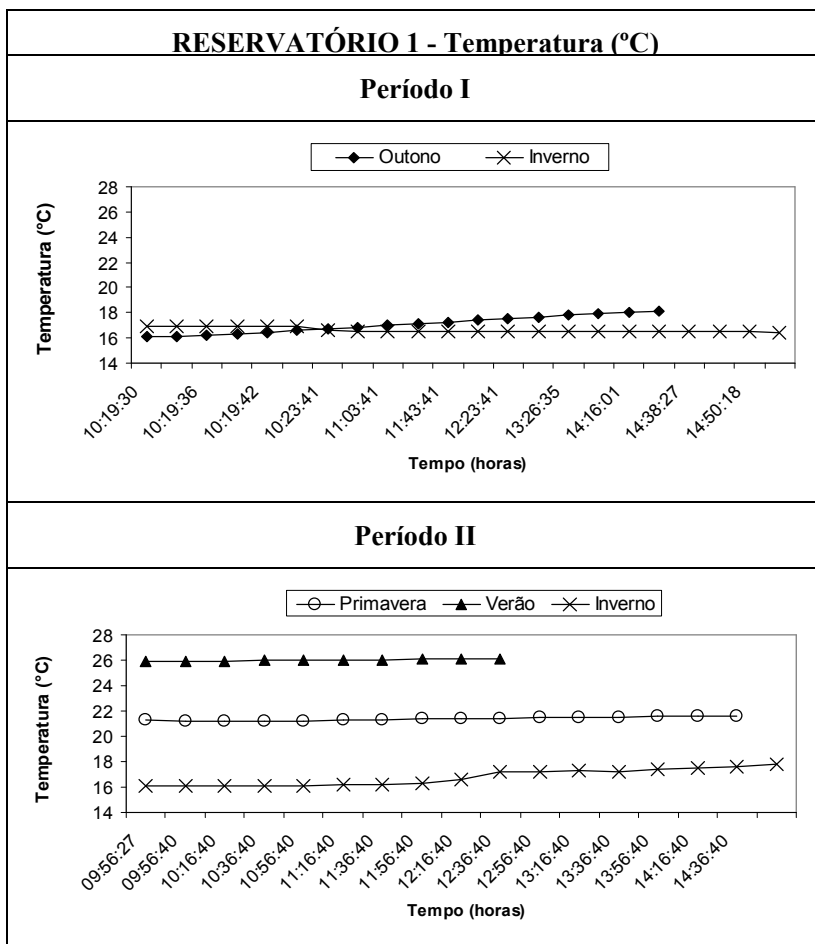
Pela análise da Tabela 14 pode-se concluir que não houve diferença estatisticamente relevante entre as profundidades amostrais ao longo das estações do ano, em ambos os reservatórios. Dessa forma, não foi possível confirmar uma estratificação térmica nestas unidades.

Apesar da grande diferença entre as profundidades de coleta ( $\approx 1,0$  metro), acredita-se que a pequena área superficial ( $\approx 4,50 \text{ m}^2$ ) de influência de cada ponto de coleta tenha contribuído para a não estratificação térmica. A disposição dos reservatórios na superfície, e não enterrados como comumente são encontrados, também pode ter contribuído para não estratificação, uma vez que as paredes dos reservatórios estão expostas totalmente aos raios solares, permitindo uma distribuição homogênea do calor ao longo da profundidade. No entanto, verifica-se na literatura que reservatórios com maiores dimensões são passíveis de formar estratos térmicos ao longo de sua profundidade principalmente no verão (CHIEN et al., 2009).

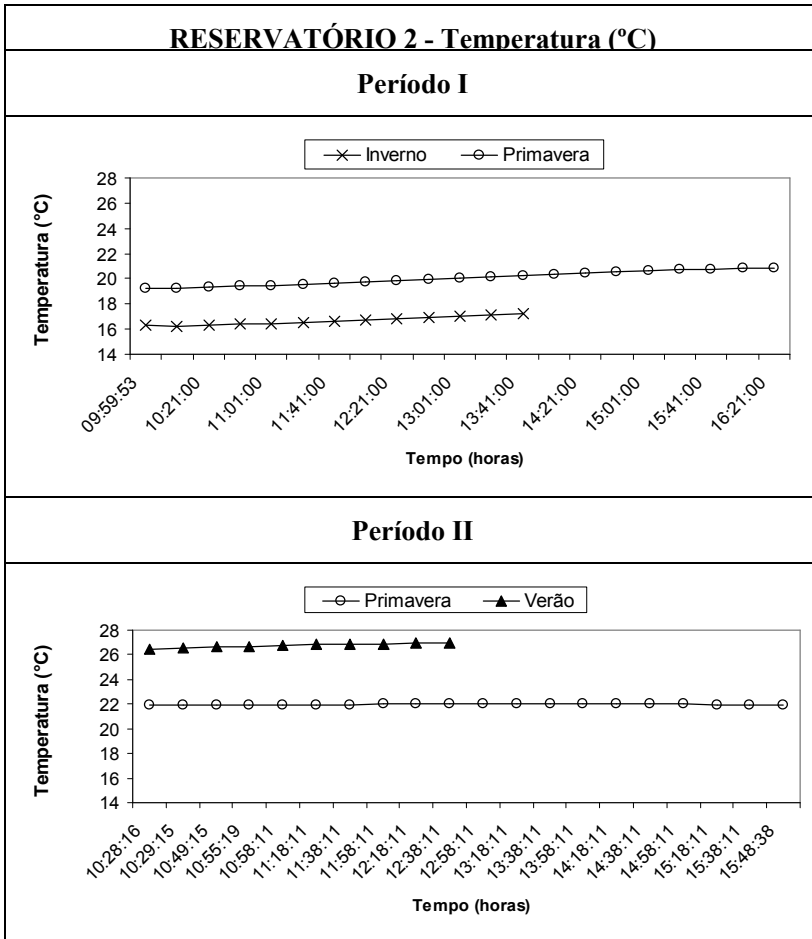
De acordo com Imteaz et al. (2009), a formação de camadas de estratificação diminui a temperatura superficial devido ao sistema de mistura proporcionado, o que traz como consequência a redução da atividade fitoplanctônica. No entanto, a não estratificação pode afetar o transporte de nutrientes e o deslocamento do fitoplâncton, afetando também as interações entre as espécies de microrganismos presentes nos reservatórios (HULOT & HUISMAN, 2004).

#### **4.1.3 Perfil horário**

As Figuras 10 e 11 apresentam as variações horárias da variável temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), em R1 e R2, respectivamente.



**Figura 10: Perfil Horário da Temperatura (°C) em R1**



**Figura 11: Perfil Horário da Temperatura (°C) em R2**

Pela análise das Figuras 10 e 11, observa-se que R1 e R2 apresentam uma amplitude térmica pouco significativa ao longo da manhã e início da tarde, em ambos os períodos de monitoramento.

R1 - Período I: No inverno percebe-se uma ligeira queda na temperatura a partir do início da tarde, intervalo de 1 °C aproximadamente. No outono observa-se um comportamento inverso, uma elevação da temperatura no final da manhã, com uma faixa de variação de 2 °C.

R1 - Período II: No inverno foi verificado um aumento na temperatura, no início da tarde com variação de 2 °C. Na primavera e no verão, a variável temperatura se manteve homogênea ao longo do monitoramento, atingindo valores de 21 °C e 26 °C, na primavera e no verão, respectivamente.

R2 - Período I: No inverno observa-se um aumento com intervalo de variação de 1 °C, com temperatura média de 17 °C. Na primavera também há um uma variação de 2 °C durante o período de coleta de dados, variando no intervalo de 19-21 °C.

R2 - Período II: Apenas no verão se observa um aumento da temperatura ao longo da manhã e início da tarde, ficando na faixa de 26-27 °C. Na primavera a temperatura manteve-se homogênea e igual a 22 °C, na data de coleta dos dados.

Quanto à condutividade (Figuras C1 e C2, **Apêndice C**), apresentou-se homogênea em todas as datas de monitoramento. Houve também a estabilização do efluente ao longo dos períodos de reservação, com a queda desta variável durante as estações do ano. Os menores valores de condutividade são percebidos principalmente nas estações mais quentes de primavera e verão, estando associado à estabilização do efluente nestes períodos. De acordo com Telles e Costa (2007), valores de condutividade estão associados à quantidade de íons dissolvidos na massa líquida, dentre estes estão os ácidos orgânicos, bases e sais.

Nas Figuras 12 e 13 estão apresentadas as variações horárias do pH, em R1 e R2, respectivamente.

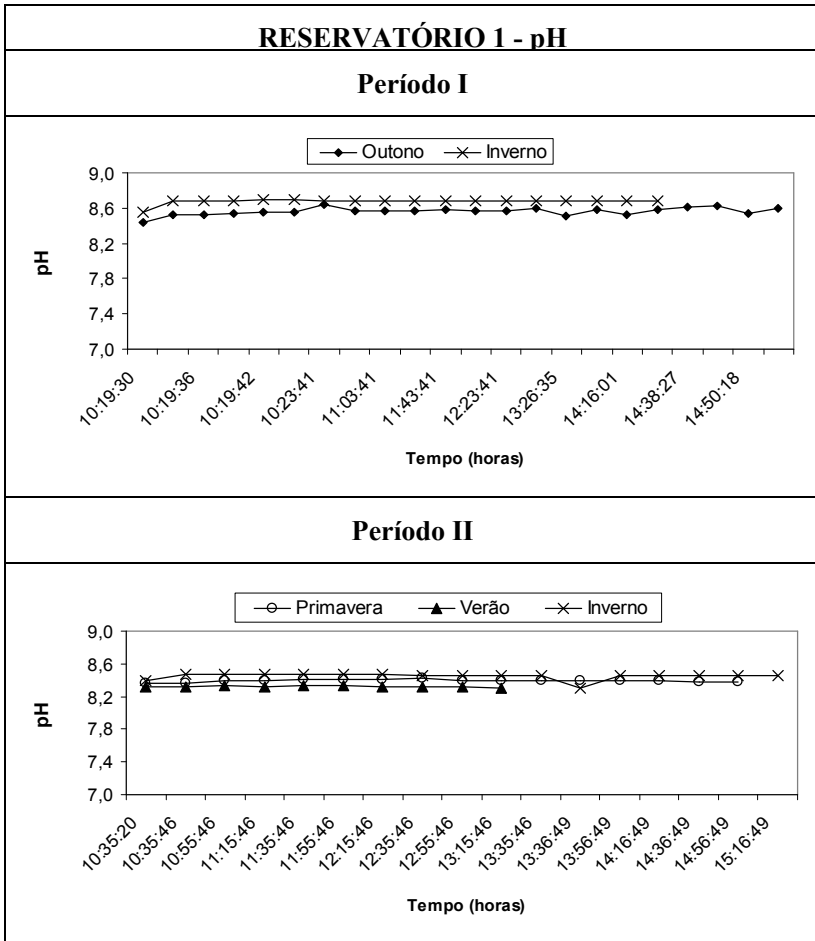
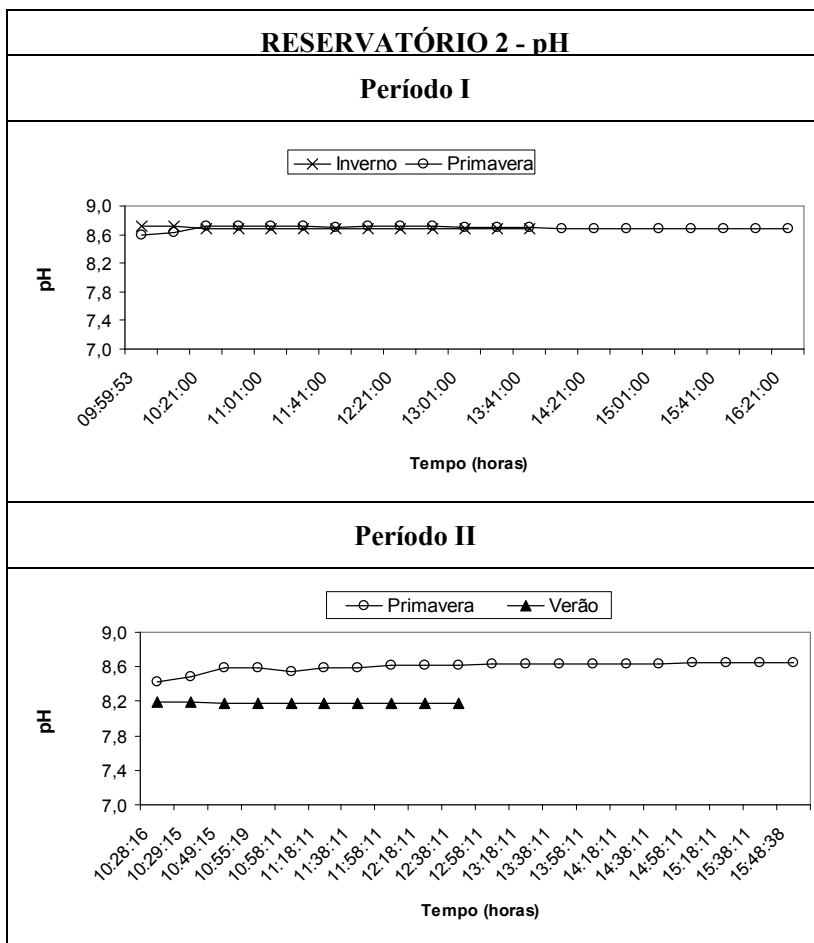


Figura 12: Perfil Horário do pH em R1





**Figura 13: Perfil Horário do pH em R2**

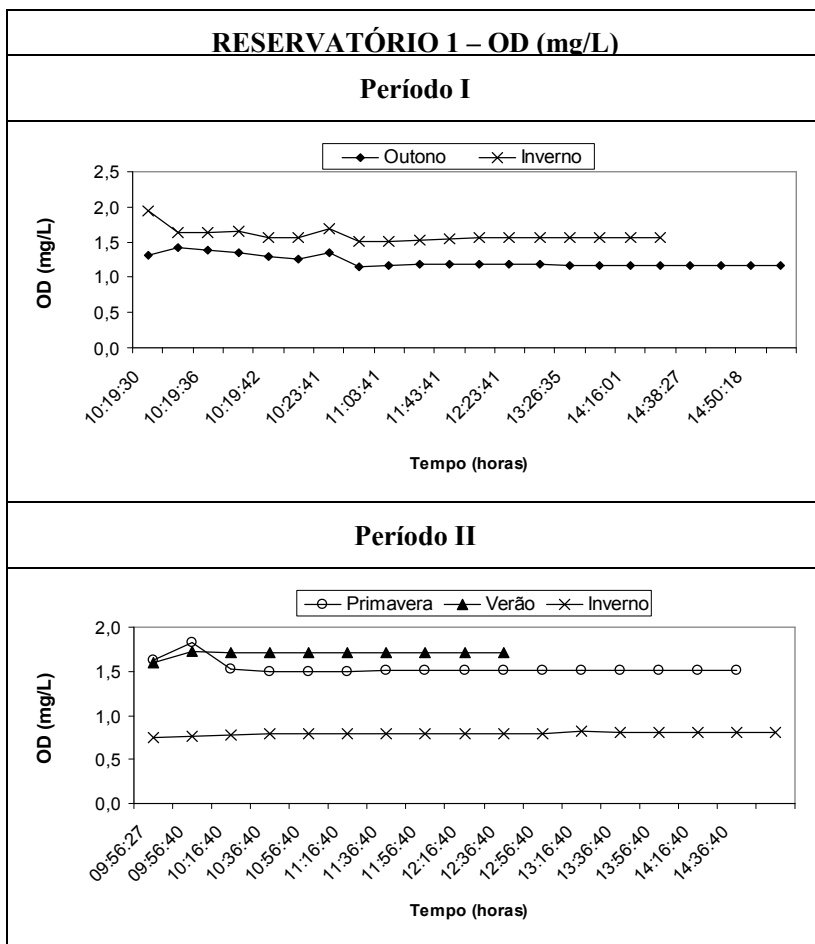
Durante o período de coleta dos dados, o pH apresentou uma pequena variação, estando entre 8-9, nas duas unidades de reservação. Nas estações de inverno e primavera ele apresentou valores máximos, ficando acima de 8,5. Possivelmente devido a maior atividade algal nestes períodos de monitoramento, durante o inverno em R1 (período I e II) e em R2 na primavera (período II).

Já na estação mais quente de verão foi onde ele apresentou os valores mais baixos, possivelmente devido a este período se caracterizar pelo final do ciclo de reservação, o efluente já se apresentava estabilizado, com pequena produtividade algal.

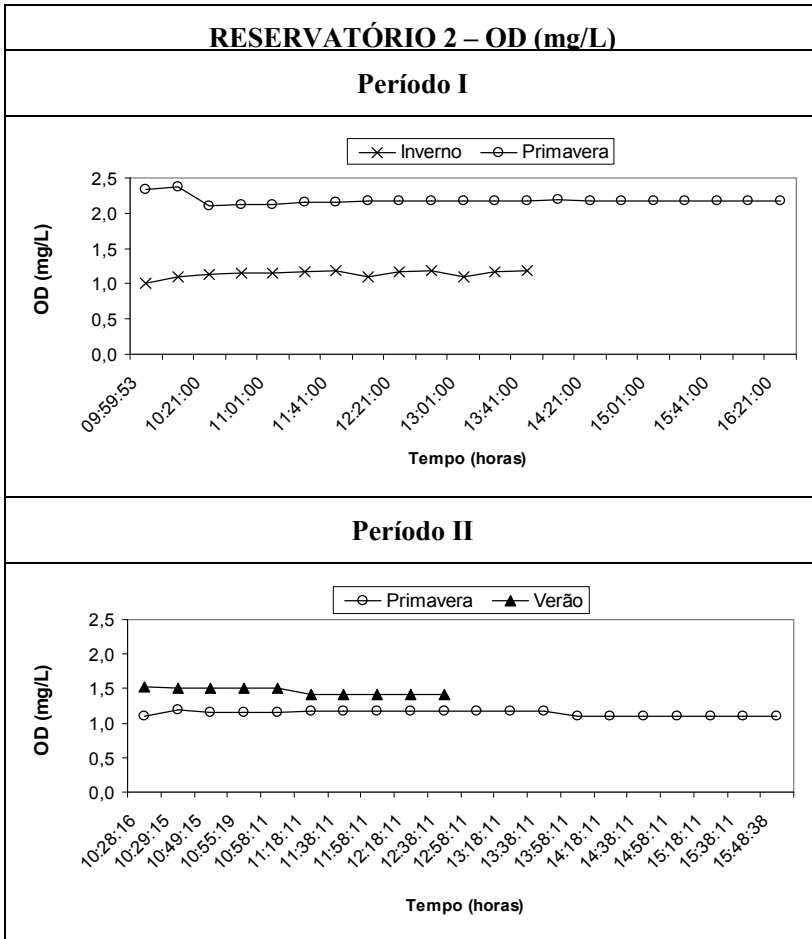
König (2000) relata que em lagoas de estabilização, a atividade fotossintética eleva o pH a valores próximos a 9,0 e mantém elevadas as concentrações de OD.

Segundo Von Sperling (2002), as algas contribuem para a elevação do pH devido à retirada de bicarbonatos e deslocamento do equilíbrio bicarbonato-carbonato. O  $\text{CO}_2$  pode diminuir muito durante as horas claras do dia, quando a atividade fotossintética das algas supera a respiração das bactérias. Como consequência, há a 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).

Nas Figuras 14 e 15 estão apresentadas as variações horárias observadas para OD, em R1 e R2, respectivamente.



**Figura 14: Perfil Horário do Oxigênio Dissolvido (mg/L) em R1**



**Figura 15: Perfil Horário do Oxigênio Dissolvido (mg/L) em R2**

No inverno, estação de temperaturas mais baixas, verificou-se as menores concentrações de OD, ficando entre 0,7 e 1,0 mg/L.

As estações de primavera e verão foram as que apresentam maiores concentrações de OD, devido às condições de clima mais favoráveis, como temperatura e fotoperíodo longo. A concentração de OD ficou entre 1,0 e 2,5 mg/L. Demonstrando a estabilização da biomassa algal,

promovendo a liberação de oxigênio na massa líquida, prevalecendo as condições de oxigenação pela fotossíntese algal nos reservatórios.

Pearson (2005) ressalta que o perfil vertical da fotossíntese algal e do OD em lagoas de estabilização varia com a carga aplicada. O OD pode chegar à supersaturação nos níveis mais superficiais durante as horas em que ocorre o pico de fotossíntese.

### **Síntese do perfil horário**

Os reservatórios de estabilização apresentaram uma característica tampão que impede picos de variações horárias nas variáveis monitoradas. Ao contrário do que foi reportado em outros estudos realizados com perfis horários em lagoas de estabilização, que apontam variações, principalmente, entre os períodos da manhã e da tarde.

Barthel (2007) trabalhando com lagoa de maturação no polimento de dejetos suínos, verificou maiores temperaturas no período da 15:30 horas, apresentando uma variação de 9 °C entre os períodos da manhã e tarde, com esta mesma condição verificada também nas concentrações de OD e nos valores de pH.

Araújo (2007) realizou o perfil horário em duas profundidade (0,10 m e 0,30 m) de uma lagoa de maturação no polimento de dejetos suínos, constatou variações horárias no estrato superficial para a variável temperatura e variações em ambos os estratos monitorados para as variáveis OD e pH.

Os resultados apresentados por Fernandes (2009) estudando uma lagoa de maturação no polimento de lixiviado de aterro sanitário, mostraram-se semelhantes ao deste estudo, em sua pesquisa, com exceção da variável temperatura, Fernandes reporta que as variações horárias para as variáveis pH, OD e condutividade foram pequenas. Entretanto, foram verificadas nesse estudo variações ao longo das profundidades da lagoa para um mesmo horário.

## 4.2 CAPACIDADE DE POLIMENTO DOS RESERVATÓRIOS

### 4.2.1 Remoção de matéria carbonácea

Na Tabela 15, encontram-se os valores das concentrações iniciais e finais obtidas durante o período de monitoramento, bem como a eficiência de remoção para as variáveis DQO (total e dissolvida),  $\text{DBO}_5$  (dissolvida) e carbono orgânico não purgável (CONP), em R1 e R2.

Tabela 15: Concentrações iniciais e finais das variáveis indicadoras de matéria carbonácea, em RI e R2.

Variáveis (mg/L)	Prof. Coleta (m)	Reservatório 1						Reservatório 2					
		Período I (OUT – INV)			Período II (INV – PRI – VER)			Período I (INV – PRI)			Período II (PRI – VER)		
		t <sub>0</sub>	119 dias	Ef. (%)	t <sub>0</sub>	190 dias	Ef. (%)	t <sub>0</sub>	121 dias	Ef. (%)	t <sub>0</sub>	128 dias	Ef. (%)
<b>DQO total</b>	0,15	1730	815	58	2133	475	1958	465	1385	485			
	1,15	2285	983	58	2118	493	1818	635	1418	493	66		
	2,00	2733	1025	58	2285	470	1683	590	1425	478			
<b>DQO dissolvida</b>	0,15	1308	680	48	1445	473	1848	440	1218	465			
	1,15	1423	788	48	1453	480	1715	555	1210	463	62		
	2,00	1825	900	48	1468	455	1658	558	1210	468			
<b>DBO<sub>5</sub> dissolvida</b>	0,15	308	102	52	470	70	262	98	312	60			
	1,15	248	160	52	458	66	278	182	390	60	85		
	2,00	280	132	52	446	62	266	152	342	36			
<b>CONP</b>	0,15	255	135	37	388	145	465	132	195	136			
	1,15	218	152	37	295	116	490	173	200	114	40		
	2,00	228	150	37	293	107	593	178	197	107			

Na Tabela 15 observa-se uma tendência de aumento gradativo nas concentrações ao longo da profundidade de coleta, ficando este fato mais facilmente observado ao final do período I de reservação, em R1 e R2, nas concentrações finais das variáveis.

Na avaliação do afluente (concentrações iniciais -  $t_0$ ) percebe-se que as unidades recebem uma carga orgânica variada com valores de DQO entre 1210 e 2733 mg/L, DBO entre 248 e 470 mg/L, e CONP entre 195 e 593 mg/L.

Pela análise dos dados, verifica-se que houve redução das variáveis. Quando comparados os períodos de reservação, percebe-se uma maior eficiência de remoção em R1 no período II. Esta maior estabilização do efluente pode estar associada as maiores concentrações de oxigênio dissolvido (Tabela 12) ao final deste período e ao maior tempo de reservação do efluente (6 meses).

Já no período I, R1 apresentou uma remoção na faixa de 50% de eficiência, para as variáveis relacionadas ao polimento de matéria orgânica.

As maiores concentrações iniciais de CONP em R1 no período II propiciaram uma maior eficiência de remoção, sendo que a concentração final esteve dentro de um mesmo intervalo de variação (100-150 mg/L) nos dois períodos de monitoramento.

Em R2, o primeiro período foi caracterizado por maiores concentrações iniciais das variáveis, com exceção para a  $DBO_{dissolvida}$ , onde as maiores concentrações iniciais foram observadas no período II, com uma remoção bastante satisfatória de 85%, chegando a concentrações finais de 36-60 mg/L. Nos dois períodos de reservação houve uma boa eficiência de remoção de matéria orgânica, superior a 60% para  $DQO_{total}$  e  $DQO_{dissolvida}$ .

Constatou-se que, nos dois reservatórios e em todos os períodos, a  $DQO_{total}$  foi maior que a  $DQO_{dissolvida}$ , evidenciando que os sólidos em suspensão (inclusive a biomassa algal) têm influência no aumento da  $DQO_{total}$ , este comportamento também foi reportado por Chen et al. (2002).

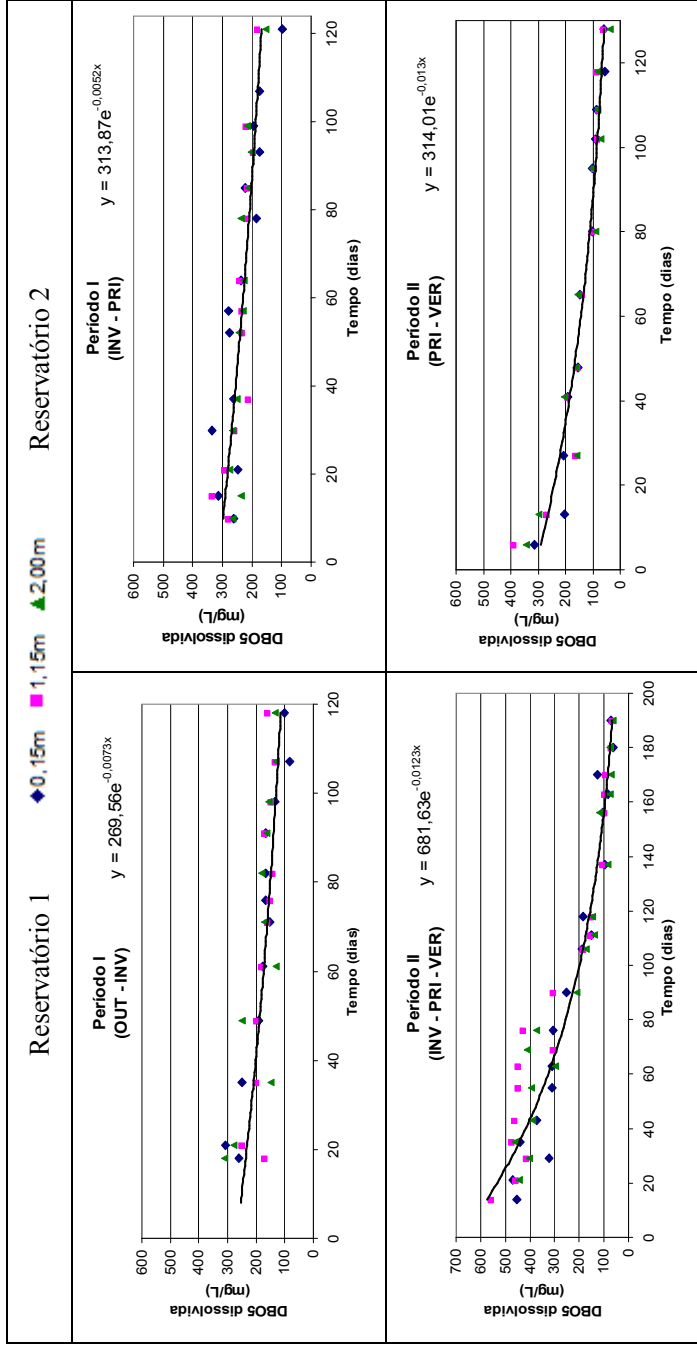


As maiores concentrações iniciais de CONP em R2 no período I propiciaram uma maior eficiência de remoção, sendo que a concentração final esteve em um mesmo intervalo de variação nos dois períodos de monitoramento.

Com relação à matéria orgânica, Gomes (2010) verificou eficiências 51% de remoção de  $\text{DBO}_5$  dissolvida; 33% de remoção de CONP; 25% de remoção de  $\text{DQO}_{\text{total}}$  e 22% de remoção de  $\text{DQO}_{\text{dissolvida}}$ , em um filtro de pedras em escala piloto, para o mesmo efluente deste estudo, proveniente da lagoa de maturação do sistema em escala real. Entretanto, Oliveira et al. (2007), utilizando filtro de pedras para o polimento do mesmo efluente do presente estudo, obteve remoção inferior a 5% para DQO.

Friedler et al. (2003) operando reservatórios em batelada no polimento de efluentes domésticos, observaram remoção superior a 80% para as variáveis DBO e DQO. Lopes et al. (2006) alcançaram elevada eficiência para remoção de matéria orgânica em reservatórios de estabilização no tratamento de efluentes domésticos com um tempo de reservação de 30 dias, apresentando remoção de 62% para DBO e 61% para DQO.

Na Figura 16 está apresentada a dispersão da variável  $\text{DBO}_5$  dissolvida em R1 e R2, ao longo dos períodos de monitoramento e nas três profundidades de coleta.



**Figura 16:** Concentrações de DBO<sub>5</sub> dissolvida em R1 e R2, nos períodos de monitoramento e nas três profundidades de coleta.

A análise dos gráficos apresentados na Figura 16 mostra que a remoção da DBO<sub>5</sub> dissolvida ocorreu principalmente até o 70º dia e 140º dia do monitoramento em R1, nos períodos I e II, respectivamente. Esta maior remoção verificada no início do período de reservação, principalmente no período II, pode ter sido em decorrência de elevadas temperaturas (Tabela 12), concentrações de nutrientes e biomassa do sistema (sólidos suspensos e clorofila *a*). Para R2, observou-se uma maior estabilização do efluente com o decaimento contínuo desta variável até o último dia de monitoramento, apresentando concentrações finais na faixa de 36-60 mg/L no período II.

A estratificação nas duas unidades, em geral, foi pouco acentuada caracterizando uma homogeneização aparente entre os estratos para DBO<sub>5</sub> dissolvida e para as demais variáveis indicadoras de matéria carbonácea (Figuras D1, D2 e D3, **Apêndice D**).

Na Tabela 16 estão apresentados os coeficientes de remoção (*k*) da variável DBO<sub>5</sub> dissolvida em R1 e R2, nos períodos de monitoramento.

**Tabela 16: Coeficientes de remoção (*k*) da variável DBO<sub>5</sub> dissolvida nos reservatórios de estabilização**

<b>Reservatório 1</b>	<b>Reservatório 2</b>
Período I (OUT - INV)	Período I (INV – PRI)
0,0073 d <sup>-1</sup>	0,0052 d <sup>-1</sup>
Período II (INV – PRI – VER)	Período II (PRI – VER)
0,0123 d <sup>-1</sup>	0,0130 d <sup>-1</sup>

Verificou-se, durante os meses estudados, baixos valores para os coeficientes de remoção da DBO<sub>5</sub> dissolvida, quando comparados aos valores típicos de *k* (0,12 – 0,24 d<sup>-1</sup>) para efluentes secundários (ARCEIVALA, 1981).

A influência da sazonalidade nas taxas de remoção desta variável foi observada nos reservatórios de estabilização, com um aumento nos coeficientes de remoção no período II de monitoramento.

Resultados semelhantes ao período II foram apresentados por Barthel (2007) e Araújo (2007), que trabalhando com lagoa de maturação no polimento de dejetos suínos verificaram coeficientes de remoção ( $k$ ) de  $0,0135 \text{ d}^{-1}$  e  $0,0159 \text{ d}^{-1}$ , respectivamente, na remoção de  $\text{DBO}_5$  dissolvida. Gomes (2010) verificou coeficiente de remoção de  $0,0145 \text{ d}^{-1}$  para esta variável, no polimento de dejetos suínos em uma lagoa-filtro.

### **Síntese da remoção carbonácea**

Os reservatórios de estabilização apresentaram resultados satisfatórios para a redução de matéria carbonácea. Considerando os dois períodos de monitoramento, percebe-se o efeito da sazonalidade na capacidade de remoção dos reservatórios, confirmado pelos coeficientes de remoção obtidos. O período II apresentou, em geral, maiores eficiências na remoção destas variáveis, superior a 60% para DQO (total e dissolvida) e superior a 80% para  $\text{DBO}_5$  dissolvida com concentrações finais na faixa de 36-70 mg/L para última variável.

Não foi evidenciada estratificação nas concentrações ao longo das profundidades de coleta, com exceção para R1 no período II, onde as maiores concentrações destas variáveis apresentaram flutuações entre os estratos de coleta, verificadas, principalmente, entre o início e o 80º dia de monitoramento.

#### **4.2.2 Remoção de nutrientes**

Os resultados das variáveis indicadoras de nutrientes são apresentados na Tabela 17, para R1 e R2, de acordo com a profundidade de coleta e ao longo dos períodos de monitoramento.

Tabela 17: Concentrações iniciais e finais das variáveis indicadoras de nutrientes, em R1 e R2.

Variáveis (mg/L)	Prof. Coleta (m)	Reservatório 1						Reservatório 2					
		Período I (OUT – INV)			Período II (INV – PRI – VER)			Período I (INV – PRI)			Período II (PRI – VER)		
		t <sub>0</sub>	119 dias	Ef. (%)	t <sub>0</sub>	190 dias	Ef. (%)	t <sub>0</sub>	121 dias	Ef. (%)	t <sub>0</sub>	128 dias	Ef. (%)
NTK	0,15	823	224		711	134		627	207		448	123	
	1,15	728	291	65	521	140	77	666	190	63	521	123	74
	2,00	588	235		566	134		773	370		448	118	
N-NH <sub>4</sub>	0,15	594	280		610	118		588	112		386	73	
	1,15	594	408	31	582	101	82	582	190	70	330	78	80
	2,00	577	520		594	101		577	224		409	73	
Fósforo total	0,15	55	32		100	32		103	20		45	12	
	1,15	59	31	43	105	32	70	78	33	73	42	13	68
	2,00	81	48		105	30		68	25		36	14	

Em relação aos compostos de nitrogênio, observa-se um bom desempenho na remoção em R1, principalmente no período II, cujas eficiências foram superiores a 70%. Neste mesmo período, foi verificado que os valores de N-NH<sub>4</sub> apresentaram-se maiores do que os valores encontrados para NTK (Figura E1, **Apêndice E**), isso foi possível devido à interferência da biomassa algal, uma vez que a concentração de amônia foi determinada em amostras não centrifugadas.

Observa-se, em R1, um pequeno decréscimo na concentração inicial dos compostos nitrogenados, conforme o aumento da profundidade de coleta, apresentando uma homogeneização aparente entre os estratos superfície (0,15 m) e meio (1,15 m), nas concentrações iniciais durante o período I, e maior variação nas concentrações finais. Essa mesma homogeneização é verificada no segundo período, entretanto nos estratos meio (1,15 m) e fundo (2,00 m).

Para o fósforo as maiores concentrações iniciais em R1 foram registradas no período II, de 100-105 mg/L, o que acabou determinando uma maior eficiência de remoção (70%), contudo as concentrações finais verificadas nos dois períodos foram muito semelhantes, entre 30 e 48 mg/L.

Em R2, as maiores concentrações iniciais de nutrientes foram registradas no período I, apresentando uma homogeneização aparente entre os estratos de coleta. Ao longo do período de monitoramento houve o decaimento das concentrações remanescentes de nutrientes, com diferentes concentrações finais entre os estratos e remoção superior a: 63% para NTK e 70% para amônia. As concentrações de fósforo, durante o monitoramento, continuaram apresentando a mesma condição de homogeneização aparente entre os estratos de coleta (Figura E2, **Apêndice E**). Nesta unidade foram verificadas as menores concentrações finais de fósforo total, com eficiências de remoção de 73% e 68%, nos períodos I e II, respectivamente.

A remoção do fósforo reativo está baseada na combinação da assimilação da biomassa e na precipitação de fosfato em condições de pH alto (9-11) (NUDOGAN & OSWALD, 1996). Os valores obtidos para o pH ficaram próximos a 8,0 nos dois reservatórios (Tabelas 12 e

13) não sendo suficiente para promover este mecanismo de remoção, dessa forma a remoção encontrada para R1 e R2 foi devido principalmente à assimilação algal. Silva (1996) relata que a remoção efetiva de fósforo, em uma lagoa de alta taxa em bateladas no polimento de dejetos suínos, foi possível somente quando o pH da lagoa elevou-se a valores acima de 9,0, apresentando eficiência de 61% e concentração média final de 28 mg/L.

Athayde (2005), operando reservatórios em escala experimental, com bateladas de 30-50 dias, apresentou baixa remoção de fósforo, com valores entre 10 e 30%, para efluente doméstico.

Araújo (2007) registrou maiores eficiências na remoção de nutrientes durante o monitoramento de uma lagoa de maturação no polimento de dejetos suínos, na estação de outono, com valores de eficiências e concentrações finais de: 60% e 127 mg/L para NTK, 70% e 64 mg/L para amônia e 40% e 52 mg/L para fósforo.

Barthel (2007) obteve remoções de 64% para amônia, 46 % para NTK e 28% para fósforo em lagoa de maturação no polimento de dejetos suínos.

Buelna et al. (2008) apresentaram eficiências de 75% na remoção de NTK utilizando biofiltros no polimento de dejetos suínos, verificando uma concentração final de 500 mg/L.

Gomes (2010) apresentou eficiências de 22%, 6% e 12%, na remoção de fósforo, amônia e NTK, com filtro de pedras no polimento de dejetos suínos, verificando concentrações finais de 28 mg/L de fósforo, 343 mg/L de amônia e 462 mg/L de NTK.

As concentrações de nitrito e nitrato, quantificadas via cromatografia iônica durante os períodos de reservação em R1 e R2, foram desprezíveis ou inexistentes, mostrando que as principais formas de redução dos compostos nitrogenados foram possivelmente a assimilação algal e a sedimentação.

Na Figura 17 está apresentada a dispersão da variável amônia ( $\text{N-NH}_4$ ) ao longo do monitoramento em R1 e R2.

Analisando-se os gráficos da Figura 17, no período I (R1 e R2), pode-se perceber que o decréscimo da variável amônia se processa de forma mais lenta entre o início e o 70º dia de monitoramento, onde ocorreu apenas cerca de 20% de remoção desta variável, sendo que os 50 dias finais do monitoramento foram responsáveis por mais da metade da eficiência total verificada nas duas unidades. Isto foi possível, provavelmente, devido ao aumento da biomassa algal, evidenciado pelo crescimento da concentração de clorofila *a* após 75 dias de ensaio, principalmente em R2 (Figura 19), determinando o maior rendimento na remoção de nutrientes ao final do período de reservação.

As variações de nitrogênio, ilustradas nas Figuras 17 (N-NH<sub>4</sub>) e E1 (NTK) (**Apêndice E**), evidenciam novamente a sazonalidade como um dos principais fatores de influência na capacidade de remoção dos reservatórios, quando se analisa o decréscimo contínuo dessas variáveis e as concentrações finais verificadas em cada período de monitoramento.



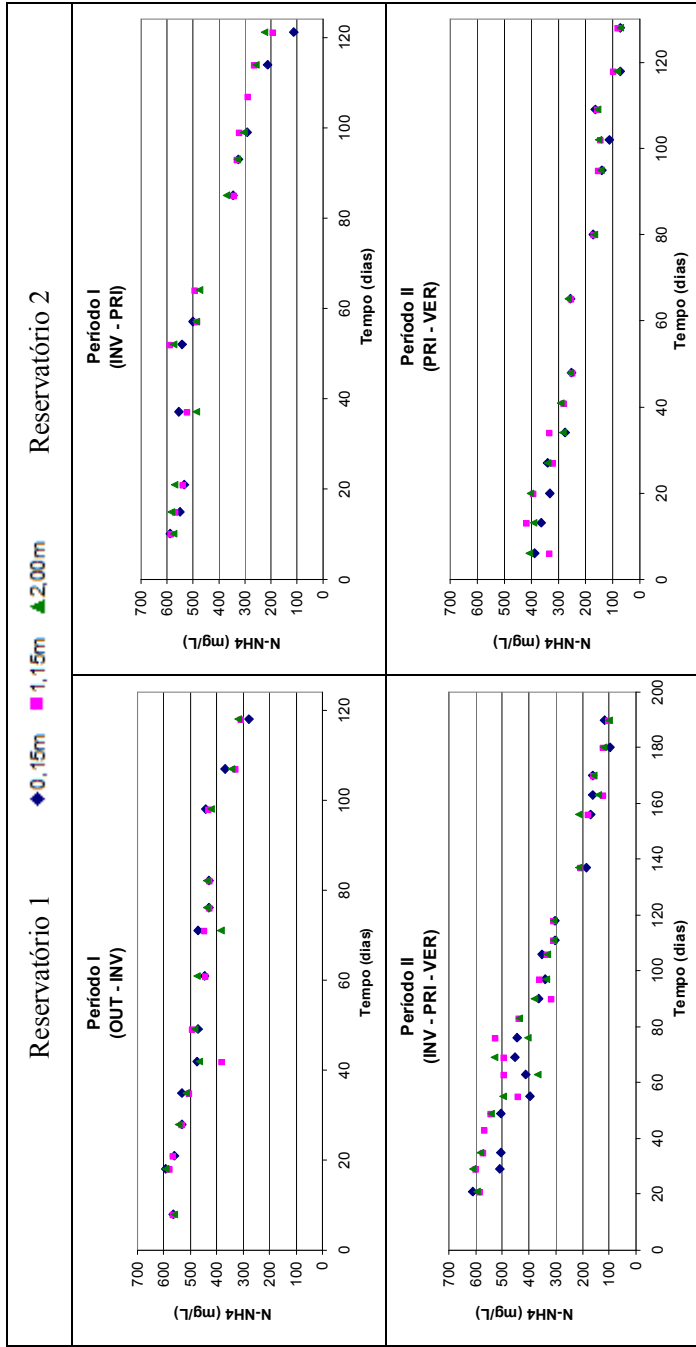


Figura 17: Concentrações de N-NH<sub>4</sub> em R1 e R2, nos períodos de monitoramento e nas três profundidades de coleta.

### **Síntese da remoção de nutrientes**

Os reservatórios apresentaram-se eficientes na remoção de nutrientes. Quando comparados os rendimentos, entre os períodos de monitoramento, percebe-se uma maior estabilização do efluente no período II, com valores superiores a 70% de eficiência, estando este fato relacionado a sazonalidade verificada no final do monitoramento, ou seja, a forte influência das estações primavera e verão.

O mesmo comportamento, quanto à estratificação, já verificado no item **4.2.1** em R1 período II, foi observado na remoção de nutrientes, com os demais períodos apresentando homogeneização aparente entre os estratos.

#### **4.2.3 Remoção sólidos suspensos, clorofila *a* e coliformes**

As concentrações iniciais e finais dos sólidos suspensos, da clorofila *a*, Coliformes totais e *E.coli* para cada profundidade amostral em R1, são apresentadas na Tabela 18.

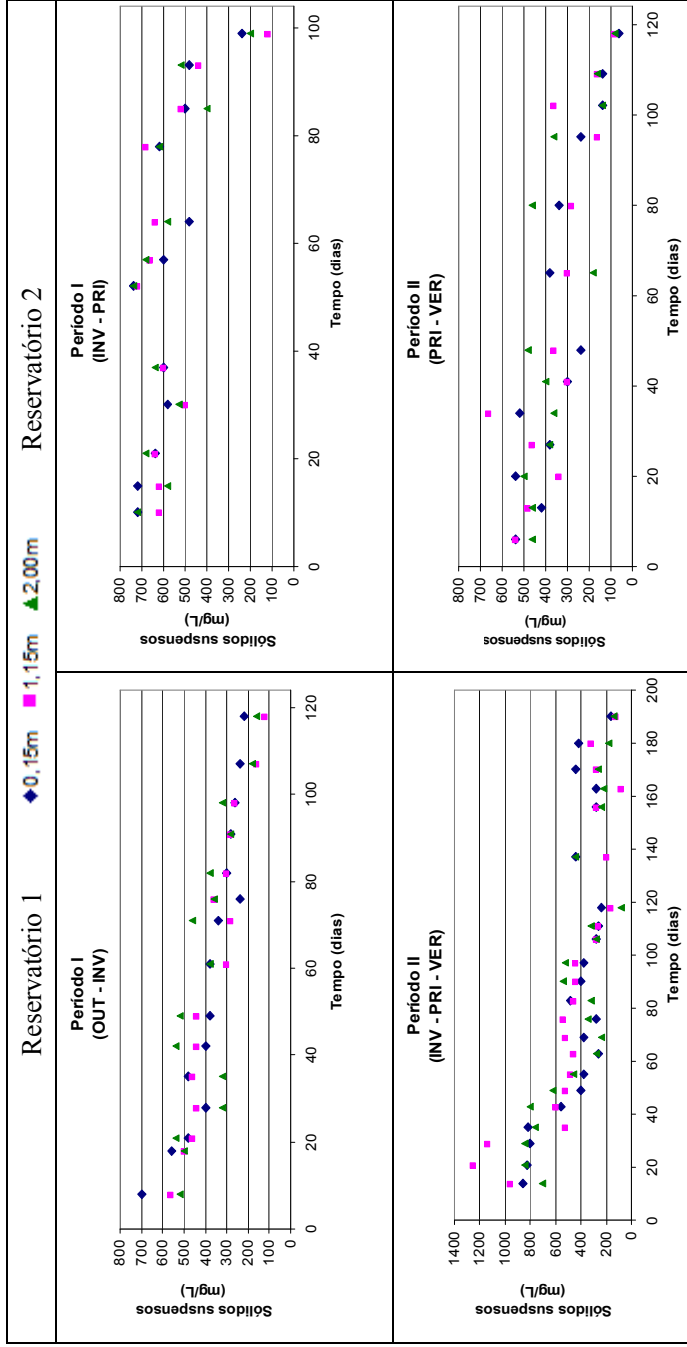
Nas Figuras 18 e 19 estão apresentadas as dispersões dos sólidos suspensos e da clorofila *a* ao longo do monitoramento em R1 e R2.

Tabela 18: Concentrações iniciais e finais das variáveis sólidos suspensos, clorofila *a* e coliformes, em R1 e R2.

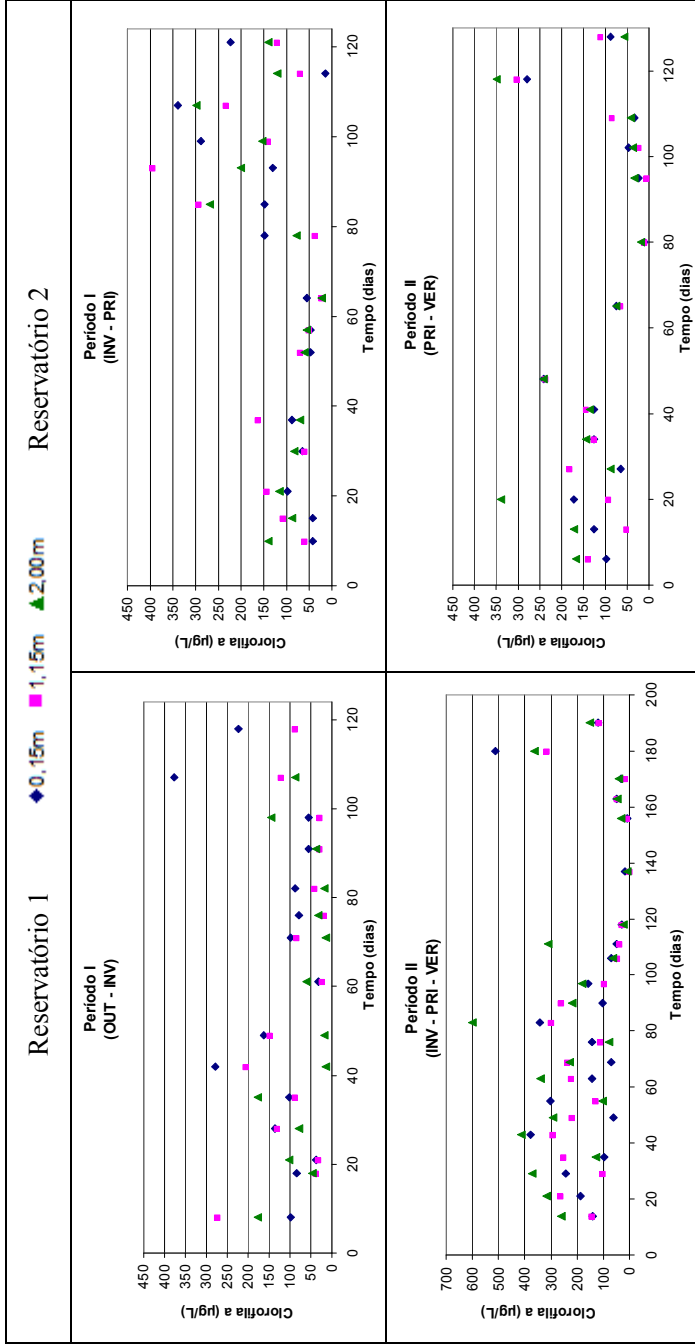
Variáveis	Prof (m)	Reservatório 1						Reservatório 2					
		Período I (OUT – INV)			Período II (INV – PRI – VER)			Período I (INV – PRI)			Período II (PRI – VER)		
		t <sub>0</sub>	119 dias	Ef. %	t <sub>0</sub>	190 dias	Ef. %	t <sub>0</sub>	121 dias	Ef. %	t <sub>0</sub>	128 dias	Ef. %
<b>Sólidos Suspensos (mg/L)</b>	0,15	700	220	72	860	160	83	720	240	73	540	60	86
	1,15	560	120	72	960	120	83	620	120	73	540	80	86
	2,00	520	160		700	140		720	200		460	80	
<b>Clorofila <i>a</i> (µg/L)</b>	0,15	98	223		140	121		42	223		98	88	
	1,15	273	88	NV*	144	116	28	61	121	NV*	140	112	37
	2,00	177	88		260	153		140	140		168	56	
<b>Coliformes Totais (NMP/100mL)</b>	1,15	2 x 10 <sup>6</sup>	1 x 10 <sup>4</sup>	99	8 x 10 <sup>5</sup>	5 x 10 <sup>3</sup>	99	2 x 10 <sup>6</sup>	6 x 10 <sup>3</sup>	99,9	2 x 10 <sup>5</sup>	2 x 10 <sup>4</sup>	90
<b><i>E. coli</i> (NMP/100mL)</b>	1,15	6 x 10 <sup>4</sup>	ND*	99,99	6 x 10 <sup>3</sup>	ND*	99,99	1 x 10 <sup>4</sup>	ND*	99,99	1 x 10 <sup>4</sup>	ND*	99,99

NV\*-não verificada

ND\*- não detectado



**Figura 18: Concentrações de Sólidos suspensos em R1 e R2, nos períodos de monitoramento e nas três profundidades de coleta.**



**Figura 19:** Concentrações de Clorofila *a* em R1 e R2, nos períodos de monitoramento e nas três profundidades de coleta.

Os sólidos suspensos, em R1, apresentaram uma tendência decrescente para as concentrações iniciais em todos os estratos monitorados. Já as concentrações finais apresentaram-se maiores no estrato superior e no mais profundo.

Segundo Von Sperling (2002), em sistemas de lagoas, os sólidos suspensos apresentam-se em grande parte constituídos por algas e bactérias. Esta presença do plâncton promove o aumento dos sólidos suspensos, justificando desta forma a ocorrência de maiores valores no estrato superior (onde preferencialmente encontravam-se os grupos fitoplanctônicos) e o elevado valor de sólidos suspensos no estrato mais profundo (onde são preferencialmente encontrados os grupos bacterioplanctônicos).

Observa-se pela análise da Tabela 18, que no segundo período de monitoramento durante os meses de primavera e verão, R1 apresentou maiores eficiências de remoção de sólidos suspensos. As eficiências de remoção foram de 72% e 83%, nos períodos I e II, respectivamente, com concentrações finais no intervalo de 100-200 mg/L.

A remoção de sólidos em suspensão não era esperada, devido a proliferação de algas, principalmente no período I em R1 e R2, mas as condições indicam que houve um processo de remoção de sólidos, por sedimentação, que superou o incremento de sólidos da biomassa algal, apresentando eficiências superiores a 70% e decaimento contínuo dessa variável (Figura 18).

Para variável clorofila *a* não foi verificada eficiência de remoção no período I, em R1 e R2, uma vez que esta apresentou valores mais elevados ao final do período de monitoramento. Mara et al. (1996) também verificaram um aumento na concentração de clorofila *a* durante o período de reservação em um reservatório de estabilização tratando efluente doméstico. Segundo estes mesmos autores, a biomassa algal total em termos de concentração de clorofila *a* em reservatórios de estabilização é geralmente inferior à encontrada em lagoas facultativas, os valores variam entre 180-400 µg/L.

A clorofila *a*, em R1 no período I, mostrou-se com maiores concentrações na superfície, quando analisados comparativamente aos demais estratos durante o monitoramento, possivelmente por este local ser o de maior incidência luminosa, onde preferencialmente se localizam os grupos fitoplanctônicos (fotossintetizantes). Já no segundo período, verificaram-se pequenas eficiências de remoção de 28% e 37%, para R1 e R2, respectivamente. Sendo que neste período as maiores concentrações foram verificadas preferencialmente no estrato mais profundo (Figura 19).

A remoção de coliformes, em R1, foi bastante satisfatória durante todos os períodos de monitoramento, com remoções superiores a 1 unidade log. Para a variável *E.coli*, não foram detectadas concentrações após 60 dias de reservação no período I e 40 dias no período II (Figura 20).

Em R2, as eficiências de remoção de Coliformes totais (CT) e *E.coli* foram sempre maiores que 1 unidade log. O período I apresentou a melhor eficiência de remoção entre os períodos estudados: 3 unidades log para CT e 4 unidades log para *E.coli*. Este período apresentou também a menor concentração de coliformes totais no final do monitoramento, igual a  $6 \times 10^3$  NMP/100mL.

Buelna et al. (2008), utilizando biofiltros para o polimento de dejetos suínos, apresentaram eficiência superior a 80% para remoção de sólidos suspensos, obtendo um efluente final com 200 mg/L.

Gomes (2010) apresentou uma remoção máxima de 48% de sólidos suspensos totais e 88% para clorofila *a*, alcançando uma concentração final de 188 mg/L e 20 µg/L, em um filtro de pedras utilizado no polimento de dejetos suínos, e verificou um baixo desempenho na remoção de CT e *E.coli*, as concentrações finais apresentaram-se  $\geq 10^4$  NMP/100mL.

Lopes et al. (2006) obtiveram uma remoção de 2 a 3 unidades log para coliformes totais e *E.coli*, alcançando concentrações finais de  $10^3$  NMP/mL em reservatórios com efluente doméstico.

Estrada e Hernández (2002) utilizaram lagoas em série no tratamento de dejetos suínos totalizando 34 dias de retenção hidráulica, apresentaram

uma concentração final de sólidos suspensos de 81 mg/L, e alcançaram remoções de coliformes de 95, 93 e 58%, para as três lagoas em série, com concentração final de 28 NMP/100mL.

Araújo (2007) obteve remoção de coliformes inferior a 1 unidade log, em lagoa facultativa aerada e de maturação. Este comportamento foi atribuído à elevada concentração de sólidos suspensos nas lagoas, que desfavorece a incidência de raios solares na coluna d'água.

Mara et al. (1996) apresentaram concentrações finais de coliformes fecais inferiores a  $10^2$  NMP/100mL em 30 dias de armazenamento, em reservatório de estabilização com efluente doméstico.

Resultados semelhantes ao deste estudo quanto à remoção de coliformes, foram apresentados por Mohedano et al. (2010), que observaram remoção de 99% para *E.coli*, em lagoas com lemnáceas no polimento de dejetos suínos.

### **Síntese da remoção de sólidos suspensos, clorofila *a* e coliformes**

As concentrações de clorofila *a* mostraram-se, na maioria das observações, inferiores às concentrações típicas para reservatórios de estabilização (180-400 µg/L), com exceção ao período II em R1, onde se observou um grande intervalo de tempo ao longo da reservação com concentrações superiores a 180 µg/L.

Os reservatórios apresentaram-se como excelentes unidades de desinfecção, com resultados bastante expressivos na remoção de Coliformes totais com eficiência superior a 90% e concentrações *E.coli* não foram detectadas, já na primeira metade dos períodos de reservação, apresentando eficiência de 99,99% de remoção. Fator importante na remoção dessas variáveis é o pH, que com valores entre 9,0 e 9,5 é letal para *E.coli*. Mantendo-se este valor, deve haver uma remoção efetiva. No presente trabalho o pH médio ficou em torno de 8,0 (Tabelas 11 e 12), não apresentando influência na remoção de coliformes.

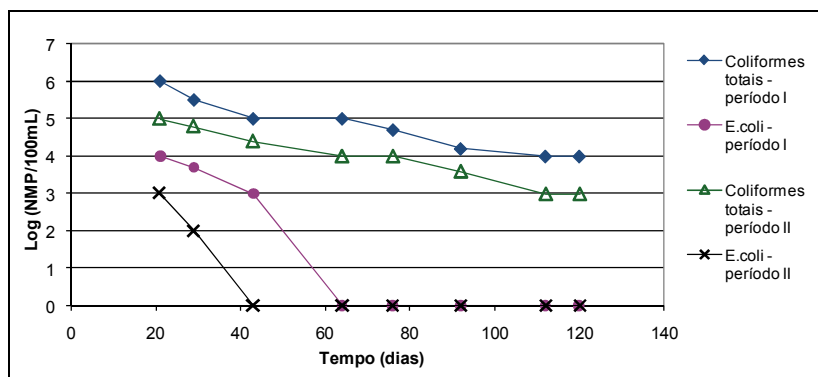


## 4.3 POSSIBILIDADES DE REUSO DO EFLUENTE

### 4.3.1 Irrigação

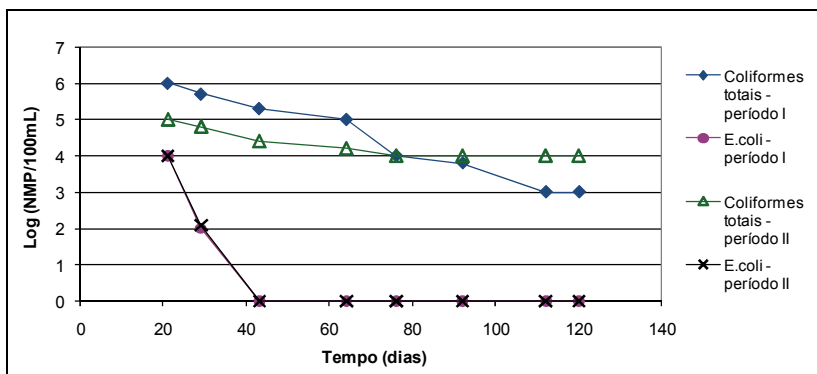
#### 4.3.1.1 Qualidade microbiológica do efluente

Em relação à qualidade microbiológica do efluente, as concentrações de Coliformes totais e *E.coli* ao longo dos períodos de monitoramento estão apresentadas nas Figuras 20 e 21. As concentrações finais de *E.coli* mostraram-se dentro dos limites recomendados pela OMS para irrigação irrestrita (até  $10^3$  NMP *E.coli*/100mL), e foram alcançadas com um tempo de reservação inferior a 60 dias nos dois reservatórios.



**Figura 20: Decaimento das variáveis Coliformes totais e *E.coli*, em R1.**

Na Figura 20 visualiza-se a dinâmica da concentração de Coliformes totais e *E.coli* em R1, durante os períodos de reservação. Ao final de 120 dias de reservação a concentração de Coliformes totais era cerca de  $1,0 \times 10^4$  NMP/100mL e  $5,0 \times 10^3$  NMP/100mL nos períodos I (out – inv – ver) e II (pri – ver), respectivamente, apresentando uma redução de duas unidades logarítmicas de magnitude. Para *E.coli*, não foi detectada concentração desta variável com 60 dias de reservação no período I, e com apenas 30 dias já era verificada a mesma condição no segundo período de monitoramento.



**Figura 21: Decaimento das variáveis Coliformes totais e *E.coli*, em R2.**

Em R2, como mostra a Figura 21, as variáveis Coliformes totais e *E.coli* alcançaram duas e quatro unidades log de remoção, respectivamente, no período I (inv – pri), com concentrações finais para Coliformes totais de  $6,0 \times 10^3$  NMP/100mL no período I (inv – pri) e  $2,0 \times 10^4$  NMP/100mL no período II (pri – ver). Após 30 dias de reservação não foi detectada a concentração de *E.coli*, permanecendo constante essa concentração até o final dos períodos monitorados.

Keraita et al. (2008) verificaram em lagoas de estabilização com efluentes domésticos que coliformes termotolerantes apresentam um decréscimo exponencial, com altas taxas nos primeiros dias de armazenamento, tornando-se mais lentas ao longo do período de retenção. Observação similar também foi verificada por Athayde-Junior et al. (2000) em reservatórios profundos com efluentes domésticos.

A estabilização microbiológica do efluente apresentou alto rendimento nos dois reservatórios, ficando explícito nas concentrações finais e na eficiência de remoção das variáveis Coliformes totais e *E.coli*.

Athayde (2005), trabalhando com reservatórios no nordeste brasileiro, obteve eficiência de remoção para coliformes fecais de 99,9%. Friedler et al. (2003), operando reservatórios em sistemas contínuos no polimento de efluentes domésticos, obtiveram concentrações finais de

coliformes fecais ( $10^3$  a  $10^4$  NMP/100mL) superiores às recomendadas pela OMS para efluentes utilizados na irrigação.

Mota (2000) realizou estudos com esgoto doméstico tratado na irrigação de culturas agrícolas, suas principais constatações foram: a aplicação de esgoto tratado aumenta a fertilidade do solo; e as superfícies de frutas e legumes podem ser contaminadas diretamente durante a irrigação ou através do contato com solo, por isso a necessidade de atendimento às recomendações da OMS quanto à qualidade microbiológica do efluente.

Macauleya et al. (2006) utilizando cloração e ozônio na desinfecção de dejetos suínos de lagoas de estabilização alcançaram uma redução de 3 a 4 unidades log, apresentando concentrações finais de  $10^4$  e  $10^3$  NMP/100mL para coliformes totais.

Na Tabela 19 estão apresentados os coeficientes de decaimento ( $k_b$ ) das variáveis Coliformes totais e *E.coli* em R1 e R2, nos períodos de monitoramento.

**Tabela 19: Coeficientes de decaimento ( $k_b$ ) das variáveis Coliformes totais e *E.coli* nos reservatórios de estabilização**

Variáveis	Reservatório 1	Reservatório 2
	Período I (OUT – INV)	Período I (INV – PRI)
Coliformes totais	0,0649 d <sup>-1</sup>	0,0759 d <sup>-1</sup>
<i>E.coli</i>	0,2142 d <sup>-1</sup>	0,4187 d <sup>-1</sup>
	Período II (INV – PRI – VER)	Período II (PRI – VER)
Coliformes totais	0,0506 d <sup>-1</sup>	0,0419 d <sup>-1</sup>
<i>E.coli</i>	0,1606 d <sup>-1</sup>	0,4187 d <sup>-1</sup>

O comportamento da cinética de remoção bacteriana nos reservatórios foi semelhante ao reportado por Arceivala (1981), que afirma que a taxa de mortalidade é mais rápida em ambientes com maiores concentrações de microrganismos. Os maiores coeficientes foram verificados no

período I, onde justamente foram identificadas concentrações maiores de organismos (Figuras 20 e 21).

Resultados próximos ao deste estudo foram verificados por Gomes (2010) no polimento de dejetos suínos em uma lagoa-filtro, com coeficientes de decaimento bacteriano ( $k_b$ ) de  $0,0602 \text{ d}^{-1}$  para Coliformes totais. Araújo (2007) trabalhando com lagoa de maturação no polimento de dejetos suínos obteve coeficientes menores, com  $0,0144 \text{ d}^{-1}$  e  $0,0348 \text{ d}^{-1}$ , para Coliformes totais e *E.coli*, respectivamente.

#### 4.3.1.2 Razão de adsorção de sódio do efluente

Na Tabela 20 estão sintetizados os resultados das variáveis de interesse para avaliação do efluente visando seu reuso em irrigação agrícola. A condutividades elétrica (CE) e razão de adsorção de sódio (RAS) foram calculadas a partir das Equações 1 e 2 apresentadas anteriormente no item 2.4.1.2. Os riscos de salinização e sodificação foram determinados com base no diagrama esquemático para classificação das águas de irrigação, mostrado na Figura 4.

A concentração média de sólidos dissolvidos totais foi menor no período II tanto em R1 quanto em R2, resultando em menores valores de condutividade elétrica nestas unidades ( $3371 \mu\text{S/cm}$  em R1 e  $2863 \mu\text{S/cm}$  em R2) e, conseqüentemente, menos restrições de uso do efluente para a irrigação agrícola.

O efluente do sistema de tratamento de dejetos suínos, bem como o efluente dos reservatórios de estabilização, possuem elevada concentração de sólidos dissolvidos totais (sais), acarretando elevados valores de condutividade elétrica (CE) entre 2000 a  $5000 \mu\text{S/cm}$ . Nos esgotos urbanos tratados, geralmente, são verificados valores de CE em torno de  $1000 \mu\text{S/cm}$ , o que resulta em baixos riscos e menores restrições quanto ao seu reuso (BENEVIDES, 2007; KONIG et al., 1997).

**Tabela 20: Concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT), condutividade elétrica (CE), razão de adsorção de sódio (RAS) e riscos de salinização e sodificação do solo, em cada período de monitoramento, em R1 e R2.**

Unidade	Período	SDT (mg/L) Média±DP	CE (µS/cm)	RAS (n≥4)	Salinização	Risco Sodificação
<b>R1</b>	I (out – inv) (n=45)	2393±115	3739	6,9	Muito alto	Médio
	II (inv – pri – ver) (n=66)	2157±225	3371	6,0	Muito alto	Médio
<b>R2</b>	I (inv – pri) (n=45)	2922±212	4565	6,8	Muito alto	Médio
	II (pri – ver) (n=42)	1833±202	2863	4,3	Muito alto	Baixo

O efluente em R1 apresentou risco muito alto de sanilização e médio de sodificação nos períodos I e II. Oliveira (2008), estudando filtro de pedras para polimento de dejetos suínos, obteve resultados semelhantes, com valores de RAS e CE iguais a 7,0 e 3600  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , respectivamente, com o efluente enquadrado na mesma categoria de risco para o solo. O mesmo risco foi observado por Gomes (2010), no polimento de dejetos suínos em filtro de pedras, com RAS de 6,5 e CE de 3160  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Em R2 foi verificado risco muito alto de sanilização e médio de sodificação no período I. Para o período II, o risco de sanilização foi muito alto com baixo risco de sodificação. Gomes (2010) utilizando lagoa-filtro no polimento de dejetos suínos, apresentou efluente com mesmos riscos verificados em R2.

Bernardo (1995) afirma que a água de alta salinidade (CE entre 250 e 750  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) ou muito alta salinidade (CE entre 2250 e 5000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) pode ser usada na irrigação agrícola apenas em solos com boa drenagem e com plantas com tolerância a sais. As águas de alta salinidade devem ser usadas apenas ocasionalmente, em solos muito permeáveis, devendo ser aplicado excesso de água na irrigação para ocorrer lixiviação.

A água com risco baixo de sodificação do solo pode ser usada na irrigação em quase todos os solos. Já o manejo da água com risco médio de sodificação exige cuidados na aplicação. O solo deve ser de textura grossa, ou solo orgânico com boa permeabilidade, devendo ser evitado seu uso em solos de textura fina (BERNARDO, 1995).

Benevides (2007), estudando efluentes de lagoas de estabilização para irrigação agrícola de forrageiras registrou um valor de condutividade elétrica igual a 781  $\mu\text{S}/\text{cm}$  e RAS igual a 5,3, em média, indicando pequeno risco de salinização do solo.

Leal et al. (2009) utilizando efluente doméstico tratado na cidade de Lins-SP, para a irrigação da cana-de-açúcar, com valores de RAS de 10,9 e condutividade elétrica de 840  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , constataram um aumento na sodificação do solo com o uso contínuo do efluente na irrigação, no entanto, não verificaram diferenças neste aumento quanto comparado às diferentes quantidades de efluente aplicado. Os autores obtiveram bons

resultados de crescimento das plantas (cana-de-açúcar) irrigadas com o efluente, e concluíram que a irrigação com esgoto tratado não deve ser usada para suprir 100% da demanda de água da planta e devem ser respeitadas técnicas adequadas.

Comin et al. (2007), avaliando os efeitos de adubação prolongada com dejetos suínos e com fertilizante mineral (uréia) sobre a qualidade do solo e sobre o rendimento das culturas de aveia e milho, verificaram acidificação do solo com adubação química (uréia). Além disso, observaram que o rendimento da aveia não apresentou diferenças significativas entre os tratamentos, mas para o milho os tratamentos com dejetos suínos e com adubação química foram similares e superiores à testemunha sem adubação.

Os reservatórios não promoveram uma melhora efetiva na qualidade do efluente em termos de condutividade elétrica e RAS, os menores valores de CE encontrados no período II de monitoramento, são decorrentes das menores concentrações de sólidos dissolvidos totais verificadas no afluente destas unidades no início do período de reservação. Assim, em relação ao solo, os efluentes destas unidades de polimento têm potencial para serem utilizados em irrigação agrícola, respeitando, porém, os critérios mencionados de drenagem e escolha da espécie vegetal.

#### 4.3.1.3 Concentração de cloretos no efluente

Na Tabela 21 são apresentadas as concentrações médias de cloretos encontradas no efluente dos reservatórios durante os períodos monitorados.

A concentração de cloretos foi alta em todos os períodos, principalmente em R2 no período I com concentração superior a 300 mg/L. Os reservatórios não foram capazes de promover uma remoção efetiva desse íon. A menor concentração foi verificada também em R2 durante o segundo período monitorado, inferior a 200 mg/L.

As concentrações elevadas de cloretos são decorrentes do tipo de ração usada na alimentação dos suínos, que é composta de sal (NaCl), para

favorecer a palatibilidade e suprir as necessidades nutricionais (EMBRAPA, 2006).

**Tabela 21: Concentração de cloretos (mg/L), em R1 e R2 nos períodos de monitoramento.**

Unidade	Período	Cloretos (mg/L) Média±DP
R1	I (out – inv) (n=45)	283±80
	II (inv – pri – ver) (n=66)	249±31
R2	I (inv – pri) (n=45)	324±29
	II (pri – ver) (n=42)	192±23

Segundo Mota et al. (2007), o grau de restrição do uso de efluentes na irrigação, conforme a concentração de cloretos, está condicionado ao tipo de irrigação utilizado, conforme apresentado na Tabela 6. O efluente dos reservatórios apresentou um grau de restrição para uso de “*ligeira à moderada*” tanto para irrigação por superfície quanto por aspersão.

Para Usepa e Usaid (2004), teores de 99 mg/L de cloretos na água de irrigação não acarretam nenhum efeito prejudicial, acima de 99 mg/L podem causar algumas deficiências nas culturas, enquanto que teores acima de 351 mg/L podem acarretar problemas graves. Nesse sentido, o efluente dos reservatórios pode ser utilizado na irrigação de maneira controlada, de forma a não exceder a capacidade de tolerância da cultura agrícola.

### 4.3.2 Uso não potável

#### 4.3.2.1 Concentração de amônia no efluente

Para o aproveitamento do efluente tratado na limpeza das instalações, o mesmo não deve oferecer risco à saúde animal. A recomendação Occupational Safety and Health Administration dos Estados Unidos –



OSHA, citada por Donham et al. (2006), que se aplicada a este caso, refere-se à concentração de gás amônia no ambiente de criação dos suínos. A utilização do dejetos tratado, neste caso, poderia representar risco caso ocorra sua transferência do líquido (dejetos) para o ar.

O efluente dos reservatórios apresentou concentrações finais de amônia variando entre 70-520 mg/L. Estas são concentrações elevadas, porém sob as condições de pH encontradas ( $\approx 8,0$ ), a possibilidade de ocorrer volatilização de amônia é pequena. Segundo Reis e Mendonça (2009), o percentual de volatilização da amônia não-ionizada (tóxica) varia de acordo com o pH e a temperatura. Para temperaturas entre 20 e 30 °C e pH de 8,0 tem-se valores percentuais de amônia não-ionizada compreendidas entre 3,82 e 7,46%.

#### 4.3.2.2 Coliformes no rio X coliformes efluente

Na avaliação da qualidade microbiológica, foram realizadas análises pontuais da qualidade da água do rio Cachoeirinhas em dois locais, a montante e a jusante da propriedade suinícola em estudo, para efeito de comparação com os valores encontrados no efluente. Os resultados são apresentados na Tabela 22.

**Tabela 22: Concentrações de coliformes da água do rio Cachoeirinhas (análise pontual) e do efluente do pós-tratamento de dejetos suínos.**

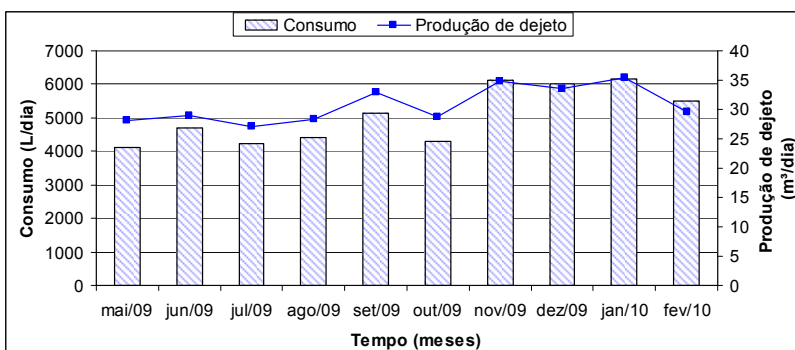
<b>LOCAL</b>	<b>Coliformes totais (NMP/100mL)</b>	<b><i>E.coli</i> (NMP/100mL)</b>
Rio Cachoeirinhas (montante da propriedade)	$7 \times 10^4$	$3 \times 10^4$
Rio Cachoeirinhas (jusante da propriedade)	$9 \times 10^4$	$3 \times 10^4$
R1 Período I (out – inv)	$1 \times 10^4$	ND*
R1 Período II (inv – pri – ver)	$5 \times 10^3$	ND*
R2 Período I (inv – pri)	$6 \times 10^3$	ND*
R2 Período II (pri – ver)	$2 \times 10^4$	ND*

A água do rio apresentou concentrações de Coliformes totais e *E.coli* superiores às obtidas no pós-tratamento, da ordem de  $10^4$ , indicando a contaminação do rio. Deste modo, verificado o grau de poluição do rio por coliformes, a utilização da água do rio na limpeza das instalações da granja representaria, no período em que foi realizada a análise (abril de 2009), um risco maior do que a utilização do efluente tratado nos reservatórios de estabilização.

Considerando-se as condições de trabalho e manejo dos resíduos realizados atualmente, onde o trabalhador tem contato direto com o animal e com o dejetos, o uso do dejetos tratado na lavagem grosseira é viável, pois não representaria um risco à saúde animal e dos trabalhadores maior do que aquele associado às atividades de manejo e limpeza das unidades de confinamento.

#### 4.3.2.3 Consumo de água utilizada na limpeza

Na Figura 22 é apresentado o consumo de água diário utilizado para a limpeza das unidades de recria e terminação que representam dois terços da população animal da propriedade. Estes valores estão associados à produção média diária de dejetos na propriedade.



**Figura 22: Consumo diário de água utilizada na limpeza das unidades de confinamento e produção média diária de dejetos.**

Pela análise da Figura 22 pode-se constatar que o consumo diário de água sempre esteve superior a 4000 L/dia, sendo que os maiores valores foram registrados nas estações quentes (primavera e verão), alcançando volumes superiores à 6000 litros diários. Verificou-se uma correlação

positiva ( $r=0,915$ ) entre a produção de dejetos e o consumo de água para limpeza, nos meses de maior produção foram registrados também os maiores volumes de água utilizados.

O consumo de água por animal foi em média 2,5 L/animal.dia, este resultado é bastante elevado, quando comparado ao levantamento realizado nas propriedades em Portugal, nas quais o consumo médio, de água para limpeza, por animal na fase terminação foi de 1,2 L/dia (ADISA, 2006).

#### 4.4 CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA ALGAL E MICROBIANA

##### 4.4.1 Análise qualitativa

A diversidade de algas, nos reservatórios, foi estudada pela identificação dos microorganismos presentes nas amostras coletadas em três diferentes profundidades.

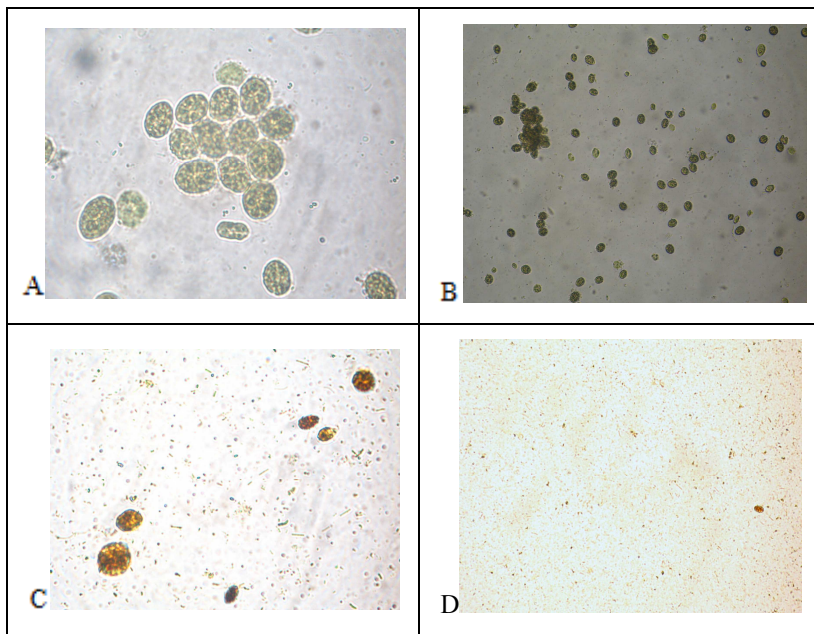
Nos reservatórios foi encontrada uma comunidade fitoplanctônica de baixa diversidade, composta apenas por dois gêneros: *Chlamydomonas* e *Chlorellas*. A presença de diferentes comunidades fitoplanctônicas na depuração de efluentes depende principalmente da carga orgânica. Quando a água é altamente poluída, somente o desenvolvimento de algumas espécies é possível (BRANCO, 1986).

Os gêneros flagelados como *Chlamydomonas*, são predominantes em condições de alta carga, apresentando grande tolerância à ambientes contaminados, uma vez que suportam ambientes ricos em matéria orgânica em decomposição (PEARSON, 2005). Dentre outras adaptações seletivas, a motilidade destes organismos, caracteriza excelente vantagem adaptativa, pois possibilita a movimentação ao longo da coluna d'água, conforme as condições de luz e nutrientes.

Para König et al. (1987), *Chlorella* é uma alga que possui tolerância inerente às altas concentrações de amônia, tolerando concentrações de 56 mg/L de amônia (forma não ionizada) e de 140 mg/L de nitrogênio amoniacal, em pH 9,0. Para Zulkifli (1992) e Bassères (1990), esta alga apresenta fácil adaptação e tolerância à salinidade, pH, temperatura,

concentração de amônia e também permite boa eficiência na depuração de efluentes. A temperatura ótima para o desenvolvimento de *Chlorella* é de 20 °C (OSWALD, 1988).

Na Figura 23 são apresentadas imagens destes organismos encontrados nos reservatórios de estabilização.



**Figura 23: Gêneros de algas presentes nos reservatórios de estabilização. Chlamydomonas: A (400X) e B (200X). Chlorellas: C (400X) e D (200X).**

Zanotelli et al. (2002) observaram 13 gêneros e 10 espécies de algas na biomassa planctônica em lagoas facultativas usadas no tratamento de dejetos suínos. As algas verdes foram as que apresentaram a maior riqueza de espécies, tendo a *Chlorella* como espécie mais abundante. Sevrin-Reyssac et al. (1995) observaram a proliferação dos seguintes grupos de algas: *Chlorella sp*, *Scenedesmus sp*, *Oocystis sp*, *Chlamydomonas sp*, *Ankistrodesmus sp*, em sistemas de lagoas com dejetos suínos.

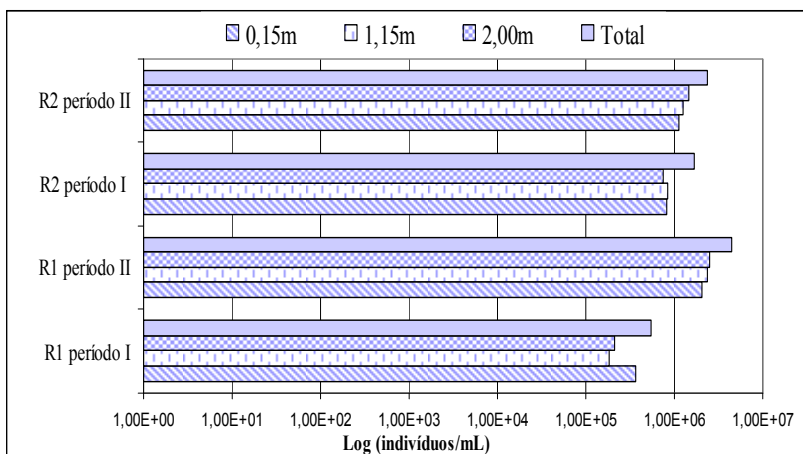
*Chlorella sp* foi a espécie de alga dominante relatada nas pesquisas efetuadas por Barthel et al. (2008), Costa et al. (2006) e Gomes (2010),

em diferentes tipos de lagoas (facultativa, maturação, alta taxa, lagoa-filtro), mostrando-se altamente resistente às variações de carga e às oscilações sazonais.

Estudos sobre a diversidade algal em reservatórios de estabilização no nordeste brasileiro identificaram 29 diferentes gêneros de algas, os mais dominantes foram *Chlamydomonas*, *Chlorella*, *Euglena*, *Pyrobotrys*, *Scenedesmus* e *Oscillatoria* (ATHAYDE, 2005).

#### 4.4.2 Análise quantitativa

Os resultados obtidos com a análise quantitativa da biomassa algal, utilizando a Câmara de Sedgewick-Rafter e contagem microscópica, são apresentados na Figura 24, para os reservatórios R1 e R2. O gráfico representa o número total de organismos fitoplanctônicos e o número de organismos presentes nas 3 diferentes profundidades de coleta (superfície 0,15m; meio 1,15m e fundo 2,00m), durante os períodos de monitoramento (I e II).



**Figura 24: Contagem de células algais em R1 e R2.**

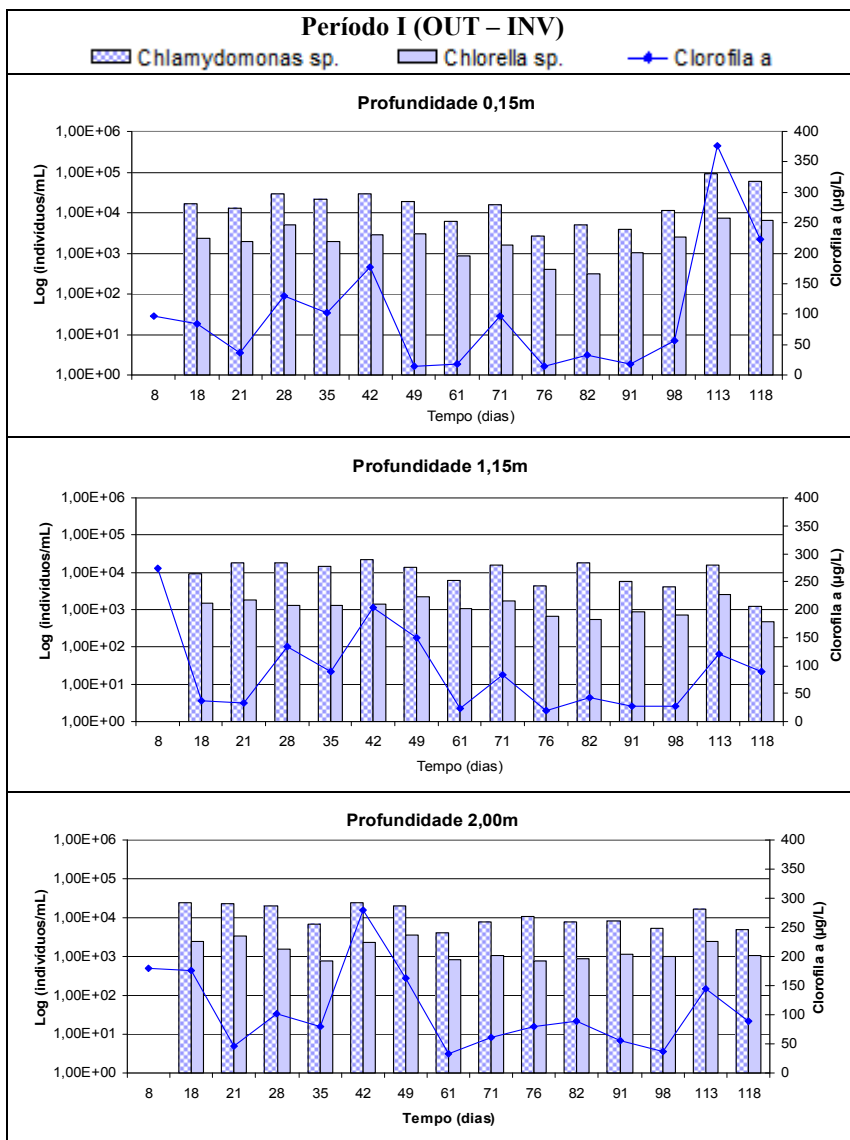
Verifica-se que as algas estiverem presentes em todos os períodos e nas três profundidade de coleta, em uma concentração superior a  $10^5$  indivíduos/mL. O período de maiores concentrações foi o período II, caracterizado pela influência das estações mais quentes de primavera e

verão, com maiores temperaturas e radiação solar. Neste período, em ambas as unidades (R1 e R2), os indivíduos contabilizados separadamente nas camadas de coleta apresentavam-se superiores a  $10^6$  indivíduos/mL.

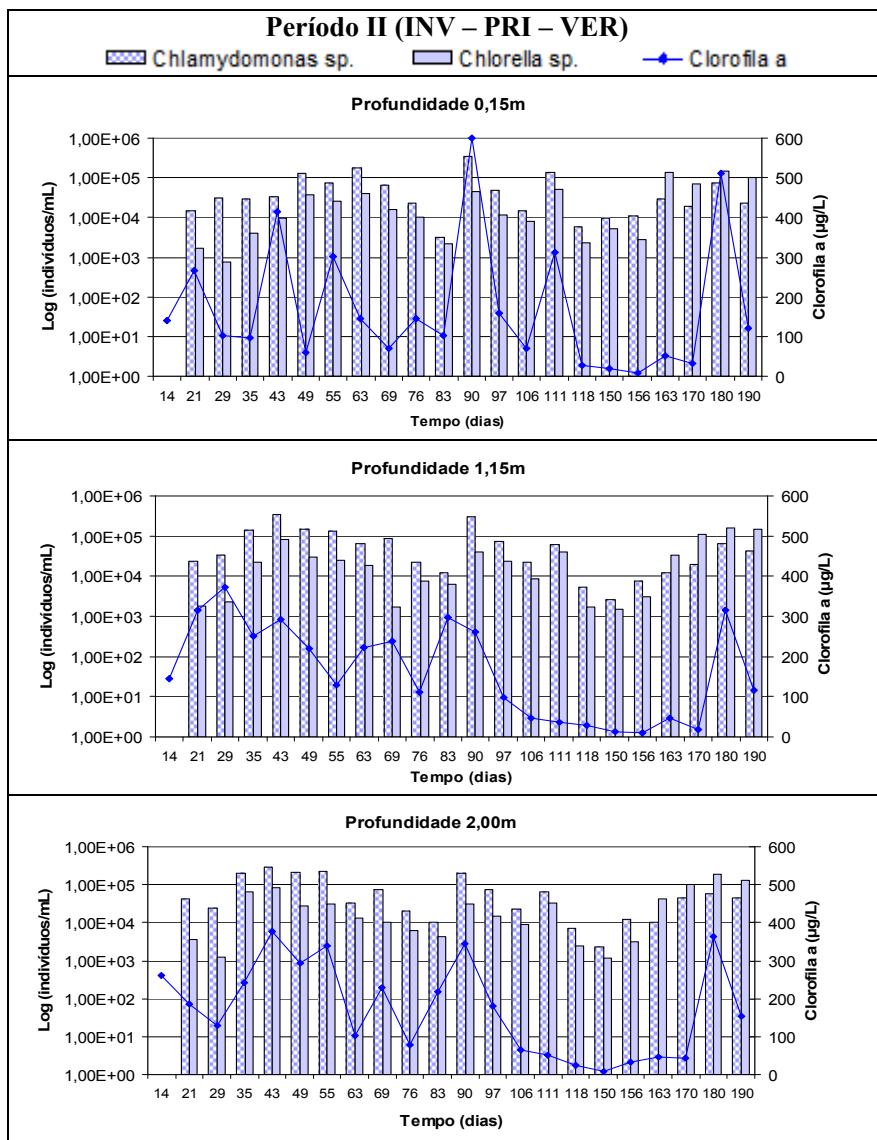
Maizonave et al. (2005) apresentaram um número total de organismos de  $10^3$  a  $10^4$  (org/mL) no reservatório de Lomba do Sabão (RS), com uma DBO5 de 391 mg/L. Cruz et al. (2005) obteve valores entre 0 e  $8 \times 10^6$  ind/mL em lagoas de estabilização com esgoto doméstico e DQO de 400 mg/L. Zanotelli (2002) trabalhou com lagoa facultativa no tratamento de dejetos suínos e verificou uma densidade total de  $10^{11}$  ind/mL.

Comportamentos diferenciados, quanto à distribuição de organismos ao longo da profundidade, pode ser observado na Figura 24 somente em R1 no período I, onde se nota uma maior concentração de indivíduos na camada superficial (0,15 m) do reservatório. No entanto, nos demais períodos a distribuição apresenta-se aparentemente homogênea, com diferenças pouco significativa entre os estratos de coleta.

Em relação aos dois gêneros de indivíduos identificados nos reservatórios, nas Figuras 25 a 28 estão apresentadas as distribuições desses organismos em R1 e R2, nas diferentes profundidades de coleta, ao longo dos períodos de monitoramento, relacionando ainda com a concentração de clorofila *a* ( $\mu\text{g/L}$ ).

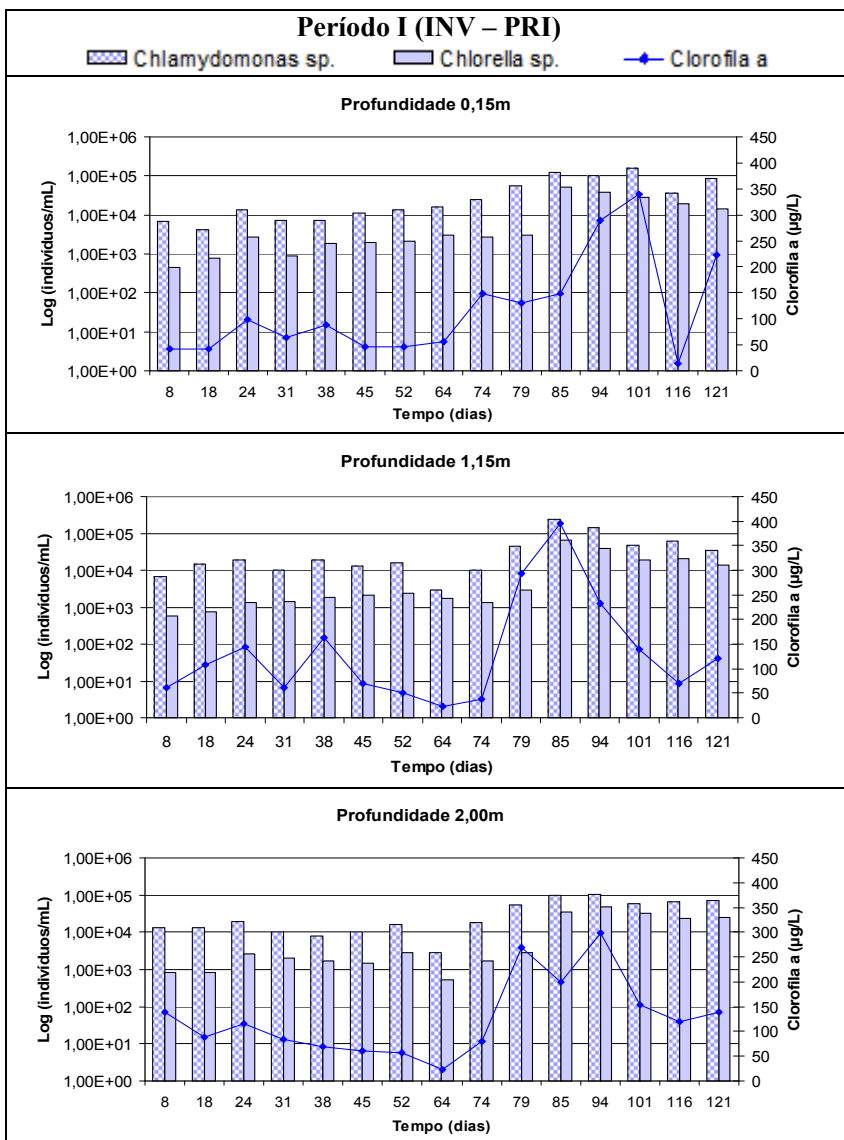


**Figura 25: Incidência algal (indivíduos/mL) e clorofila a em R1 período I, ao longo das profundidades de coleta.**

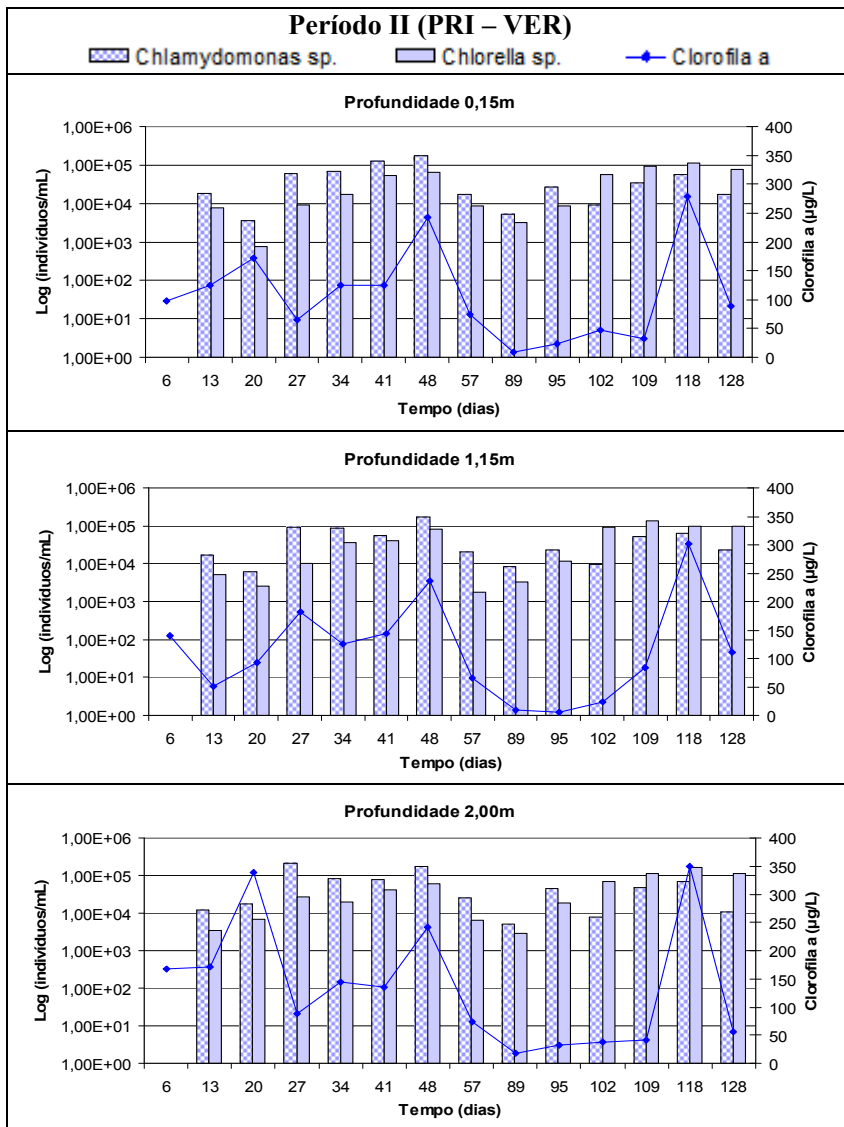


**Figura 26: Incidência algal (indivíduos/mL) e clorofila a em R1 período II, ao longo das profundidades de coleta.**





**Figura 27: Incidência algal (indivíduos/mL) e clorofila a em R2 período I, ao longo das profundidades de coleta.**



**Figura 28: Incidência algal (indivíduos/mL) e clorofila a em R2 período II, ao longo das profundidades de coleta.**

Conforme esperado, de um modo geral, é possível observar uma correlação positiva entre a contagem de organismos e a concentração de clorofila *a*, confirmando esta última análise como alternativa satisfatória para quantificação da biomassa algal nestas unidades.

A alga de maior abundância no período I em ambas as unidades foi *Chlamydomonas*, apresentando-se em maiores concentrações no início e ao final do período de reservação. Em R1, as concentrações de *Chlamydomonas* estiveram entre  $10^3$  e  $10^5$  indivíduos/mL, apresentando uma aumento na concentração destes organismos ao final do período no estrato superior (0,15m). König (2000) afirma que os fatores que controlam o deslocamento e a distribuição das algas na lâmina d'água são, principalmente, a temperatura e a intensidade luminosa, assim, durante o dia, algumas algas deslocam-se pela massa líquida, selecionando a profundidade com intensidade luminosa ideal para a fotossíntese.

As *Chlamydomonas* são algas flageladas, portanto podem se mover ao longo da coluna d'água permanecendo preferencialmente na superfície no período do dia, em que há maior radiação, e durante a noite tendem a se mover até o fundo da lagoa (KÖNIG et al., 1996).

Para Fernandes (2009), o gênero *Chlamydomonas* foi dominante em lagoa facultativa e lagoa de maturação tratando lixiviado de aterro sanitário, com concentrações superiores a  $10^4$  indivíduos/mL. Araujo (2007), também identificou a presença de *Chlamydomonas* com uma frequência entre 30-50%, em lagoa facultativa aerada e lagoa de maturação tratando dejetos suínos, com concentrações na ordem de  $10^6$  indivíduos/mL. Segundo Athayde (2005), as *Chlamydomonas* são tolerantes à alta poluição do meio.

No período II, ocorreu uma inversão na concentração da alga de maior abundância ao final do monitoramento, com 163 dias e 102 dias de reservação, em R1 e R2, respectivamente, passando a ser a *Chlorella* a alga de maior abundância neste período. A presença de diferentes comunidades fitoplanctônicas na depuração de efluentes depende principalmente da carga orgânica. Quando a água é altamente poluída, somente o desenvolvimento de algumas espécies é possível. Quando

outras espécies surgem ou tornam-se abundantes, como a *Chlorella*, outras algas verdes, fitoflagelados, cianobactérias (*Oscillatoria*, *Anabaena*), diatomáceas, é normalmente um sinal de baixa carga orgânica (LLORENS et al., 1993).

Segundo Branco (1986), as algas predominantes próximo à entrada nas lagoas são as flageladas (*Chlamydomonas*, *Euglena*, *Phacus*), as quais são mais adaptadas às altas cargas orgânicas. Já as algas verdes predominam na saída, como *Chlorella*, *Scenedesmus* e *Micractinium*. Fato observado nos reservatórios onde as algas predominantes no início do monitoramento (alta carga) foram as *Chlamydomonas* e já as que apresentaram maior abundância ao final do monitoramento (baixa carga) foram as *Chlorellas*.

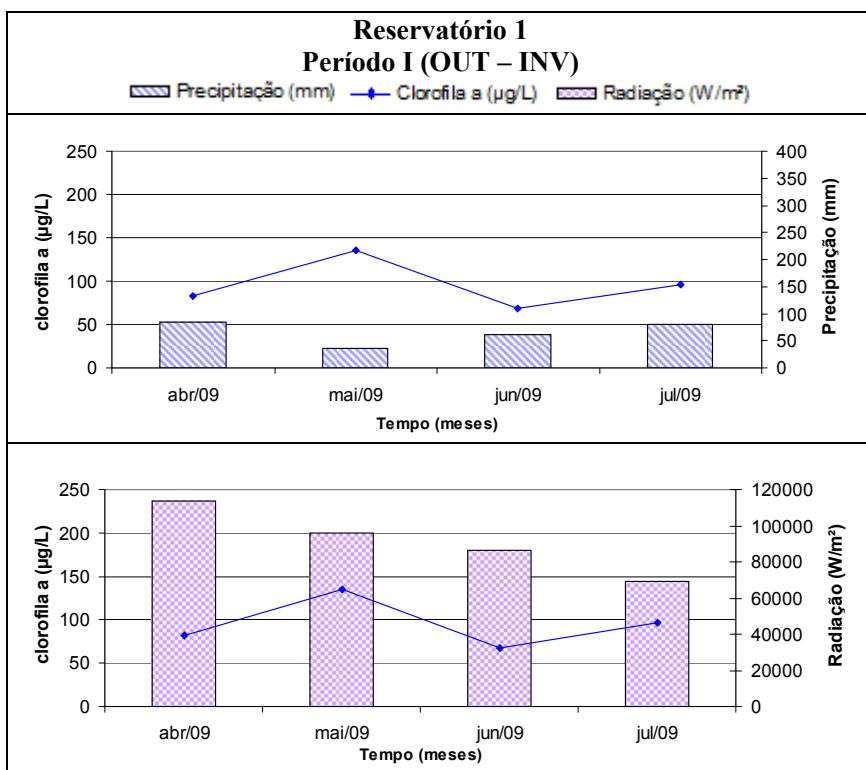
A ocorrência de *Chlorella* como alga dominante em lagoas, com dejetos suínos foi apresentada por Costa et al. (2006), com 100% de frequência em todos os períodos monitorados, e concentrações na ordem de  $10^6$  ind./mL; Zanotelli (2002) apresentou densidade total de  $10^{11}$  ind./mL; Barthel et al. (2008) com densidade total de  $4 \times 10^6$  ind./mL; e Gomes (2010) que observou uma densidade total de  $2 \times 10^6$  ind./mL.

Godos et al. (2009) apresentaram em lagoas de alta taxa com dejetos suínos como organismos dominantes as *Chlamydomonas* ( $2 \times 10^6$  indivíduos/mL) no início do inverno e as *Chlorellas* ( $1 \times 10^6$  indivíduos/mL) ao final desta estação.

#### **4.4.3 Clorofila *a* e a relação com os fatores ambientais**

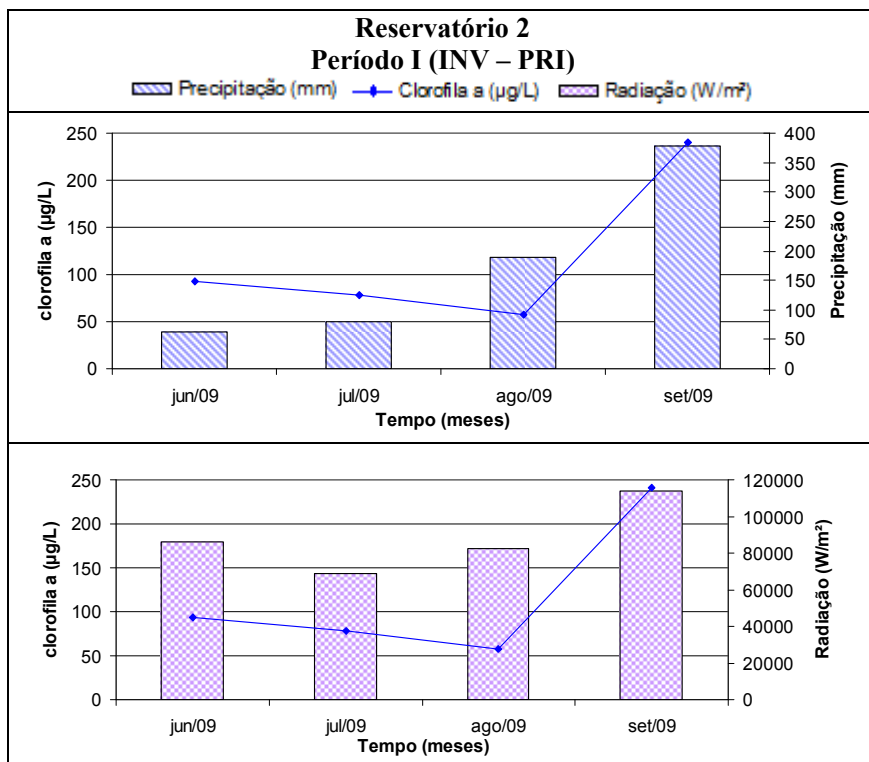
Nas Figuras 29 a 32 são apresentadas as concentrações médias mensais de clorofila *a* nos períodos de monitoramento, em R1 e R2, associadas aos fatores ambientais: precipitação e radiação solar acumuladas por mês, verificadas na região da propriedade suinícola. Para os meses de agosto e outubro, meses de troca entre os períodos de monitoramento, a precipitação e a radiação não estão apresentadas no período I, em R1 e R2, por se tratar da primeira semana de cada mês (agosto e outubro), não sendo possível dessa forma associar a clorofila *a* às observações acumuladas.

Em R1 no período I, entre os meses de abril e julho de 2009, ocorreram os menores valores de precipitação com valores máximos de 50 mm. Neste mesmo período, a radiação solar mostrou-se decrescente seguindo comportamento esperado com a troca entre as estações de outono e inverno. Observou-se, no geral, uma relação inversa entre precipitação e concentração de clorofila *a*, ou seja, no mês de maio a concentração de biomassa algal aumentou de 80  $\mu\text{g/L}$  para 140  $\mu\text{g/L}$  quando o volume de chuva diminuiu de 85 mm para 35 mm. Já para a radiação solar não foi observada uma correlação com o aumento ou decréscimo das concentrações de clorofila *a*. As temperaturas mais baixas verificadas neste período (Tabela 12) associadas aos demais fatores ambientais, podem justificar as baixas concentrações de clorofila *a* que se apresentaram em média iguais a 100  $\mu\text{g/L}$ .



**Figura 29: Concentração de clorofila *a* ( $\mu\text{g/L}$ ), precipitação acumulada (mm) e radiação acumulada ( $\text{W/m}^2$ ) em R1 ao longo do período I.**

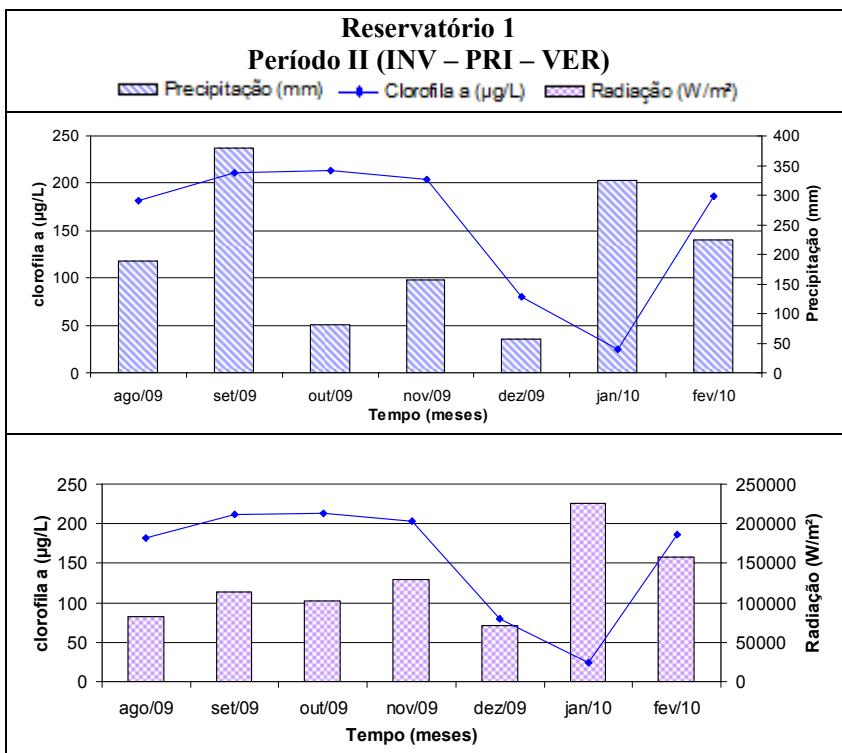
Observa-se que em R2 no período I (Figura 30), entre os meses de junho e setembro de 2009, os valores de precipitação foram crescendo, superando 350 mm ao final do monitoramento. Neste período a radiação solar apresentou em média 90000 W/m<sup>2</sup>. As concentrações de clorofila *a* apresentaram-se homogêneas e em média 75 µg/L na primeira metade do período, no entanto com aumento da radiação solar verificada em agosto e as temperaturas registradas neste período (Tabela 12) as concentrações de clorofila *a* começaram a subir, mesmo com os elevados índices pluviométricos registrados nesta mesma fase do monitoramento.



**Figura 30: Concentração de clorofila *a* (µg/L), precipitação acumulada (mm) e radiação acumulada (W/m<sup>2</sup>) em R2 ao longo do período I.**

Pela análise da Figura 31 é possível verificar uma correlação inversa entre precipitação e concentração de clorofila *a*, principalmente no mês

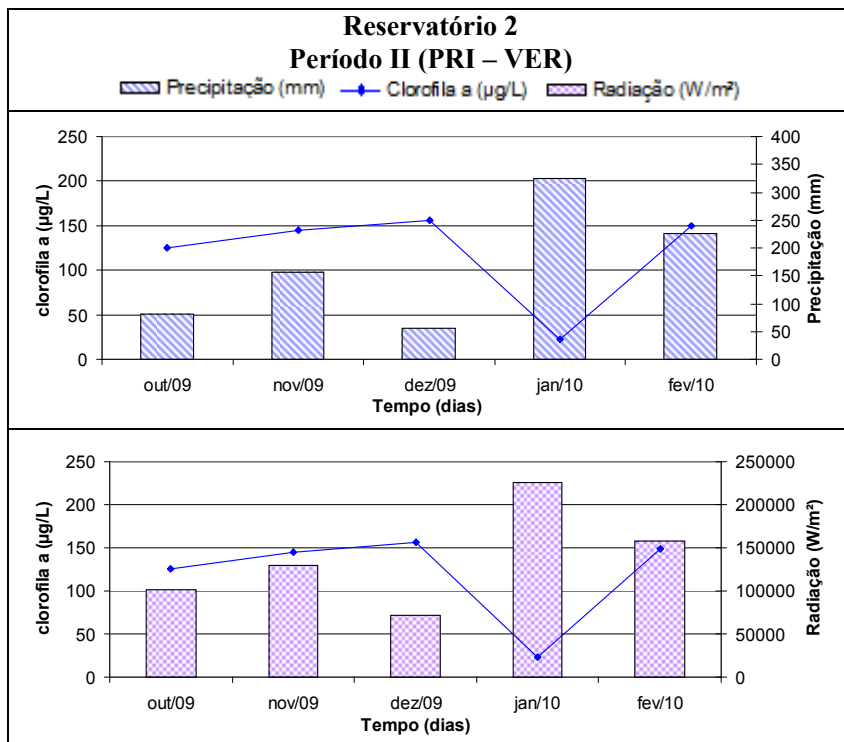
de janeiro de 2010, fato este que pode ser justificado pelas condições de diluição do efluente com água da chuva, diminuindo a concentração algal. Com relação à concentração de clorofila *a* uma queda já pode ser observada no mês de dezembro de 2009, possivelmente devido ao menor rendimento fotossintético ocasionado pelo decréscimo de radiação solar, visto que a concentração volta a crescer em fevereiro de 2010 com a diminuição da precipitação e o aumento da radiação solar. Neste período foram registradas as maiores concentrações médias de clorofila *a*, superiores a 180  $\mu\text{g/L}$ .



**Figura 31: Concentração de clorofila *a* ( $\mu\text{g/L}$ ), precipitação acumulada (mm) e radiação acumulada ( $\text{W/m}^2$ ) em R1 ao longo do período II.**

O período II em R2 coincide com período II em R1 (entre os meses de outubro de 2009 e fevereiro de 2010), o comportamento da variável clorofila *a* é semelhante ao R1, relação inversa com a precipitação e correlação positiva com radiação. Inclusive, o perfil de estabilização da

clorofila *a* é semelhante na fase coincidente entre os reservatórios, mostrando uma queda na segunda metade do período de reservação e um aumento nos 20 dias finais de monitoramento, possivelmente devido à elevação gradual da radiação solar e da temperatura nesta fase.



**Figura 32: Concentração de clorofila *a* (µg/L), precipitação acumulada (mm) e radiação acumulada (W/m<sup>2</sup>) em R2 ao longo do período II.**

### Síntese da relação entre clorofila *a* e os fatores ambientais

As concentrações de clorofila *a*, em geral, seguiram um comportamento esperado em relação aos fatores ambientais precipitação e radiação solar, ou seja, observou-se uma correlação positiva entre radiação solar e concentração de clorofila *a*, e uma relação inversa entre esta variável e a precipitação. Observação semelhante foi realizada por Araújo (2007), que verificou uma correlação positiva, entre a clorofila *a* e a radiação solar, nas lagoas facultativa e de maturação. Observou que nos meses de



baixa precipitação e elevada radiação ocorreram os maiores valores de concentração de clorofila *a*.

Segundo Athayde et al. (2000) há um aumento da população algal quando a radiação é mais acentuada, porém existem outros fatores que interferem na abundância algal no sistema aquático, como pH, OD, temperatura e carga orgânica.

A radiação solar possui duas importantes funções: fotossíntese e remoção de patógenos. As variações na performance de lagoas de estabilização estão relacionadas à intensidade de radiação solar, sendo que estas podem variar em função do clima, durante o dia e ao longo das estações do ano (OSWALD, 1988; PATERSON & CURTIS, 2005).

#### **4.4.4 Análise de FISH (Hibridização Fluorescente in situ)**

A técnica de FISH foi realizada a fim de caracterizar com maior especificidade as bactérias presentes nas unidades de polimento. Os resultados são referentes a uma amostragem realizada em cada reservatório no início do primeiro período de monitoramento de cada unidade.

Em R1 foi encontrado um grande número de Eubactérias, superior a 90% (razão de células hibridizadas com EUB Mix e de células coradas com DAPI) sendo estas células, na sua maioria, filamentosas e com disposição heterogênea no meio. Esta relação (EUB/DAPI) indica uma elevada atividade metabólica das bactérias presentes no sistema de tratamento biológico (AMANN et al., 1995).

Bactérias nitrificantes (Nitrosomonas, Nitrobacter e beta-proteobacteria), foram encontradas em pequena porcentagem, com valores inferiores a 5%. Este fato deve-se provavelmente à baixa concentração de OD (não superior a 1,2 mg/L) nesta unidade, conforme também verificado por Fernandes (2009) em efluente de lagoas de estabilização tratando lixiviado de aterro sanitário.

Archaea e grupos de Archaea metanogênicas (Methanosarina, Methanosaeta e outros grupos Methanomicrobiales), foram encontrados em concentrações de até 60%. Metanogênicas são anaeróbias estritas

(BEVERIDGE & SCHULTZE-LAM, 1996), confirmado pela baixa concentração de OD no reservatório neste período. Morfologicamente, apresentaram-se como bastonetes e filamentos curtos gram-positivos.

Gomes (2010), na caracterização da biomassa microbiana de uma lagoa-filtro utilizada no polimento de dejetos suínos, identificou uma grande concentração de Eubactérias (EUB 90% DAPI), algumas nitrificantes do gênero *Nitrosomonas* (15% DAPI) foram diferenciadas. A autora constatou ainda a presença de bactérias da ordem *Methanomicrobiales*.

As Eubactérias estiveram presentes em grande número também em R2, superior a 90%, indicando grande atividade metabólica, com células caracterizadas por filamentos curtos e muitos bastonetes grandes dispersos de forma heterogênea no meio.

Archaea e grupos de Archaea metanogênicas (*Methanosarina*, *Methanosaeta* e outros grupos *Methanomicrobiales*), foram encontrados em concentrações de até 30%.

As bactérias nitrificantes (*Nitrosomonas*, *Nitrobacter* e beta-proteobacteria), e o grupo de bactérias sulfato-redutoras (SRB) do gênero *Desulfotomaculum* não foram encontrados nesta unidade.

#### 4.5 ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS – ACP

As variáveis de monitoramento medidas nos reservatórios de estabilização R1 e R2, foram avaliadas por meio da Análise dos Componentes Principais (ACP). Para tanto, os valores médios obtidos entre as profundidades amostrais de coleta foram utilizadas de forma a fornecer um panorama geral do comportamento das variáveis. A análise fatorial (ACP) foi usada como instrumento de descrição do desempenho dos reservatórios e também para a identificação dos fatores de maior influência na dinâmica das unidades de polimento.

##### **4.5.1 Reservatório R1 período I (outono – inverno)**

Os três primeiros fatores que apresentaram autovalores maiores que 1 foram automaticamente escolhidos, conforme apresentado na Tabela 23,

sendo estes: fator 1: 3,99; fator 2: 2,29 e fator 3: 1,50, somando 64,80%, e justificando desta forma a variância em R1 no período I.

**Tabela 23: Autovalores e percentuais das variâncias resultantes da análise em R1 período I.**

	<b>Autovalor</b>	<b>Variância total (%)</b>	<b>Autovalor acumulado</b>	<b>Variância total acumulada (%)</b>
<b>1</b>	3,99	33,28	3,99	33,28
<b>2</b>	2,29	19,05	6,28	52,33
<b>3</b>	1,50	12,47	7,78	64,80

Os coeficientes de correlação entre os fatores artificiais e as 12 variáveis utilizadas para esta análise são apresentados na Tabela 24.

**Tabela 24: Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para R1 no período I.**

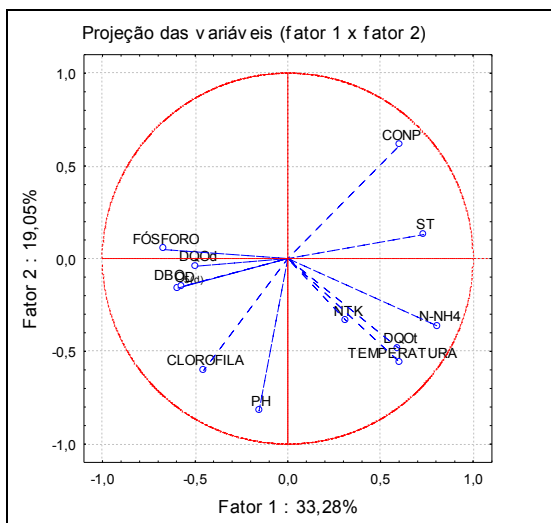
<b>Variáveis</b>	<b>Fator 1</b>	<b>Fator 2</b>	<b>Fator 3</b>
<b>DQO<sub>total</sub></b>	<b>0,596</b>	-0,484	-0,042
<b>DQO<sub>dissolvida</sub></b>	-0,494	-0,040	-0,271
<b>DBO<sub>5</sub></b>	<b>-0,598</b>	-0,160	0,405
<b>CONP</b>	<b>0,605</b>	<b>0,612</b>	-0,399
<b>N-NH<sub>4</sub></b>	<b>0,811</b>	-0,365	-0,058
<b>NTK</b>	0,317	-0,338	-0,549
<b>Fósforo total</b>	<b>-0,670</b>	0,049	<b>-0,598</b>
<b>Sólidos totais</b>	<b>0,735</b>	0,131	0,235
<b>Clorofila <i>a</i></b>	-0,454	<b>-0,604</b>	-0,269
<b>pH</b>	-0,155	<b>-0,824</b>	-0,143
<b>OD</b>	-0,568	-0,150	0,476
<b>Temperatura</b>	<b>0,609</b>	-0,565	0,245

O fator 1 possui coeficientes de correlação maior que 0,7 para 2 (N-NH<sub>4</sub> e Sólidos totais) das 12 variáveis analisadas. Já o fator 2 atinge valor maior que 0,7 apenas para o pH e o fator 3 não atinge em nenhum momento valores maiores que 0,7, estando no entanto, o Fósforo total mais próximo a este valor.

O maior coeficiente de correlação associado ao fator 1 (abscissas) foi encontrado para a N-NH<sub>4</sub> (0,811) e Sólidos totais (0,735); ao fator 2

(ordenadas) foi o de pH (-0,824) e ao fator 3 (ordenadas) foi o de Fósforo total (-0,598). Desta forma, pode-se concluir que as variáveis de maior representatividade em R1 no período I foram: N-NH<sub>4</sub>, Sólidos totais, pH e Fósforo total. Sugerindo-se que neste período houve a influência da concentração de nutrientes durante a estabilização do efluente, associado à formação da biomassa do sistema e suas condições de crescimento.

Na Figura 33 é apresentada a correlação obtida entre as variáveis de R1 no período I, quando utilizado o fator 1 x fator 2.



**Figura 33: Círculo de correlações entre variáveis obtidas dos parâmetros avaliados em R1 no período I (fator 1 x fator 2).**

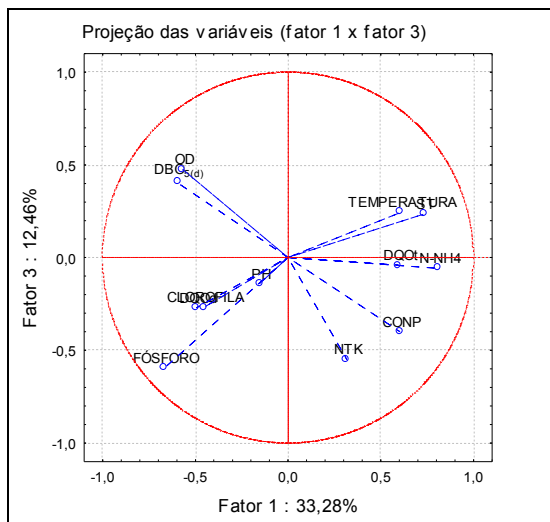
Pode-se perceber, na Figura 33, que existe correlação positiva e forte entre as variáveis N-NH<sub>4</sub>, temperatura, NTK e DQO<sub>total</sub>, em um primeiro grupo; e as variáveis Fósforo total, DQO<sub>dissolvida</sub>, DBO<sub>5</sub> dissolvida e OD, em um segundo grupo, sendo que estes grupos apresentam correlação negativa entre si. As variáveis pH e Clorofila *a* tiveram correlação positiva entre si, assim como as variáveis CONP e Sólidos totais.

O OD teve correlação negativa e forte em relação à matéria orgânica (Sólidos totais, DQO<sub>total</sub> e CONP) mostrando a condição de estabilização do efluente, ou seja, o consumo de oxigênio na oxidação

da matéria orgânica, com o conseqüente crescimento da biomassa no sistema.

A clorofila *a* obteve correlação forte e positiva com pH, mostrado a importância das condições ambientais no crescimento da biomassa algal.

Na Figura 34 é apresentada a correlação obtida entre as variáveis de R1 no período I, quando utilizado o fator 1 x fator 3.



**Figura 34: Círculo de correlações entre variáveis obtidas dos parâmetros avaliados em R1 no período I (fator 1 x fator 3).**

Observa-se, na Figura 34, a correlação positiva da clorofila *a* com Fósforo total e com o pH; e uma correlação negativa com a temperatura, isto mostra a influência do pH e de nutrientes para o crescimento algal, evidenciando, no entanto, que elevadas temperaturas acabam desfavorecendo a proliferação destes organismos.

Houve uma correlação negativa e forte entre o OD e as variáveis indicadoras de matéria orgânica (CONP e DQO<sub>total</sub>) e nitrogênio, indicando a estabilização do efluente.

A temperatura apresentou forte correlação com os Sólidos totais, uma vez que estes estão relacionados com a fração bacterioplancônica, a

qual apresenta atividade metabólica favorecida com o aumento da temperatura.

#### 4.5.2 Reservatório R1 período II (inverno – primavera – verão)

Na Tabela 25 são apresentados os dois primeiros fatores que possuem autovalores maior que 1, tendo sido escolhidos: fator 1: 7,37 e fator 2: 1,46, totalizando 73,61%.

**Tabela 25: Autovalores e percentuais das variâncias resultantes da análise em R1 período II.**

	<b>Autovalor</b>	<b>Variância total (%)</b>	<b>Autovalor acumulado</b>	<b>Variância total acumulada (%)</b>
<b>1</b>	7,37	61,42	7,37	61,42
<b>2</b>	1,46	12,19	8,83	73,61

Os coeficientes de correlação entre os fatores artificiais e as 12 variáveis utilizadas para esta análise do efluente em R1 no período II, são apresentados na Tabela 26.

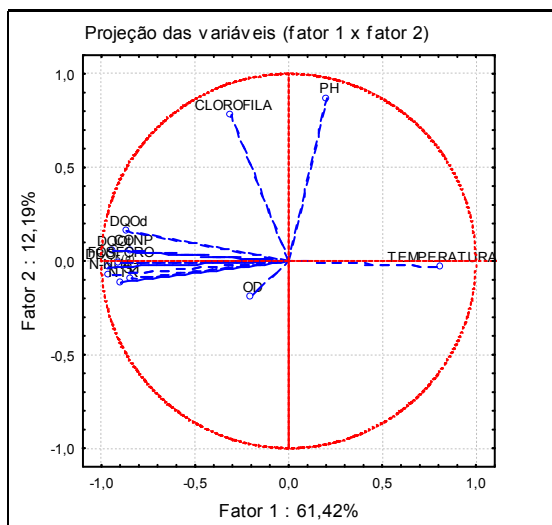
**Tabela 26: Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para R1 no período II.**

<b>Variáveis</b>	<b>Fator 1</b>	<b>Fator 2</b>
<b>DQO<sub>total</sub></b>	<b>-0,944</b>	0,055
<b>DQO<sub>dissolvida</sub></b>	<b>-0,866</b>	0,161
<b>DBO<sub>5</sub> dissolvida</b>	<b>-0,965</b>	-0,036
<b>CONP</b>	<b>-0,840</b>	0,059
<b>N-NH<sub>4</sub></b>	<b>-0,966</b>	-0,070
<b>NTK</b>	<b>-0,893</b>	-0,113
<b>Fósforo total</b>	<b>-0,909</b>	-0,007
<b>Sólidos totais</b>	<b>-0,840</b>	-0,092
<b>Clorofila <i>a</i></b>	-0,305	<b>0,782</b>
<b>pH</b>	0,205	<b>0,869</b>
<b>OD</b>	-0,203	-0,190
<b>Temperatura</b>	<b>0,811</b>	-0,031

O fator 1 possui coeficientes de correlação maior que 0,7 para 9 das 12 variáveis analisadas. Já o fator 2, atinge valores maiores que 0,7 apenas para clorofila *a* e pH.

O maior coeficiente de correlação associado ao fator 1 (abscissas) foi encontrado para DBO<sub>5</sub> dissolvida (-0,965) e N-NH<sub>4</sub> (-0,966); ao fator 2 (ordenadas) foi o pH (0,869) e a Clorofila *a* (0,782). Desta forma, pode-se concluir que as variáveis de maior representatividade para o efluente em R1 no período II foram: DBO<sub>5</sub> dissolvida, N-NH<sub>4</sub>, pH e Clorofila *a*. Isto possivelmente deve-se às condições de proliferação da biomassa algal (indicados pela clorofila *a*) e a dependência do pH e da disponibilidade de matéria orgânica e nutriente neste processo de atividade fotossintética, uma vez que grande parte das variáveis indicadoras de matéria orgânica e nutrientes, assim como a temperatura, apresentaram-se com elevados valores de coeficiente de correlação.

Na Figura 35 é apresentada a correlação obtida entre as variáveis no efluente de R1 no período II, quando utilizado o fator 1 x fator 2.



**Figura 35: Círculo de correlações entre variáveis obtidas dos parâmetros avaliados em R1 no período II (fator 1 x fator 2).**

Pode-se perceber, na Figura 35, que existe correlação positiva entre a maioria das variáveis (sólidos, nutrientes e matéria orgânica) e estas

apresentam uma correlação positiva com OD e negativa com a temperatura. Existe ainda uma forte correlação positiva entre clorofila *a* e pH.

#### 4.5.3 Reservatório R2 período I (inverno – primavera)

Na Tabela 27 são apresentados os três primeiros fatores que possuem autovalores maior que 1, tendo sido desta forma escolhidos: fator 1: 4,08; fator 2: 2,23 e fator 3: 1,69, sendo que estes, totalizam 66,62%.

**Tabela 27: Autovalores e percentuais das variâncias resultantes da análise em R2 período I.**

	<b>Autovalor</b>	<b>Variância total (%)</b>	<b>Autovalor acumulado</b>	<b>Variância total acumulada (%)</b>
<b>1</b>	4,08	33,98	4,08	33,98
<b>2</b>	2,23	18,58	6,31	52,55
<b>3</b>	1,69	14,07	7,99	66,62

Os coeficientes de correlação entre os fatores artificiais e as 12 variáveis utilizadas para esta análise do efluente em R2 no período I, são apresentados na Tabela 28.

**Tabela 28: Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para R2 no período I.**

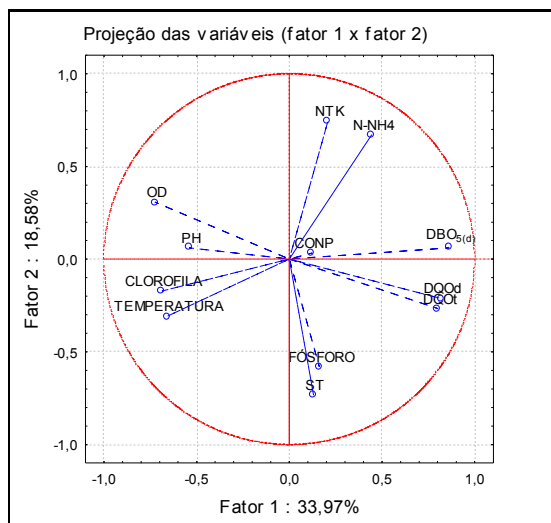
<b>Variáveis</b>	<b>Fator 1</b>	<b>Fator 2</b>	<b>Fator 3</b>
<b>DQO<sub>total</sub></b>	<b>0,802</b>	-0,267	0,042
<b>DQO<sub>dissolvida</sub></b>	<b>0,816</b>	-0,212	-0,211
<b>DBO<sub>5</sub></b>	<b>0,862</b>	0,060	0,052
<b>CONP</b>	0,124	0,033	-0,630
<b>N-NH<sub>4</sub></b>	0,446	<b>0,672</b>	0,064
<b>NTK</b>	0,209	<b>0,746</b>	0,511
<b>Fósforo total</b>	0,161	-0,581	<b>0,654</b>
<b>Sólidos totais</b>	0,130	<b>-0,735</b>	-0,149
<b>Clorofila <i>a</i></b>	<b>-0,687</b>	-0,172	-0,180
<b>pH</b>	-0,540	0,061	0,464
<b>OD</b>	<b>-0,725</b>	0,308	-0,410
<b>Temperatura</b>	<b>-0,659</b>	-0,309	0,335



O fator 1 possui coeficientes de correlação maior que 0,7 para 4 das 12 variáveis analisadas. Já o fator 2 atinge valores maiores que 0,7 para NTK e Sólidos totais e o fator 3 não atinge valores maiores que 0,7, no entanto, o Fósforo total está próximo a este valor (0,654).

O maior coeficiente de correlação associado ao fator 1 (abscissas) foi encontrado para DQO<sub>dissolvida</sub> (0,816) e DBO<sub>5</sub> dissolvida (0,862); ao fator 2 (ordenadas) foi o NTK (0,746) e ao fator 3 (ordenadas) foi o Fósforo total (0,654). Desta forma, pode-se concluir que as variáveis de maior representatividade para o efluente em R2 no período I foram: DQO<sub>dissolvida</sub>, DBO<sub>5</sub> dissolvida, NTK e Fósforo total. Isto possivelmente deve-se ao processo de estabilização do efluente, caracterizado pela oxidação da matéria orgânica e pelo consumo de nutrientes, uma vez que o OD também apresenta coeficiente de correlação negativo e elevado em relação a estas variáveis.

Na Figura 36 é apresentada a correlação obtida entre as variáveis no efluente de R2 no período I, quando utilizado o fator 1 x fator 2.

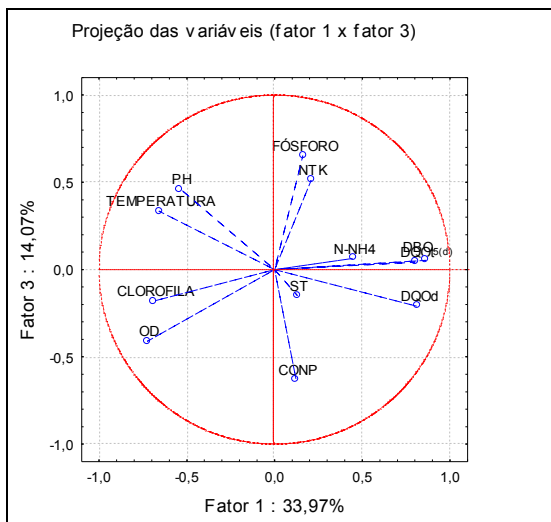


**Figura 36:** Círculo de correlações entre variáveis obtidas dos parâmetros avaliados em R2 no período I (fator 1 x fator 2).

Pela Figura 36 observa-se a correlação positiva da clorofila *a* com os parâmetros pH, OD e temperatura, indicando a importância dos fatores

ambientais no desenvolvimento da biomassa planctônica neste período. As variáveis indicadoras de matéria orgânica, Sólidos totais e Fósforo total apresentaram correlação negativa com OD, confirmando a estabilização do efluente.

Na Figura 37 é apresentada a correlação obtida entre as variáveis no efluente de R2 no período I, quando utilizado o fator 1 x fator 3.



**Figura 37: Círculo de correlações entre variáveis obtidas dos parâmetros avaliados em R2 no período I (fator 1 x fator 3).**

Observa-se, na Figura 37, que houve correlação negativa e forte entre o OD e as variáveis indicadoras de matéria orgânica e nutriente, bem como correlação negativa entre a clorofila *a* e essas variáveis, demonstrando a importância da biomassa algal na manutenção das condições de oxigenação desta unidade experimental, assim como a sua contribuição efetiva na redução destas variáveis.

#### 4.5.4 Reservatório R2 período II (primavera – verão)

Na Tabela 29 são apresentados os dois primeiros fatores que possuem autovalores maior que 1, tendo sido desta forma escolhidos: fator 1: 7,01 e fator 2: 1,44, sendo que estes, totalizam 70,38%.

**Tabela 29: Autovalores e percentuais das variâncias resultantes da análise em R2 período II.**

	<b>Autovalor</b>	<b>Variância total (%)</b>	<b>Autovalor acumulado</b>	<b>Variância total acumulada (%)</b>
<b>1</b>	7,01	58,41	7,01	58,41
<b>2</b>	1,44	11,97	8,45	70,38

Os coeficientes de correlação entre os fatores artificiais e as 12 variáveis utilizadas para esta análise do efluente em R2 no período II, são apresentados na Tabela 30.

**Tabela 30: Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para R2 no período II.**

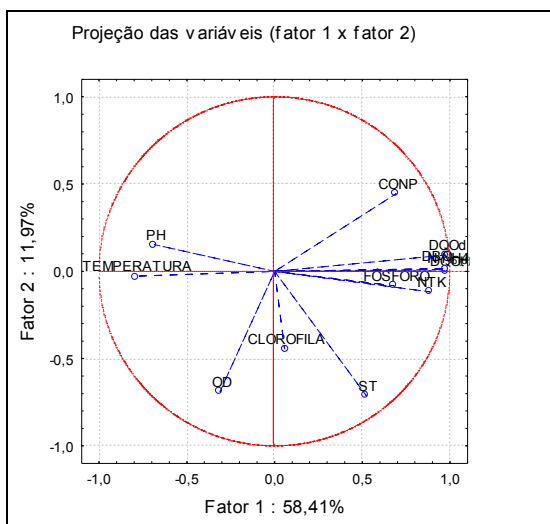
<b>Variáveis</b>	<b>Fator 1</b>	<b>Fator 2</b>
<b>DQO<sub>total</sub></b>	<b>0,972</b>	0,001
<b>DQO<sub>dissolvida</sub></b>	<b>0,975</b>	0,093
<b>DBO<sub>5</sub> dissolvida</b>	<b>0,970</b>	0,011
<b>CONP</b>	<b>0,693</b>	0,446
<b>N-NH<sub>4</sub></b>	<b>0,980</b>	0,017
<b>NTK</b>	<b>0,887</b>	-0,117
<b>Fósforo total</b>	<b>0,683</b>	-0,082
<b>Sólidos totais</b>	0,524	<b>-0,714</b>
<b>Clorofila <i>a</i></b>	0,058	-0,446
<b>pH</b>	<b>-0,687</b>	0,153
<b>OD</b>	-0,311	<b>-0,690</b>
<b>Temperatura</b>	<b>-0,794</b>	-0,029

O fator 1 possui coeficientes de correlação maior que 0,7 para 9 das 12 variáveis analisadas. Já o fator 2 atinge valores maiores que 0,7 apenas para os Sólidos totais, sendo que o OD apresenta-se bem próximo à este valor (-0,690).

O maior coeficiente de correlação associado ao fator 1 (abscissas) foi encontrado para DQO<sub>dissolvida</sub> (0,975) e N-NH<sub>4</sub> (0,980); ao fator 2 (ordenadas) foi Sólidos totais (-0,714) e OD (-0,690). Assim, pode-se concluir que as variáveis de maior representatividade para o efluente em R2 no período II foram: DQO<sub>dissolvida</sub>, N-NH<sub>4</sub>, Sólidos totais e OD. Isto pode estar sugerindo o crescimento da biomassa microbiana associado

ao polimento do efluente, representado pela matéria orgânica e nutrientes com correlação inversa ao OD e aos Sólidos totais.

Na Figura 38 é apresentada a correlação obtida entre as variáveis no efluente de R2 no período II, quando utilizado o fator 1 x fator 2.



**Figura 38: Círculo de correlações entre variáveis obtidas dos parâmetros avaliados em R2 no período II (fator 1 x fator 2).**

Observa-se, na Figura 38, que o OD teve correlação negativa e forte em relação à matéria orgânica e nutriente, mostrando a condição de polimento do efluente.

A Clorofila *a* obteve correlação positiva com o OD e Sólidos totais, já indicando que neste período a biomassa algal contribuiu para reoxigenação e para o aumento da parcela de sólidos no meio líquido.

### Síntese da Análise dos Componentes Principais

A análise dos componentes principais mostrou que os fatores artificiais resultantes da análise dos reservatórios de estabilização apresentaram, para o efluente de R1 no período I (out – inv), como variáveis de maior relevância no processo (apresentados pelos altos coeficientes de

correlação), nutrientes, Sólidos totais, pH e Clorofila *a*, representando o crescimento da biomassa algal associado aos fatores físico-químicos.

No efluente de R1 no período II (inv – pri – ver) aparece como fatores importantes matéria orgânica, nutrientes, temperatura, Clorofila *a* e pH, indicando o processo de estabilização do efluente. Segundo Oliveira et al. (2001), a predominância do fator matéria orgânica, demonstra que há necessidade de melhorar a eficiência do sistema, uma vez que indica a má qualidade do efluente. Porém, conforme Zanotelli et al. (2003), o fator concentração de matéria orgânica é predominante em lagoas tratando dejetos suínos, o que é esperado devido às características dos efluentes, com altas concentrações de sólidos e biomassa algal.

Para o efluente de R2 no período I (inv – pri) as variáveis DBO, OD, NTK e Fósforo total são fatores que determinam a condição de polimento do efluente. O OD aparece como o fator que determina a variância, mostrando a importância da aerobicidade para a manutenção da eficiência de remoção de matéria carbonácea e nutrientes, além da manutenção da biomassa algal e bacteriana.

Em R2 no período II (pri – ver) os fatores importantes foram matéria orgânica, nutrientes, temperatura, sólidos totais e OD, mais uma vez indicando o principal objetivo destas unidades, a estabilização do efluente.

Araújo (2007) observou, em uma lagoa de maturação no polimento de dejetos suínos, como variáveis predominantes: sólidos totais (ST), oxigênio dissolvido (OD) e *E.coli*, fatores que determinam a condição de aeração da massa líquida e também a caracterização do tratamento terciário (biomassa – correlação positiva entre ST e OD; desinfecção – correlação negativa entre OD e *E.coli*).

Barthel (2007) trabalhando com lagoa de maturação no polimento de dejetos suínos, verificou como fator predominante a remoção de nutrientes, demonstrando que as algas (clorofila *a* e fitoplâncton) foram responsáveis por esta remoção, contribuindo ainda para elevação do pH, OD e concentrações de DBO.

Moersidik (1992) e El Halouani et al. (1993) aplicaram análise fatorial para lagoas facultativas e lagoas de alta taxa, respectivamente. Nos dois estudos verificaram oposição entre as variáveis fotossintéticas (Clorofila *a*, OD, pH) e os fatores de carga (DQO, sólidos, nitrogênio e fósforo). Verificaram que a remoção de nutrientes deve-se à atividade algal, estimulada por fatores climáticos, como a temperatura e a radiação solar. Além do desenvolvimento de bactérias heterotróficas, que se desenvolvem na presença de substrato (DQO) e oxigênio.

Assim, pode-se afirmar que a condição ideal de operação, para que ocorra um bom funcionamento dos reservatórios de estabilização, é a manutenção de valores elevados de pH e OD; e a presença da biomassa planctônica e microbiana, permitindo assim, uma remoção satisfatória da matéria carbonácea e nutrientes remanescentes no efluente.

Pode-se então, com auxílio da ACP, prever que as condições ideais de funcionamento ocorrem durante as estações quentes, com temperaturas ideais, e com altas taxas de atividade fotossintética, para manter o pH e o OD em elevação.

## 5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados do desempenho dos reservatórios no polimento dos dejetos suínos e da avaliação do potencial de reuso do efluente tratado, pode-se concluir que:

- Os reservatórios apresentaram resultados bastante satisfatórios na remoção de matéria carbonácea, nutrientes e patógenos. As eficiências de remoção e as concentrações finais verificadas variaram entre 48-78 % e  $482 \pm 9$  mg/L para DQO; 46-86% e  $59 \pm 11$  mg/L para  $\text{DBO}_5$  dissolvida; 31-82 % e  $91 \pm 17$  para  $\text{N-NH}_4$ ; e, 43-73% e  $22 \pm 9$  mg/L para Fósforo total. A remoção microbiológica obteve eficiências de 90-99% para Coliformes totais, com redução sempre superior a uma unidade log. Para *E.coli* a remoção foi de 99,99% e concentrações desta variável não foram detectadas no final do monitoramento.
- A influência da sazonalidade foi verificada no desempenho dos reservatórios, com maior rendimento durante o período II (primavera – verão), com elevadas temperaturas e radiação solar, o que determinou um aumento da biomassa algal resultando na melhor estabilização do efluente. A estratificação térmica não foi observada.
- A análise quantitativa da biomassa algal mostrou concentrações médias variando entre  $10^5$  e  $10^6$  organismos/mL, ao longo do monitoramento e nas diferentes profundidades de coleta. A análise qualitativa evidenciou a predominância de *Chlamydomonas* no início do monitoramento (alta carga) e *Chlorellas* ao final do monitoramento (baixa carga), no período II, com 100% de frequência para as duas espécies nos dois períodos monitorados.
- A variável Clorofila *a* apresentou uma correlação positiva com radiação solar acumulada ( $\text{W/m}^2 \cdot \text{mês}$ ) no período II do monitoramento, em R1 e R2, o que juntamente com as elevadas temperaturas registradas, determinou a proliferação da biomassa algal e o melhor rendimento dos reservatórios no polimento do efluente.
- A análise de FISH, para a comunidade microbiana, mostrou a predominância de Eubactérias, presença do grupo Archaea

metanogênicas, rara ocorrência de bactérias nitrificantes e nenhuma ocorrência de bactérias sulfato-redutoras do gênero *Desulfotomaculum*.

- A análise de componentes principais (ACP) demonstrou como fatores de representatividade: matéria carbonácea (DQO e DBO); nutrientes (N-NH<sub>4</sub> e Fósforo total); biomassa (Sólidos totais e Clorofila a) e condições físico-químicas (temperatura, OD e pH). O OD aparece como fator importante que determinou a variância, mostrando o efeito da aerobicidade para a manutenção da eficiência de remoção de matéria carbonácea e nutrientes, além da manutenção da biomassa algal e bacteriana. A ACP mostrou que as condições ideais de funcionamento ocorrem durante as estações quentes, com temperaturas ideais, e com altas taxas de atividade fotossintética, para manter o pH e o OD em elevação.
- Os efluentes tratados apresentaram risco alto de salinização do solo e médio ou baixo de sodificação, o risco de toxicidade do íon cloreto apresentou grau de restrição “*de ligeira à moderada*”. Assim, os efluentes podem ser utilizados em irrigação não-contínua, isto é, em momentos de estiagem, desde que utilizando solos com boa drenagem e plantas tolerantes a sais. A qualidade microbiológica obtida para o efluente permite seu uso na irrigação irrestrita, estando dentro dos limites recomendados em OMS (2006).
- A qualidade final do efluente permite sua utilização na limpeza das instalações dentro da propriedade, não foi verificada toxicidade, quanto à volatilização da amônia, pois o pH obtido ficou em torno de 8,0. As concentrações finais de coliformes não apresentaram riscos pelo contato direto/indireto do produtor com o efluente. A quantificação da demanda hídrica na limpeza das instalações mostrou um consumo médio de 5000 L/dia, apresentando correlação positiva com a produção de dejetos. Sendo assim, o reuso do efluente torna-se uma fonte alternativa de água, podendo somar ou substituir o uso de água dos mananciais em períodos de baixa precipitação.



Para a continuação das pesquisas são feitas as seguintes recomendações:

- Verificar a possibilidade de redução nos tempos de reservação, a fim de promover o reuso do efluente durante vários ciclos ao ano, e não somente em períodos de estiagem;
- Realizar um estudo do custo/benefício da utilização dos dejetos tratados na limpeza das baias, considerando alternativas como mudança do sistema produtivo para utilização de menor volume de água; e determinar qual seria a participação do reuso na redução do consumo de água da propriedade;
- Realizar estudos de irrigação com os efluentes dos reservatórios, para avaliar os reais efeitos dos dejetos tratados no solo e no rendimento das culturas agrícolas.



## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIPECS. Associação Brasileira das Indústrias Processadoras e Exportadoras de Carne Suína. *Informe Carne Suína Brasileira*. Relatório 2002.

ABIPECS. Associação Brasileira das Indústrias Processadoras e Exportadoras de Carne Suína. *Informe Carne Suína Brasileira*. Relatório 2008.

ABIPECS. Associação Brasileira das Indústrias Processadoras e Exportadoras de Carne Suína. *Informe Carne Suína Brasileira*. Relatório 2009.

ADISA. Associação para o Desenvolvimento do Instituto Superior de Agronomia. *Projeto “Determinação das Emissões (para o ar e para água) no Setor da Suinocultura Nacional”*. Relatório Final 2006.

ALVES, R.G.C.M. *Tratamento e Valorização de Dejetos da Suinocultura Através de Processos Anaeróbios – Operação e Avaliação de Diversos Reatores em Escala Real*. 2007. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 206 p.

AMANN R. In situ identification of microorganism by whole cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes. In: A.D.L. Akkerman, J.D.van Elsas, F.J. de Bruijn (eds) *Molecular microbial Ecology Manual*, p. 1-15, 1995.

ANDREADAKIS, A. D. Anaerobic digestion of piggery wastes. *Water Science and Technology*, 25 (1), p. 9-16, 1992.

APHA. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 21<sup>a</sup> ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

ARAUJO, I. S. *Avaliação de lagoas facultativa aerada e de maturação, em escala real, como etapas secundária e terciária de sistema de tratamento de dejetos suínos*. 2007. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 237 p.

ARAUJO, A.; OLIVEIRA, R.; MARA, D.; PEARSON, H.; SILVA, S. Sulphur and phosphorus transformations in wastewater storage and treatment reservoirs in northeast Brazil. *Water Science and Technology*, v. 42, n. 10-11, p. 203-210, 2000.

ARCEIVALA, S.J. *Wastewater treatment and disposal. Engineering and ecology in pollution control*. New York, Marcel Dekker, 1981. 892p.

ATHAYDE-JUNIOR, G.; MARA, D.; PEARSON, H.; SILVA, S. Faecal coliform die-off in wastewater storage and treatment reservoirs. *Water Science and Technology* 42 (10), 139-147, 2000. In: SHILTON, A. Pond Treatment Technology. London, UK, 2005. 479 p.

ATHAYDE-JUNIOR, G.; OLIVEIRA, R.; SILVA, S.A.; SILVA, S.T.A.; ARAÚJO, A.L.C.; MARA, D.D. Remoção de matéria orgânica em reservatórios de estabilização. In: XIX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES (Org.). *Anais...* Foz do Iguaçu, PR, 1997.

AVNIMELECH, Y.; WODKA, M. Accumulation of nutrients in the sediments of Maaleh Hakishon reclaimed effluents reservoir. *Water Research*, v. 22, n. 11, p. 1437-1442, 1988.

AVNIMELECH, Y. Modelling the accumulation of organic matter in the sediments of a newly constructed reservoir. *Water Research*, v. 23, n. 10, p. 1327-1329, 1989.

AVNIMELECH, Y. *Sediment-water interrelationships*. In Reservoirs for wastewater storage and reuse (eds. Juanico and Dor) p.145-152, Springer-Verlag, Germany, 1999.

AYERS, R.S.; WESTCOT, D. Water quality for agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, *Irrigation and Drainage Paper* Number 29. 1985

BAHRI, A.; BASSET, C.; JRAD-FANTAR, A. Agronomic and health aspects of storage ponds located on a golf course irrigated with reclaimed wastewater in Tunisia. *Water Science and Technology*, v. 42, n. 10-11, p. 399-406, 2000.

BARTHEL, L. *Lagoas de alta taxa, maturação e aguapés em sistema de tratamento de dejetos suínos: avaliação de desempenho e dinâmica planctônica*. 2007. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 175 p.

BARTHEL, L.; OLIVEIRA, P.A.V. e COSTA, R.H.R. Plankton Biomass in Secondary Ponds Treating Piggery Waste. *Braz. arch. biol. technol.*, v. 51, n. 6, p.1287-1298, 2008.

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.

BASTOS R.K.X.; BEVILACQUA P.D.; ANDRADE NETO, C.O.; von SPERLING, M. Utilização de esgotos tratados em irrigação – aspectos sanitários. In: BASTOS R.K.X. (coord.) *Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura*. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. p. 23-59 (Projeto PROSAB).

BASTOS, R. K. X. e BEVILACQUA, P. D. Normas e Critérios de Qualidade para Reuso da Água. In: FLORENCIO, L., BASTOS, L. K. X. e AISSE, M. M. (Coord.) *Tratamento e utilização de esgotos sanitários. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico* Edital 4 – PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 427 p.

BELLI FILHO, P., CASTILHOS JR, A.B de, COSTA, R.H.R. da, SOARES, S.R. e PERDOMO, C.C. Tecnologias para o tratamento de dejetos de suínos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 5, n.1, p. 166-170. 2001.

BENEVIDES, R. M. *Aspectos sanitários e agronômicos do uso de esgotos tratados na irrigação do capim Tanzânia (Panicum maximun jacq. cv. Tanzânia) – Aquiraz, CE*. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 117 p.

BERNARDO, S. *Manual de Irrigação*. 6ª edição. Viçosa: UFV, 1995. 657p.

BEVERIDGE, T. J.; SCHULTZE-LAM, S. The response of selected members of the archae to the Gram stain. *Microbiology*, v. 142, p. 2887-2895, 1996.

BLUM, J. R. C. Critérios e padrões de qualidade da água. In *Reuso de água*. Org. por MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. Editora Manole: São Paulo, 2003, p. 125-174.

BONETT, L. P.; MONTICELLI, C. J. (Ed.). *Suínos: o produtor pergunta, a Embrapa responde*. 2. ed. Brasília: Embrapa-SPI; Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 1998. 243 p. (Coleção 500 Perguntas 500 Respostas).

BRANCO, S. M. *Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária*. CETESB. 2 ed.. São Paulo, 1986.

BRASIL. *Lei Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997*. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990,

de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da Republica Federativa do Brasil, 1997.

BRASIL. *Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil*. Brasília: ANA, 2009. 204 p. Disponível em [www.ana.gov.br](http://www.ana.gov.br).

BRASIL, D. M. *Apontamentos sobre o valor do prejuízo ecológico: Alguns Parâmetros da suinocultura em Braço do Norte*. 2002. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 233 p.

BUELNA, G.; DUBÉ, R.; TURGEON, N. Pig manure treatment by organic bed biofiltration. *Desalination*, v. 231, p. 297–304, 2008.

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*. 1998. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 69p.

CHEN, P.; ZHOU, Q.; PAING, J.; LE, H.; PICOT, B. Nutrient removal by an integrated use of high rate algal pond and macrophyte systems in China. In: 5th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds - Pond Technology for the New Millenium, *Anais...* Auckland, New Zealand, 2002.

CHIEN, Y.C.; WU, S.C. e WU, J.T. Identification of physical parameters controlling the dominance of algal species in a subtropical reservoir. *Water Science & Technology*, v. 60, n. 7, p.1779-1786, 2009.

CHOI, E. *Piggery Waste Management. Towards a Sustainable Future*. London, UK, 2007. 174 p.

COMIN, J.J.; DORTZBACH, D.; SARTOR, L.R. E BELLI FILHO, P. Adubação prolongada com dejetos suínos e os efeitos em atributos químicos e físicos do solo e na produtividade em plantio direto sem agrotóxicos. *Rev. Bras. de Agroecologia*. 2 (2), pp. 1540-1543. 2007.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AGRÍCOLA – CEPA. *Resíduos de Suínos e Aves viram fertilizantes organominerais*. Informativo 03/2010. Disponível em: <<http://www.conselhos.mg.gov.br/cepa>>. Acesso em 12/12/10.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. *Resolução CONAMA N°357/2005*, de Março de 2005, 2005.

COSTA, R. H. R.; ARAUJO, I. S.; BELLI Fº, P. Aerated facultative pond and maturation pond in-series for treatment of piggery wastes. In: CONFERENCE

ON WASTE STABILISATION PONDS. *Anais...* Bangkok, Thailand, 2006. 1CD-ROM.

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: 3rd IAWQ International Specialist Conference and Workshop. Waste Stabilization Ponds Technology and Applications. *Anais...* João Pessoa, PB. 1995.

CRUZ, L. S.; DIAS Jr., C.; KELLER, R.; CASSINI, S. T. A.; GONÇALVES, R. F. (2005) 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 (Org.), *Anais...* Campo Grande, MS.

DAL MAGO, A. *Avaliação de Biodigestores Com o Uso de Dejetos De Suínos, em Braço do Norte e em Concórdia-SC*. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 152 p.

DE HANN, C.; STEINFELD, H.; BLACKBURN, H. *Livestock & Environment: Finding a balance*. 1995. Disponível em: <<http://www.fao.org/ag/resources/documents>> Acesso em agosto de 2009.

DEMÉTRIO, N. M. *Relatório avaliativo do levantamento de percepções sobre a qualidade de vida dos suinocultores das bacias hidrográficas do Rio Coruja/Bonito (Braço do Norte) e Lageado dos Fragosos (Concórdia)*. Programa Nacional do Meio Ambiente – PNMA II 2003 (mimeo).

DIESEL, R; MIRANDA C. R; PERDOMO, C. C. *Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos*, Boletim Informativo Pesquisa & Extensão- BIPERS, ANO 10, n. 14, Embrapa Suínos e Aves e Extensão—EMATER/RS. 2002.

DONHAM, K., AHERIM, R., BAKER, D., HETZEL, G. *Safety in Swine Production Systems*. Factsheets. Pork Information Gateway. 2006. Disponível em: [www.porkgateway.org](http://www.porkgateway.org)

DORTZBACH, D. *Dinâmica de atributos físicos e químicos em solo sob plantio direto adubado com dejetos suínos e uréia*. 2009. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 127 p.

EL HALOUANI, H.; PICOT, B.; CASELLAS, C. Elimination de l'azote et du phosphore dans un lagunage à haut rendement. *Revue des Sciences de L'Eau*, v. 6, p. 47-61, 1993.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. *Nutrição de Suínos*, 2006. Disponível em: <<http://www.cnpa.embrapa.br/SP/suinos/nutricao.html>>. Acesso em 13/10/10.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. *Levantamento sistemático da produção e abate de suínos*. 2008. Disponível em: <http://www.cnpa.embrapa.br>. Acesso em 12/12/10.

EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E DE EXTENSÃO RURAL DO ESTADO DE SANTA CATARINA - EPAGRI. Centro Integrado de Informações de Recursos Ambientais - CIRAM. *Inventário das terras da sub-bacia hidrográfica do rio Coruja / Bonito*. Florianópolis : EPAGRI – CIRAM, 2000. 112 p.

EREN, J. Succession of phyto- and zooplankton in wastewater storage reservoirs. *Internationale Vereinigune fur Theoretische und Angewandte limnologie Verhandlungen*. v.20, p.1926-1929. 1978.

ESTRADA, V. E. E; HERNANDEZ, D. E. A. Treatment of piggery wastes in waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*, v.45, n. 1, p. 55-60. 2002.

FATMA – Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina – *Instrução Normativa 11*. Disponível em: <http://www.fatma.sc.gov.br>. Acessado em: 18/04/2009.

FERNANDES, H. *A dinâmica da biota em um sistema de lagoas de estabilização para tratamento de lixiviado de aterro sanitário*. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 191 p.

FELGNER, G. & SANDRING, G. Abwasserspeicherung - ein weg zur sicherung der ganzjahrigen abwasserwertung und reinigung. *Wasserwirtschaft- Wassertechnik*. v.39, n.9, p.321-323. 1983

FRIEDLER, E. Modelling. In Reservoir for wastewater storage and reuse (eds. Juanico and Dor) p. 105-144, *Springer-Verlag*, Germany, 1999.

FRIEDLER, E.; JUANICO, M. Treatment and storage of wastewater for agricultural irrigation. *Water Irrig. Review*, v. 16, n. 4, p. 26-30, 1996.

FRIEDLER, E.; JUANICO, M. ; SHELEF, G. Simulation model of wastewater stabilization reservoirs. *Ecological Engineering*, v. 20, p. 121-145, 2003.



FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. *Tratamento e utilização de esgotos sanitários*. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 427p.

FLOTATS, X.; BONMATI, A.; FERNANDEZ, B.; MAGRI, A. Manure treatment technologies: on farm versus centralized strategies. NE Spain as case study. *Bioresource Technol*, v. 100, n. 22, p. 5519 – 5526. 2009.

FUOG, R.M., GIBERSON, K.C. & LAWRENCE, R.L. Wastewater reclamation at rancho murieta, California; golf course irrigation with upgraded pond effluent meeting California's strictest requirements for wastewater reuse. *Water Science and Technology*. v.31, n.12, p.399-408. 1995.

GATIBONI, L. C.; BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D. S.; CERETTA, C. A.; BASSO, C. J. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 32:1753-1761, 2008.

GAYA, J. P. *Indicadores biológicos no solo como uma alternativa para o uso racional de dejetos de suínos como adubo orgânico*. 2004. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 140 p.

GRABOW, G.; McCORNICK, P. G. Planning for water allocation and water quality using a spreadsheet-based model. *J. Water Resour. Plann. Manage.* American Society of Civil Engineers. Manuscript number: WR/2005/022968, 2007.

GRIMM, A. M. Precipitation anomalies in Southern Brazil associated with El Niño and La Niña events. *Journal Climate*, AMS, v. 11, p. 2863-2880, 1998.

GODOS, I.; BLANCO, S.; GARCÍA-ENCINA, P. A.; BECARES, E.; MUÑOZ, R. Long-term operation of high rate algal ponds for the bioremediation of piggery wastewaters at high loading rates. *Bioresource Technology*, v. 100, p.4332–4339, 2009.

GOMES, M.C.R.L. *Polimento de efluentes de sistema de tratamento de dejetos suínos em filtro de pedras e lagoa-filtro*. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 181 p.

GOSMANN, H. A. *Estudos comparativos com bioesterqueiras e esterqueiras para armazenamento e valorização dos dejetos suínos*. 1997. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 126 p.

GOVERNO DE SANTA CATARINA. *Lei Nº 14.675, de 13 de abril de 2009*. Institui a Código Estadual do Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www.sc.gov.br>> Acessado em: 18/04/2010.

HADLICH, G. M. *Poluição Hídrica Na Bacia do Rio Coruja-Bonito (Braço do Norte - SC) e Suinocultura: Uma Perspectiva Sistêmica*. 2004. Tese (Doutorado em Geografia), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

HENN, A. *Avaliação de dois sistemas de manejo de dejetos em uma pequena propriedade pequena produtora de suínos – condições de partida*. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 157 p.

HESPANHOL, H. Potencial de reuso de água no Brasil. Agricultura. Indústria. Municipais. Recarga de aquíferos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.7, n.4, p.75-95, 2002.

HOFFMAN, J. P. Wastewater treatment with suspended and non-suspended algae. *J. Phycol.*, v. 34, p. 757–763, 1998.

HULOT, F.D. e HUISMAN, J. Allelopathic interactions between phytoplankton species: the roles of heterotrophic bacteria and mixing intensity. *Limnol. Oceanogr.*, v. 49, p. 1424-1434, 2004.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Pesquisa Pecuária Municipal*, 2003. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>> Acesso em: 17/07/09.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Censo Agropecuário*, 2006. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>> Acesso em: 17/07/09.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Censo Agropecuário*, 2009. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>> Acesso em: 23/10/10.

IMTEAZ, M.A.; SHANABLEH, A. e ASAEDA, T. Modelling multi-species algal bloom in a lake and inter-algal competitions. *Water Science and Technology*, v.60, n.10, p.2599-2611. 2009.

INDELICATO, S.; BARBAGALLO, S.; CIRELLI, G.; ZIMBONE, Z. Reuse of municipal wastewater for irrigation in Italy. *Procc. 7th International Conference of Water and Irrigation*, Tel Aviv, p.210-221, 1996.

JIMÉNEZ-PÉREZ, M. V.; SÁNCHEZ-CASTILLO, P.; ROMERA, O. FERNÁNDEZ-MORENO, D. PÉREZ-MARTINEZ, C. Growth and nutrient removal in free and immobilized planktonic green algae isolated from pig manure. *Enzyme Microb. Technol.*, v. 34, p. 392–398. 2004.

JOHNSON, R. A.; WICHERN, D. W. *Applied multivariate statistical analysis*. 5th Ed. New Jersey: Prentice-Hall, 2005.

JUANICO, M.; SHELEF, G. The performance of stabilization reservoirs as a function of design and operation parameters. *Water Science and Technology*, v. 23, n. 7-9, p. 1509-1516, 1991.

JUANICO, M. Limnology of a warm hypertrophic wastewater reservoir in Israel. The physical environment. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, v. 79, n. 3, p. 423-436, 1994.

JUANICO, M.; FRIEDLER, E. Hydraulic age distribution in perfectly mixed non steady-state reactors. *J. Environ. Eng. ASCE* v. 120, n.6, p. 1427-1445, 1994.

JUANICO, M.; SHELEF, G. Design, operation and performance of stabilization reservoirs for wastewater irrigation in Israel. *Wat. Res.*, v. 28, n. 1, p. 175-186, 1994.

JUANICO, M. Process design and operation. In Reservoirs for wastewater storage and reuse (eds. Juanico and Dor) p.61-84, *Springer-Verlag*, Germany, 1999.

KERAITA, B.; DRECHSEL, P. e KONRADSEN, F. Using on-farm sedimentation ponds to improve microbial quality of irrigation water in urban vegetable farming in Ghana. *Water Science and Technology*, v.57, n.4, p.519-525. 2008.

KÖNIG, A. Biología de las lagunas de estabilización: algas. In: *Sistemas de Lagunas de Estabilization: como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadio*. Mendonça, S. R. (Coord.). McGrawHill, 2000. p. 44-67.

KÖNIG, A., CEBALLOS, B. S. O., SANTOS, A. V., CAVALCANTE, R. B., ANDRADE, J. L. S. e TAVARES, J. L. Uso de esgoto tratado como fonte de água não-convencional para irrigação de forrageiras. In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. *Anais...* Foz do Iguaçu, ABES, 1997.

KÖNIG, A. PEARSON, H. W. and SILVA, S. A. Ammonia toxicity to algal growths in waste stabilisation ponds. *Water Science and Technology*, v.19, n.12, p.115-122, 1987.

KÖNIG, A.; SOUSA, M. S. M.; FLORENTINO, I. Q. B.; CEBALLOS, B. S. O. Observações sobre a população de microalgas de uma lagoa facultativa secundária. In: 3º Congresso Brasileiro de Ecologia. 1996. *Anais...* Brasília: 1996.

KONZEN, E.A. Valorização Agronômica dos Dejetos Suínos: utilização dos dejetos suínos como fertilizantes. In: I Ciclo de Palestras Sobre Dejetos suínos no Sudoeste Goiano. 1997. *Anais...* Rio Verde, GO: 1997.

KRAPACA, I.G.; DEYA, W.S.; ROYA, W.R.; SMYTHB, C.A.; STORMENTC, E.; SARGENTA, S.L. Impacts of swine manure pits on groundwater quality. *Environ. Pollut.*, v. 120, n. 2, p. 475–492, 2002.

LAZAROVA, V.; BAHRI, A. *Water Reuse for Irrigation: Agriculture, Landscapes, and Turf Grass*. CRC Press, Boca Raton, USA, 2005.

LEAL, R.M.P.; HERPIN, U.; FONSECA, A.F.; FIRME, L.P.; MONTES, C.R. e MELFI, A.J. Sodicity and salinity in a Brazilian Oxisol cultivated with sugarcane irrigated with wastewater. *Agricultural Water Management*, v. 96, n. 2, p. 307–316, 2009.

LIMA, J. E. F. W., FERREIRA, R. S. A. e CHRISTOFIDIS, D. *O uso da irrigação no Brasil*. 2008. Disponível em: [www.cnptia.embrapa.br](http://www.cnptia.embrapa.br). Acessado em: janeiro de 2010.

LLORENS, M., SAEZ, J., SOLER, A. Primary productivity in a deep sewage stabilization lagoon. *Wat. Res.*, v. 27, n. 12, p. 1779-1785, 1993.

LOPEZ A.; POLLICE A.; LONIGRO A.; MASI S.; PALESE A.M.; CIRELLI G.L.; TOSCANO A.; PASSINO R. Agricultural wastewater reuse in southern Italy. *Desalination*, v. 187, n. 1-3, p. 323-334, 2006.

LUCAS, J; SANTOS, T. M. B.; OLIVEIRA, R. A.; Possibilidade de uso de dejetos no meio rural. In: Workshop: Mudanças Climáticas Globais e a Agropecuária Brasileira, Campinas, *Embrapa Meio Ambiente* n.1, p. 42, 1999.

MACAULEYA, J.J.; QIANG, Z.; ADAMS, C.D.; SURAMPALLI, R. E MORMILE, M. R. Disinfection of swine wastewater using chlorine, ultraviolet light and ozone. *Water Research*, v. 40, n. 10, p. 2017– 2026, 2006.

- MAIZONAVE, C. R. M.; BENDATI, M. M.; WERNER, V. R.; CYBIS, L. F. A.; CARVALHO, E. N. (2005) 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.). *Anais...* Campo Grande, MS.
- MANCUSO, P.C.S.; SANTOS, H.F. *Reúso de Água*. Barueri, SP: Manole, 2003. 579p.
- MARA, D.D.; PEARSON, H.W.; SILVA, S.A.; ARAÚJO, A.; OLIVEIRA, R.E. e SOARES, J. Process performance of an experimental deep effluent storage reservoir under different organic loadings in northeast Brazil. *Water Science and Technology*, v. 33, n. 7, p. 243-249, 1996.
- MEDRI, W. *Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos suínos*. 1997. Tese (Doutorado Engenharia de Produção), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 205 p.
- METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. New York: McGraw Hill Company, 2003.
- MIELE, M. e MACHADO, J.S. *Levantamento Sistemático da Produção e Abate de Suínos – LSPS: Metodologia ABIPECS-EMBRAPA de previsão e acompanhamento da suinocultura*. Concórdia: EMBRAPA Suínos e Aves. 27p. 2006. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br>> Acesso em: 08/07/09.
- MIRANDA, C. R. *Avaliação de estratégias para sustentabilidade da suinocultura*. 2005. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 263p.
- MOERSIDIK, S. S. *Traitment des eaux usées par lagunage à haut rendement : gestion de l'écosystème et comparaison des performances épuratoires avec un lagunage traditionnel*. Thèse (Doctorat), Université Montpellier I, Montpellier, France: 1992.
- MOHEDANO, R. A.; BELLI FILHO, P.; HOFMANN, S. M. Reuso de efluentes em pequenas propriedades de produção de suínos, após o polimento com lagoas de macrófitas lemnáceas (*Landoltia punctata* – Araceae). In: X Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. *Anais...* Maceió, AL. 2010.
- MORENO, M.D., SOLER, A., SAEZ, J.; MORENO, J. Thermal simulation of a deep stabilization pond. *Tribune du Cebedeau* . v.37, n. 491, 403-410. 1984.

MOTA, S. *Reuso de águas: a experiência da universidade do Ceará*. Fortaleza, UFC, 2000.

MOTA, S.; AQUINO, M. D.; SANTOS, A. B. *Reuso de Águas em Irrigação e Psicultura*. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará/ Centro de Tecnologia, 2007. 350p.

MUJEIRIEJO, R. and SALA, L. Golf course irrigation with reclaimed wastewater. *Water Science and Technology*, v. 24, n. 9, p. 161-171, 1991.

MUÑOZ, R.; GUIEYSSE, B. Algal-bacteria processes for the treatment of hazardous contaminants, a review. *Water Res.*, v. 40, p. 2799–2815, 2006.

NUDOGAN, Y., OSWALD, W.J. Enhanced nutrient removal in high rate algae ponds. *Water Science Technology*, v.31, p. 33–43. 1996.

NUSH, E.A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch. Hydrobiology*. Beih. Stuttgart, v. 14, p. 14 – 36, 1980.

OGLIARI, P. J.; PACHECO, J.A. *Análise estatística usando o STATISTICA® 6.0*. Apostila de aula. Florianópolis, SC. 2004. 131 p.

OLIVEIRA, R.; SILVA, S. A.; ARAUJO, A. L. C.; SOARES, J.; MARA, D. D.; PEARSON, H. W. The Performance of pilot-scale series of tem ponds treating municipal sewage in Northeast Brazil. In: 3rd IAWQ International Specialist Conference and Workshop. *Anais...* João Pessoa. 1995.

OLIVEIRA, J.L.R.; ARAÚJO, I.S.; ALVES, R. G.C.M; BELLI FILHO, P; COSTA, R.H.R. Utilização de filtro de pedras no polimento de lagoas de estabilização para o tratamento de dejetos suínos visando o reuso do efluente na irrigação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., Belo Horizonte. *Anais...*Belo Horizonte, MG, 2007.

OLIVEIRA, J. L. R. *Utilização de filtros no polimento de lagoas de estabilização aplicadas aos dejetos suínos*. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 99 p.

OLIVEIRA, R.; SILVA FILHO, T.A.T.; MOREIRA, J.F.V. Análise fatorial de uma série de lagoas de estabilização rasas tratando esgoto doméstico no Nordeste do Brasil. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. *Anais...* João Pessoa, PB. 2001.

OMS. Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Grey Water. Volume 2. *Wastewater Use in Agriculture*. Geneva, 2006.

OSWALD, W. J. *Large-scale algal culture systems (engineering aspects)*. In: *Micro-algal biotechnology*. ED. Borowitzka & Borowitzka, Cambridge University Press, Cambridge, Great Britain, 1988. p. 356-394.

PAGANINI, W. S. Reúso de água na agricultura. In: *Reúso de água*. Org. por MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. Editora Manole: São Paulo, 2003, p. 339-401.

PAIVA, D. P. As moscas como indicadores biológicos da alteração ambiental, In: Curso de capacitação em práticas ambientais sustentáveis: Treinamento 2002. *EMBRAPA Suínos e Aves*. p. 28-38. 2002.

PALHARES, J. C. P. e CALIJURI, M. C. Caracterização dos afluentes e efluentes suínolas em sistemas de crescimento/terminação e qualificação de seu impacto ambiental. *Ciência Rural*, v. 37, n. 2, p. 502-509, mar/abril 2007.

PATERSON, C.; CURTIS, T. *Physical and chemical environments*. In: SHILTON, A. *Pond Treatment Technology*. London, UK, 2005. 479 p.

PERDOMO, C.C. et al. Dimensionamento de sistemas e tratamento (decantador de lagoas) e utilização de dejetos suínos. Concórdia-SC. Comunicado Técnico n. 234, *Embrapa Suínos e Aves*, p. 1-5, Abril/1999. Disponível em: <<http://www.suino.com.br/embrapa>> Acesso em:08/07/09.

PEARSON, H. *Microbiology of waste stabilization ponds*. In: SHILTON, A. *Pond Treatment Technology*. IWA Publishing: Londres, 2005. 479 p.

PORCELLA, D.B., MCGAUHEY, P.H. e DUGAN, G.I. Response to tertiary effluent in indian creek reservoir . *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 44, n. 11, p. 2148-2161, 1972.

QADIR, M.; WICHWLN, D.; RASCHID-SALLY, L.; McCORNICK, P. G.; DRECHSEL, P.; BAHRI, A.; MINHAS, P. S, in press. The challenges of wastewater irrigation in developing countries. *Agricultural Water Management*, doi:10.1016/j.agwat.2008.11.004.

QUADROS, M.F.L. e LOURENÇO, M.C.M. Estudo da estiagem no oeste catarinense em 2001/2002. Avaliação do desempenho da previsão climática do CPTEC. In: XII Congresso Brasileiro de Meteorologia. *Anais...* Foz de Iguaçu, PR, 2002.

REIS, J.A.T.; MENDONÇA, A.S.F. Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água. *Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 14, n. 3, p. 353-362, 2009.

SALA, L. ; GARCIA, J. ; MUJERIEGO, R. ; HERNANDEZ, M. Phytoplankton studies in hypertrophic lakes used for irrigation. *Verh. Interna. Verein. Limnol.*, v. 25, p. 1983-1988, 1994.

SANTA CATARINA. *Panorama dos Recursos Hídricos de Santa Catarina*. Secretaria de Estado de Desenvolvimento Sustentável: Florianópolis, 2010. Disponível em [www.aguas.sc.gov.br](http://www.aguas.sc.gov.br). Acessado em: fevereiro de 2010.

SEGANFREDO, M.A.; GIRROTO, A.F. Custo de armazenagem e transporte de dejetos suínos usado como fertilizante do solo. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves. 3p. (*Embrapa Suínos e Aves*). Comunicado Técnico, 2004. 374p.

SEVRIN-REYSSAC, S. J. ; LA NOUE, J.; FROULX, D. *Le recyclage du lisier de porc par lagunage*. TEC DOC. Ed. Lavoisier, Paris, 1995. 118 p.

SHILTON, A. *Pond Treatment Technology*. London, UK, 2005. 479 p.

SCHMITT, J. *Pré-processamento para a mineração de dados: uso da análise de componentes principais com escalonamento ótimo*. 2005. Dissertação (Mestrado em Ciência da Computação), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 146 p.

SILVA, F.C.M. *Tratamento dos dejetos suínos utilizando lagoa de alta taxa de degradação em batelada*. 1996. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 115 p.

SOLER, A., SÁEZ, J., LLORÉNS, M.; MARTÍNEZ, I., TORRELLA, F.; BERNÁ, L.M. Changes in physico-chemical parameters and photosynthetic microorganisms in a deep wastewater self-depuration lagoon. *Water Research*. v. 25, n. 6, p. 689-695. 1991.

SOLER, A., SÁEZ, J., LLORÉNS, M.; MARTÍNEZ, I. Evolucion de los parametros fisico-quimicos y microbiologicos en la depuracion de agua residuales por lagunaje profundo. *Tecnologia del Agua.*, v. 48, p. 52-58. 1988.

STATSOFT, Inc. STATISTICA (data analyses software system), version 7.0. 2003. Disponível em: <<http://www.statsoft.com>> Acessado em: 04/09/10.

SUKIAS, J.; TANNER, C. *Ponds for livestock wastes*. In: SHILTON, A. *Pond Treatment Technology*. London, UK, 2005. 479 p.



TELLES, D.D. e COSTA, R.H.P. *Reuso da água: conceitos, teorias e práticas*. 1ª edição, São Paulo: Editora Blucher, 2007.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) and USAID (U.S. Agency for International Development). *Guidelines for Water Reuse*. Washington, DC, 2004.

VALERO, M.A.C. e MARA, D.D. Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds. *Water Science & Technology*, v. 55, n. 11, p. 81 – 85, 2007.

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: lagoas de estabilização*. Belo Horizonte: UFMG, 2002. 196 p.

WILKIE, A. C.; MULBRY, W. W. Recovery of dairy manure nutrients by benthic freshwater algae. *Bioresource Technol.*, v. 84, n. 1, p. 81–91, 2002.

ZANOTELLI, C. T. *Modelagem matemática de nitrogênio e fósforo em lagoas facultativas e de aguapés para tratamento de dejetos de suínos*. 2002. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 162p.

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: XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2003. *Anais...* Joinville, Brasil. 2003. CD-ROM.

ZANOTELLI, C. T.; MEDRI, W.; PERDOMO, C. C.; MULLINARI, R.; BELLI FILHO, P.; COSTA, R.H.R. The Performance of a Facultative Lagoon with Baffles in the Treatment of Swine Wastes. *Wat. Sci. Tech.*, v. 45, n. 1, p. 49-53, 2002.

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.



## APÊNDICES



## APÊNDICE A

## Análise de FISH para identificação da biomassa microbiana

Tabela A1: Sondas específicas utilizadas na análise de FISH

Sonda	Especificidade	Sequência (5' - 3')	Referência
<b>EUB mix (I+II+III)</b>	Todas as bactérias	GCTGCCTCCCGTAGGAGT CAGCCACCCGTAGGTGT CTGCCACCCGTAGGTGT	Polprasert e Sawaittayothin (2006)
<b>NEU</b>	Nitrosomonas sp.	CCCCTCTGCTGCACTCTA	
<b>AMX820</b>	Anammox	AAAACCCCTCTACTTAGTGCCC	-
<b>Eury 499</b>	Grupos Methanomicrobiales	CGGTCTTGCCCGGCCCT	-
<b>DSV 407</b>	Desulfobionaceae	CCGAAGGCCTTCTTCCCT	-
<b>ARC 915</b>	Todas Archae	GTGCTCCCCCGCCAATTCTT	Stahl et al. (1991)
<b>NIT 3</b>	Nitrobacter sp.	CCTGTGCTCCATGCTCCG	Wagner et al. (1996)
<b>NSO 190</b>	Todas AOB beta	CGATCCCCTGCTTTTCTCC	Mobarry et al. (1996)



## APÊNDICE B

### Modelo estatístico ANOVA e teste de Tukey na verificação da sazonalidade

**Tabela B1: Comportamento das variáveis ao longo das estações do ano, em R1 (Comparação de Médias – Teste de Tukey).**

Valores médios ao longo dos períodos de monitoramento			
Período I (n ≥ 45)			
Estações	Temperatura (°C)	Precipitação (mm)	Radiação (W/m <sup>2</sup> )
Outono	19,1 <sup>a</sup>	11,7 <sup>a</sup>	22642 <sup>a</sup>
Inverno	16,2 <sup>b</sup>	21,6 <sup>b</sup>	17083 <sup>b</sup>
Período II (n ≥ 66)			
Estações	Temperatura (°C)	Precipitação (mm)	Radiação (W/m <sup>2</sup> )
Inverno	16,8 <sup>a</sup>	59,6 <sup>a</sup>	21987 <sup>a</sup>
Primavera	23,1 <sup>b</sup>	38,3 <sup>b</sup>	29058 <sup>b</sup>
Verão	26,4 <sup>c</sup>	91,5 <sup>c</sup>	63872 <sup>c</sup>
Valores seguidos da mesma letra não diferem entre si, ao nível de 5% de significância pelo Teste de Tukey			

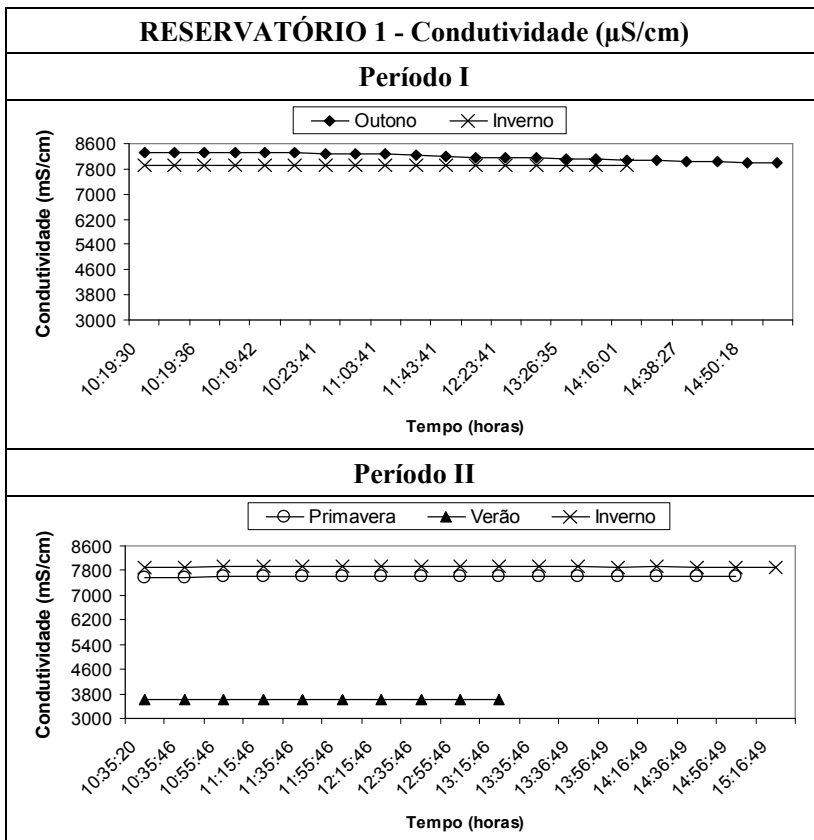
**Tabela B2: Comportamento das variáveis ao longo das estações do ano, em R2 (Comparação de Médias – Teste de Tukey).**

<b>Valores médios ao longo dos períodos de monitoramento</b>			
<b>Período I (n ≥45)</b>			
<b>Estações</b>	<b>Temperatura (°C)</b>	<b>Precipitação (mm)</b>	<b>Radiação W/m<sup>2</sup></b>
Inverno	17,3a	49,1a	20248a
Primavera	17,5a	61,0a	23463a
<b>Período II (n ≥42)</b>			
<b>Estações</b>	<b>Temperatura (°C)</b>	<b>Precipitação (mm)</b>	<b>Radiação W/m<sup>2</sup></b>
Primavera	24,2a	30,7a	30922a
Verão	27,1b	91,5b	63872b
Valores seguidos da mesma letra não diferem entre si, ao nível de 5% de significância pelo Teste de Tukey			

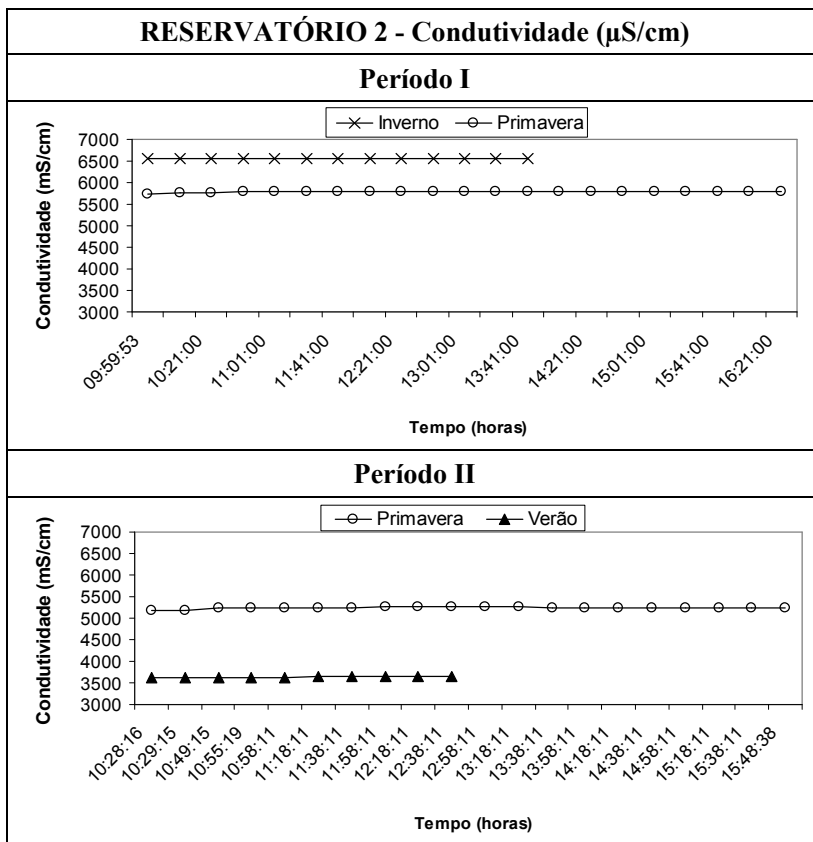


## APÊNDICE C

**Variações horárias da variável condutividade ( $\mu\text{S/cm}$ ), em R1 e R2.**



**Figura C1: Perfil Horário da Condutividade ( $\mu\text{S/cm}$ ) em R1**



**Figura C2: Perfil Horário da Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) em R2**

APÊNDICE D

Dispersão das variáveis indicadoras de matéria carbonácea

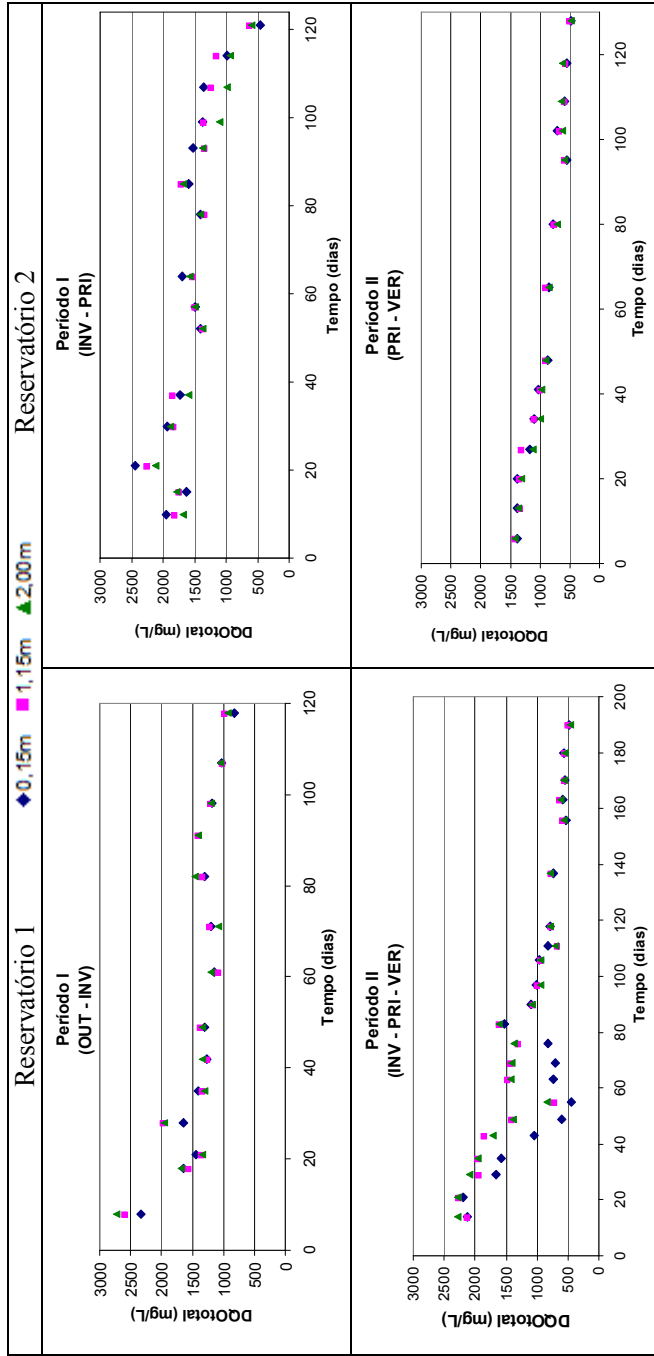
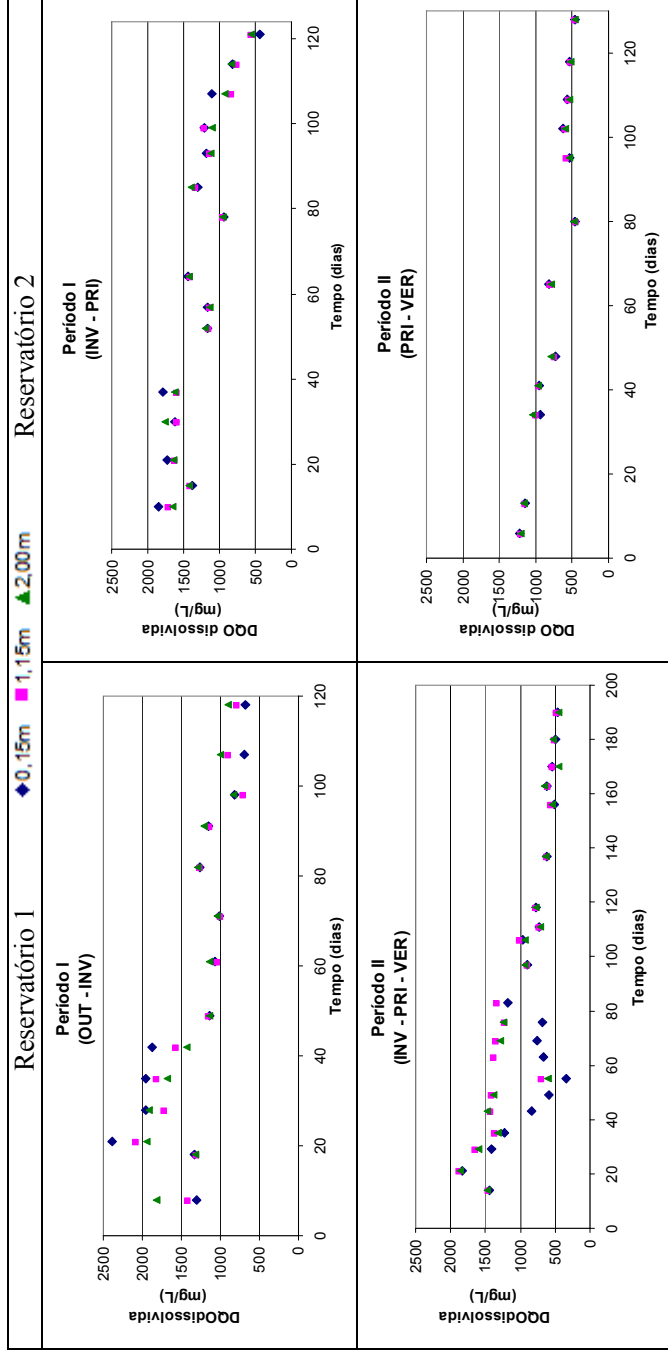
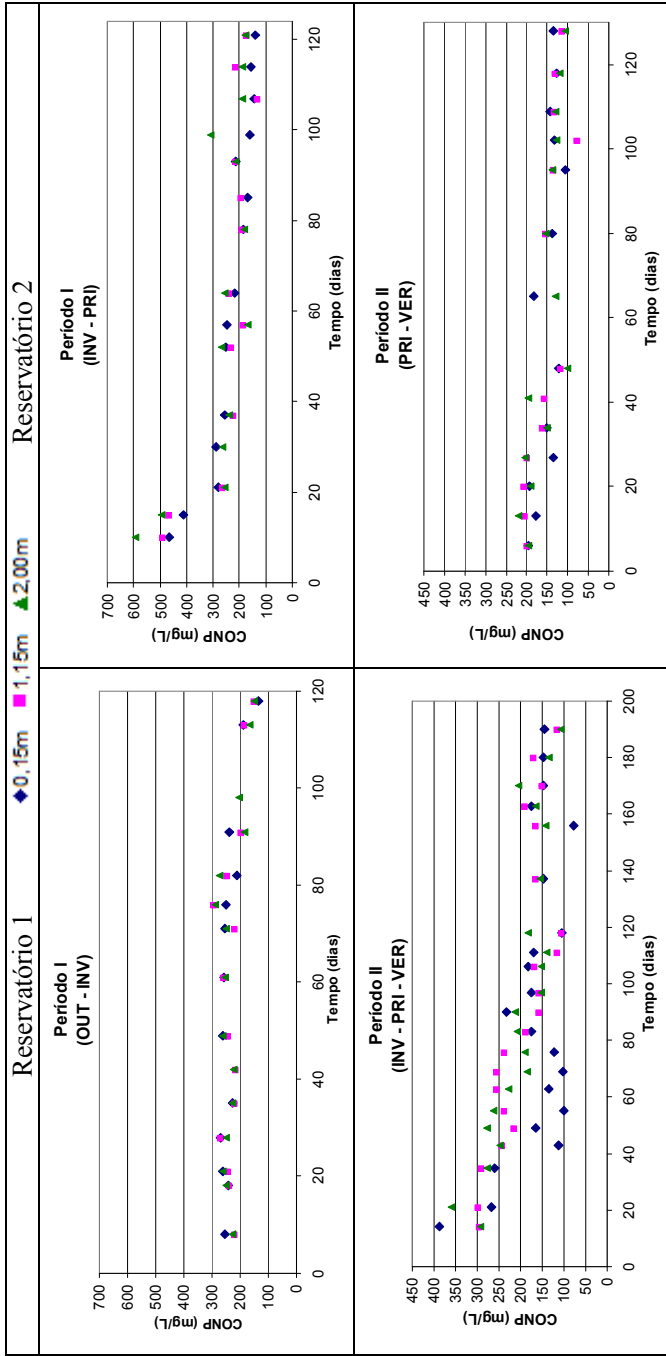


Figura D1: Concentrações de DQO<sub>total</sub> em R1 e R2, nos períodos de monitoramento e nas três profundidades de coleta.



**Figura D2:** Concentrações de DQO<sub>dissolvida</sub> em R1 e R2, nos períodos de monitoramento e nas três profundidades de coleta.



**Figura D3: Concentrações de CONP em R1 e R2, nos períodos de monitoramento e nas três profundidades de coleta.**



## APÊNDICE E

### Dispersão das variáveis indicadoras de nutrientes

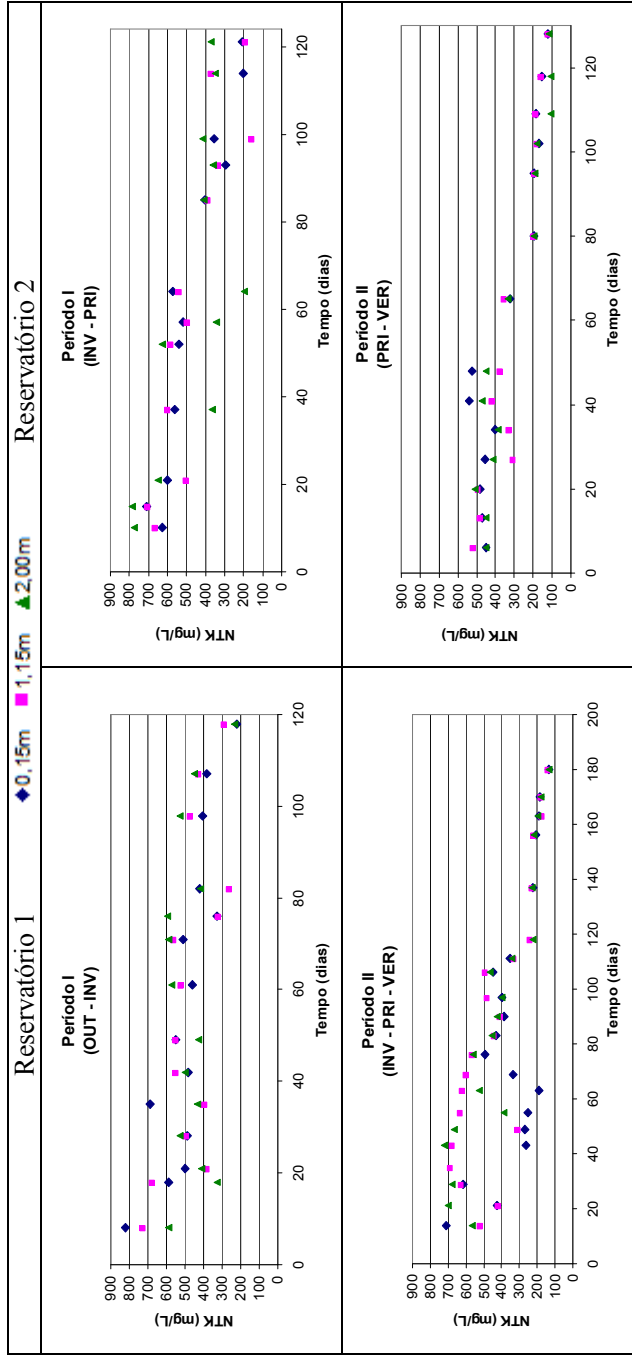
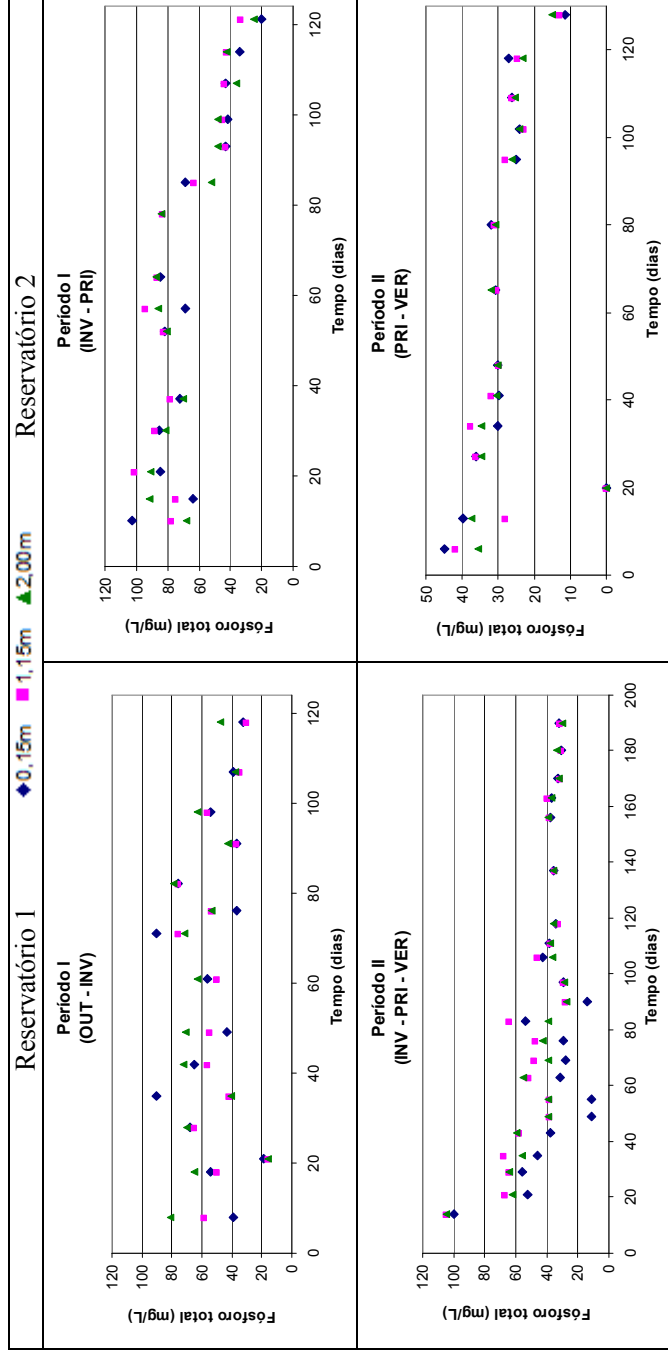


Figura E.1: Concentrações de NTK em R1 e R2, nos períodos de monitoramento e nas três profundidades de coleta.



**Figura E2: Concentrações de Fósforo total em R1 e R2, nos períodos de monitoramento e nas três profundidades de coleta.**