

Avaliação de reservatórios de estabilização no polimento de efluente de sistema de tratamento de dejetos suínos visando o reuso na propriedade produtora

Anderson Marconi Holtz

Orientadora: Prof^a Dra. Rejane Helena Ribeiro da Costa

Co-orientadora: Viviane Furtado Velho

2010/1



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL**

Anderson Marconi Holtz

**AVALIAÇÃO DE RESERVATÓRIOS DE ESTABILIZAÇÃO
NO POLIMENTO DE EFLUENTE DE SISTEMA DE
TRATAMENTO DE DEJETOS SUÍNOS VISANDO
O REUSO NA PROPRIEDADE PRODUTORA**

Trabalho de Conclusão de
Curso apresentado à
Universidade Federal de
Santa Catarina – UFSC como
requisito para obtenção do
título de Engenheiro
Sanitarista e Ambiental.

Orientadora
Profª Dra. Rejane Helena Ribeiro da Costa

Florianópolis
2010.1

Holtz, Anderson Marconi

Avaliação de reservatórios de estabilização no polimento de efluente de sistema de tratamento de dejetos suínos visando o reuso na propriedade produtora

Anderson Marconi Holtz – Florianópolis, 2010.
151f.

Orientadora: Prof^ª Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dra.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal de Santa Catarina. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Título em inglês: Evaluation of stabilization reservoirs in polishing effluent treatment system of pig manure aimed at producing property reuse

1. Dejetos suínos 2. Reservatórios de Estabilização 3.Reuso

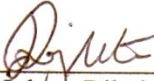
**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DE RESERVATÓRIOS DE ESTABILIZAÇÃO NO
POLIMENTO DE EFLUENTE DE SISTEMA DE TRATAMENTO
DE DEJETOS SUÍNOS VISANDO O REUSO NA PROPRIEDADE
PRODUTORA**

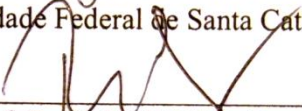
ANDERSON MARCONI HOLTZ

Trabalho submetido à Banca
Examinadora como parte
dos requisitos para Conclusão do
Curso de Graduação em Engenharia
Sanitária e Ambiental – TCC II

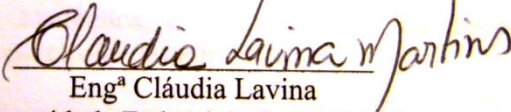
BANCA EXAMINADORA:



Prof^a Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dra.
Universidade Federal de Santa Catarina



Prof. Paulo Belli Filho, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina



Eng^a Cláudia Lavina
Universidade Federal de Santa Catarina

FLORIANÓPOLIS –SC
AGOSTO/2010

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pelo dom de vida que me concedeu, por ter iluminado o meu caminho durante todos estes anos, por todas as oportunidades concedidas, por ter me dado sabedoria força e saúde e disposição a conquistar os meus objetivos e seguir em frente.

À minha família por me educarem com amor e por sempre terem lutado para me oferecer tudo de melhor.

À Prof^a Rejane Helena Ribeiro da Costa, pelo voto de confiança, pela amizade, paciência, por transmitir sua experiência, durante os anos em que foi minha coordenadora de iniciação científica e por de ter sido fundamental para este trabalho de conclusão de curso.

À minha colega e mestranda Viviane Furtado que sempre me ajudou com suas dicas, conselhos e orientações.

Aos amigos do LABEFLU e LIMA, que tive imenso prazer em trabalhar durante os anos de iniciação científica, pela ajuda na realização dos ensaios, pelas discussões científicas, companheirismo e amizade.

Ao Sr. Wilibaldo Michels, por permitir a instalação do sistema de tratamento de dejetos suínos e a visita semanal da equipe de pesquisadores em sua propriedade.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de estudos.

A Petrobras Ambiental – TSGA, CNPq/CT-Agro e CNPq/CT-Hidro pelo apoio financeiro.

À Universidade Federal de Santa Catarina, seu corpo de Direção e Administrativo, a todos os bons professores da Universidade, pelos ensinamentos éticos e técnicos que oportunizaram vislumbrar um novo horizonte.

É claro que não posso me esquecer da pessoa que me deu muita força e apoio durante os anos de faculdade, agradeço a minha namorada Jenifer Godoy pelo amor, pela paciência, por ser minha melhor amiga, por dividir comigo momentos felizes e tristes, pelo apoio, carinho, por sempre acreditar no meu potencial, e por fazerem dos meus sonhos os seus sonhos.

À todos os meus amigos e colegas que fizeram parte da construção da minha vida acadêmica, e os que mesmo de maneira indireta colaboraram para a conclusão deste trabalho.

“Tudo posso Naquele que me fortalece”

Filipenses 4:13

RESUMO

A atividade suinícola tem grande importância econômica, ocupando elevada posição no mercado mundial. Contudo, é a atividade que exerce maior impacto ambiental sobre os recursos hídricos do estado de Santa Catarina. Estudos indicam uma produção anual de 18 milhões de metros cúbicos de dejetos, sendo que somente 15% possuem destino adequado. Nesse sentido, o presente estudo teve como objetivos verificar a viabilidade de dois reservatórios de estabilização em paralelo, como tecnologia para o polimento de dejetos suínos tratados em lagoas de estabilização e promover a valorização dos efluentes a partir do reaproveitamento deste na irrigação como também na lavagem das unidades de confinamento dos animais. O estudo foi efetuado em uma média propriedade no sul de Santa Catarina, na cidade com maior índice de suínos por habitantes do Brasil, Braço do Norte. O efluente utilizado era proveniente da última lagoa (lagoa de maturação) do sistema de tratamento existente na propriedade. Os dois reservatórios cilíndricos de fibra de vidro e em escala piloto, com capacidade de 10 metros cúbicos cada, foram monitorados semanalmente, e operados em sistema de bateladas no período de quatro meses durante as estações de outono e inverno, e quatro meses nas estações de inverno e primavera. Foram investigadas variáveis físico-químicas e biológicas, tais como pH, Temperatura, Oxigênio Dissolvido, Demanda Química e Bioquímica de Oxigênio, Carbono Orgânico Total, série de sólidos, série de Nitrogênio, Fósforo, Clorofila a, Coliformes totais e fecais, Condutividade e Relação de Adsorção de Sódio (RAS). Ao final dos períodos de reservação, os resultados das variáveis monitoradas evidenciaram que o efluente pode ser utilizado, tomando os devidos cuidados, na irrigação irrestrita e na limpeza das instalações, sendo que obteve uma remoção de coliformes fecais de 99,9% e uma considerável remoção de nutrientes com a intenção de reaproveitamento dos mesmos na irrigação.

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. However, in Santa Catarina, Brazil it appears as the most impacting activity for the water resources. Researches point an annual swine manure production of 18 million cubic meters despite that only 15% of this are properly destined. Therefore this work aimed to verify the viability of two parallel stabilization tanks as a piggery wastewater polishing technology receiving effluent from stabilization ponds system promoting the effluent valuation through the reusing for agricultural irrigation and cleaning stalls alternative water. This experimental plant is located at a medium-farm in Braço do Norte, Santa Catarina, Brazil. This region holds the higher swine density all over the country. The tanks are supplied with the treated effluent from the stabilization ponds outlet (Maturation Pond). The fiberglass circular tanks were operated as a batch system of 4 months, measuring 10 cubic meters each one. They were monitored weekly. The effluent monitoring program consisted of a two period, fall to winter season (4 months) and winter to spring season (4 months). Physical-chemical and biological analyses were investigated such as: pH, Temperature, Dissolved Oxygen, Chemical and Biochemical Oxygen Demand, Total Organic carbon, Solids, Nitrogen, Phosphorus, Chlorophyll a, Total and Fecal coliforms and Sodium adsorption ratio (SAR). At the final of the reservation period the results pointed the effluent as a good alternative, provided it takes some precautions, for cleaning stalls and unrestrained use irrigation water.

Keywords: Pig manure, Tanks stabilization, Reuse.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Sistema de confinamento para criação de suínos.....	37
Figura 2: Opções para tratamento de dejetos suínos	42
Figura 3: A Lagoa Facultativa aerada.	46
Figura 4: Filtros de areia (escala reduzida)	46
Figura 5: Filtro de pedras (escala real).....	47
Figura 6: Lagoa-filtro para o polimento de dejetos suínos.....	48
Figura 7: Filtro de pedras para polimento de dejetos suínos.....	48
Figura 8: Consórcio entre bactérias e algas.	51
Figura 9: Interações presentes em reservatórios de estabilização.	52
Figura 10: Localização da área experimental.....	70
Figura 11: Vista parcial da granja de criação de suínos na propriedade rural....	71
Figura 12: Maternidade na grnja estudada	72
Figura 13: Fluxograma e disposição das unidades de tratamento de dejetos suínos.....	73
Figura 14: Lagoa de maturação.....	74
Figura 15: Reservatórios de Estabilização R1 e R2	75
Figura 16: A) Pontos de amostragem (flanges) ao longo da coluna d'água; B)Detalhe da abertura do tipo registro para coleta das amostras	78
Figura 17: Diagrama esquemático para classificação da água para irrigação (sem escala)	82
Figura 18: Distribuição da variável clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$) durante o período de reservação, em R1.....	98
Figura 19: Distribuição da variável clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$) durante o período de reservação, em R2.....	99
Figura 20: Concentração de Coliformes totais e E. Coli em R1, durante o período de reservação no R1.....	100

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Produção mundial de carne suína.....	30
Tabela 2: Características dos dejetos brutos de suínos.	38
Tabela 3: Riscos ambientais da produção de suínos.	40
Tabela 4: Eficiências de remoção em reservatórios de fluxo contínuo e em bateladas.	54
Tabela 5: Adição de nutrientes no solo com irrigação de efluente tratado.....	60
Tabela 6: Padrões de água para irrigação.....	64
Tabela 7: Qualidade microbiológica de águas residuárias para uso na agricultura	65
Tabela 8: Níveis de monitoramento (E. coli por 100 mL de águas tratadas) para os vários níveis de tratamento, nas categorias de A a H.	66
Tabela 9: Características dos reservatórios	75
Tabela 10: Períodos para verificar a influência da variação sazonal.....	76
Tabela 11: Métodos analíticos utilizados.....	79
Tabela 12 : Valores de média \pm desvio padrão obtidos, para as variáveis monitoradas em campo.	83
Tabela 13: Concentrações iniciais e finais das variáveis físico-químicas indicadoras de matéria orgânica no reservatório R1.	87
Tabela 14: Concentrações iniciais e finais das variáveis físico-químicas indicadoras de matéria orgânica no reservatório R2.	87
Tabela 15: Relação DQO/DBO nos reservatórios	88
Tabela 16: Concentrações iniciais e finais das variáveis físico-químicas indicadoras de nutrientes em R1.	90
Tabela 17: Concentrações iniciais e finais das variáveis físico-químicas indicadoras de nutrientes em R2.	90
Tabela 18: Concentrações iniciais e finais das variáveis microbiológicas em R1.	94
Tabela 19: Concentrações iniciais e finais das variáveis microbiológicas em R2.	95
Tabela 20: Concentrações iniciais e finais de patógenos	99
Tabela 21: Valores de Condutividade Elétrica (CE) em R1 e R2	101
Tabela 22: Concentrações médias de Na, Ca e Mg.....	102
Tabela 23: Valores de razão de adsorção de sódio (RAS)	102

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABIPECS	Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína
ACCS	Associação Catarinense de Criadores de Suínos
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ENS	Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária/ Suínos e Aves
EPAGRI	Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de SC
FAPESC	Fundação de Apoio à Pesquisa Científica do Estado de SC
LABEFLU	Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos
LIMA	Laboratório Integrado de Meio Ambiente
N	Nitrogênio
N ₂ O	Óxido Nitroso
NH ₃	Amonia
NTK	Nitrogênio Total Kjeldhal
P	Fósforo
pH	Potencial hidrogênionico
PPGEA	Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
R1	Reservatório de Estabilização 01
R2	Reservatório de Estabilização 02
RAS	Relação de Adsorção do Sódio
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
SS	Sólidos Suspensos
TSGA	Projeto Tecnologias Sociais para a Gestão da Água
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UFSC	Universidade federal de Santa Catarina

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO 25
1.1	OBJETIVOS 28
1.1.1	Objetivo Geral 28
1.1.2	Objetivos Específicos 28
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 29
2.1	CONTEXTUALIZAÇÃO 29
2.2	SUINOCULTURA 30
2.2.1	No Mundo 30
2.2.2	No Brasil 30
2.2.3	Em Santa Catarina 32
2.2.4	No Município de Braço do Norte 33
2.2.5	Medidas de Controle Ambiental 35
2.3	Características dos Dejetos suínos 37
2.3.1	Produção e composição dos dejetos suínos 37
2.3.2	Impactos causados pelos dejetos suínos 39
2.4	Técnicas de tratamento e manejo de dejetos suínos. 41
2.4.1	Sistemas de Armazenagem de Dejetos de Suínos -- Esterqueiras 43
2.4.2	Sistemas de Biodigestão 43
2.4.3	Tratamento biológico 44
2.4.4	Outras Técnicas 45
2.5	SISTEMAS DE POLIMENTO DE EFLUENTES 45
2.5.1	Experiências anteriores 45
2.6	Reservatórios de estabilização 49
2.6.1	Histórico e conceito 49
2.6.2	Concepção básica dos reservatórios de estabilização 50
2.6.3	Regime operacional dos reservatórios de Estabilização 52
2.6.4	Carga Orgânica nos Reservatórios 55

- 2.7 REUSO DO EFLUENTE TRATADO 56
- 2.7.1 **Reuso para fins agrícolas 57**
- 2.7.2 **O valor do efluente como fertilizante: benefícios e riscos 59**
- 2.7.3 **Padrões de efluentes para reuso na irrigação 62**
- 2.7.4 **Recomendações da OMS quanto ao reuso de águas residuárias na agricultura 64**
- 2.7.5 **Alguns exemplos de reuso de efluentes na irrigação 67**
- 2.7.6 **Reuso para fins não potáveis 68**
- 2.7.7 **Quanto ao potencial de reuso para limpeza de instalações 69**

3 METODOLOGIA 70

- 3.1 LOCALIZAÇÃO DA PROPRIEDADE E DO SISTEMA PRODUTIVO 70
- 3.2 UNIDADES EXPERIMENTAIS 74
- 3.3 Amostragem 76
- 3.3.1 **Variação sazonal 76**
- 3.3.2 **Determinação da eficiência de polimento e estratificação dos reservatórios 77**
- 3.3.3 **PARÂMETROS DE CONTROLE 78**
- 3.3.4 **Possibilidade de reuso do efluente 80**

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES 83

- 4.1 Variáveis físico-químicas 83
- 4.1.1 **TEMPERATURA 84**
- 4.1.2 **PH 84**
- 4.1.3 **Oxigênio Dissolvido (OD) 85**
- 4.2 Remoção de matéria orgânica: Verificação da capacidade de polimento 86
- 4.2.1 **Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) 88**
- 4.2.2 **Carbono Orgânico Total (COT) 89**

4.3	Remoção de nutrientes 90
4.3.1	NITROGÊNIO AMONÍACAL E NTK 91
4.3.2	FÓSFORO 93
4.4	Remoção microbiológica 94
4.4.1	TURBIDEZ 95
4.4.2	SÓLIDOS SUSPENSOS 96
4.4.3	CLOROFILA <i>a</i> 96
4.5	Quantificação de patógenos 99
4.6	avaliação do reuso do efluente 101
4.6.1	CONDUTIVIDADE ELÉTRICA 101
4.6.2	Relação de Adsorção do Sódio (RAS) 102
5	Conclusões 104
6	REFERÊNCIAS 106
APÊNDICE A – Tabelas 119	
APÊNDICE B –Gráficos 129	

1 INTRODUÇÃO

A escassez de água é um dos problemas enfrentados pelo mundo atualmente. Além disso, a poluição dos rios piora as perspectivas quanto à disponibilidade desse recurso natural.

No Brasil a expansão da suinocultura é destaque no cenário nacional e ocupa uma posição considerável no mercado internacional. A suinocultura vem se expandindo e passando por profundas alterações tecnológicas nas últimas décadas, visando principalmente o aumento de produtividade e a redução dos custos de produção, que tem como consequência a produção de grandes quantidades de dejetos em pequenas áreas.

No estado de Santa Catarina não é diferente. A poluição das águas é um fato consumado e uma das principais atividades responsáveis por esse quadro é a suinocultura.

Em nível nacional e estadual, a suinocultura é uma das atividades mais importantes do complexo agropecuário brasileiro, por ser predominantemente desenvolvida em pequenas propriedades rurais e em áreas com limitações topográficas para o desenvolvimento de lavouras extensivas. Além de gerar renda, alimento e emprego, a suinocultura constitui-se, portanto, num excelente instrumento de fixação do homem no campo (MEDRI, 1997).

O desenvolvimento da atividade no estado de Santa Catarina infelizmente está associado à baixa qualidade ambiental das propriedades produtoras, devido ao destino de seus dejetos, onde apenas 15% contam com algum tipo de manejo adequado (BELLI FILHO et al, 2001). Os efluentes gerados possuem um potencial poluidor muito elevado, atingindo os recursos hídricos e solo através da alta concentração de compostos nitrogenados e fosfatados, além de coliformes fecais e sólidos suspensos. Calcula-se que aproximadamente 90% dos rios e lençóis subterrâneos do Estado apresentam coliformes fecais oriundos dos dejetos suínos.

A atmosfera também sofre com o efeito dos gases emitidos durante a decomposição dos dejetos, que contribuem para o efeito estufa. 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 um cenário insustentável frente à crescente demanda pelo uso dos recursos hídricos.

O presente estudo faz parte do Projeto – Polimento, valorização e reuso de efluentes provenientes de diferentes unidades de tratamento,

em propriedades produtoras de suínos – formado por uma rede de Cooperativas que envolvem a EPAGRI, EMBRAPA, TSGA (Projeto Tecnologias Sociais para a Gestão da Água) e UFSC.

A mestranda Viviane Furtado Velho vem trabalhando neste projeto para confecção de sua dissertação de mestrado e obtenção do grau de mestre em engenharia ambiental. Eu trabalhei com ela como bolsista de iniciação científica durante a primeira fase deste estudo. Portanto a partir destes dados obtidos nesta primeira fase que me fundamentei para escrever este trabalho de conclusão de curso.

Este projeto também dá continuidade aos trabalhos já realizados desde 1995, com pesquisas sobre o tratamento e manejo de dejetos suínos, desenvolvidos junto ao grupo de pesquisa do Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA).

A presente pesquisa visa aprimorar e consolidar tecnologias para o polimento reuso e a valorização do efluente produzido pela produção de suínos, em uma média propriedade localizada na Bacia do Rio Cachoeirinha, no município de Braço do Norte/SC, o qual possui uma das mais altas concentrações de suínos/km² do mundo. O grande desafio resulta no desenvolvimento de um processo que viabilize um sistema econômico capaz de reduzir o poder poluente sem comprometer a eficiência econômica da atividade.

Esta pesquisa utilizou como ponto de partida, a necessidade de tecnologias apropriadas para o desenvolvimento de fontes alternativas de água para usos menos restritivos, estratégia básica para a solução do problema do uso insustentável dos recursos hídricos.

A média propriedade possui um sistema completo de tratamento de dejetos suínos, em escala real, com unidades de tratamento primário (lagoa de decantação), secundário (lagoa anaeróbica) e terciário (lagoa facultativa aerada e lagoa de maturação). A grande concentração de biomassa algal, e as concentrações remanescentes de nutrientes, matéria orgânica e patógenos resultante deste sistema demanda por uma forma de polimento final. Portanto, pretende-se complementar o sistema atual, levando o efluente da lagoa de maturação a uma qualidade adequada para seu reuso, utilizando os reservatórios de estabilização como alternativa e como solução para essa problemática ambiental.

As unidades de tratamento utilizadas para realização deste estudo consistem em dois reservatórios de estabilização (R1 e R2), em escala piloto, operados em sistema de bateladas e monitorados durante um período de aproximadamente quatro meses, nas estações de outono e inverno (R1), e quatro meses nas estações de inverno e primavera (R2).

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, preservando este recurso hídrico (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 utiliza maiores profundidades e grandes volumes, além do regime hidráulico usado convencionalmente em batelada, o que introduz mudanças significativas na biomassa algal e bacteriana (ATHAYDE, 2005; 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 para seu uso posterior. Os reservatórios de polimentos são considerados uma tecnologia de fácil implementação e operação, possibilitando sua inserção ao ambiente e rotina do produtor de suínos, uma vez que não necessita de mão de obra especializada devido sua operação simplificada.

Sendo assim, este experimento visa contribuir na formação do conhecimento científico e desenvolver um processo que promova a valorização e o aproveitamento dos efluentes tratados, com eficácia, gerando condições de reuso adequadas às propriedades rurais, tanto na irrigação de culturas agrícolas, como na lavagem das unidades de confinamento dos animais, resultando em melhorias de saneamento ambiental e saúde na bacia hidrográfica da região.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Utilizar reservatórios de estabilização visando o polimento e o reuso do efluente proveniente de sistema de tratamento de dejetos suínos.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a capacidade de polimento do efluente proveniente do sistema de tratamento de lagoas, por meio de reservatórios de estabilização;
- Verificar o potencial de reuso do efluente dos reservatórios na irrigação e na limpeza das baias de criação dos animais;

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 CONTEXTUALIZAÇÃO

Antigamente, as terras eram comumente exploradas até que os recursos naturais se esgotassem. Posteriormente ocorria uma migração, a procura de novos recursos, iniciando-se, novamente, o mesmo processo. É evidente que naquela época a preocupação ambiental não era tratada como nos dias de hoje, pois prevalecia a crença de que os recursos naturais não se esgotariam.

Por toda a história até os dias atuais, é possível perceber a preferência do homem em se estabelecer próximo aos rios, riachos, cachoeiras e outras fontes de água. Este fenômeno ocorre porque normalmente encontram-se as melhores terras para o plantio, simplicidade na obtenção de água, tanto para irrigação como para a sedentação de animais, facilitando assim o desenvolvimento da agricultura e da pecuária devido ao fato de haver água por perto.

Nas últimas décadas, a população vem se conscientizando da necessidade da renovação e preservação dos recursos naturais e vem falando cada vez mais em sustentabilidade, visando garantir uma qualidade ambiental melhor no presente e no futuro.

Este trabalho gira em torno da suinocultura. Apesar de alguns produtores rurais terem consciência da necessidade de se realizar uma atividade ambientalmente sustentável, muitas vezes, tendo em vista o crescimento econômico e a própria sobrevivência, o mesmo explora sua propriedade de modo inadequado, transpondo a capacidade de sustentação do sistema envolvido.

Com o advento de legislações ambientais, que se tornam cada vez mais severas, e com o aumento da fiscalização, os impactos ambientais causados podem gerar agora custos adicionais para o produtor agroindustrial, entre os quais se incluem multas. Porém, a degradação ambiental, em virtude do uso inadequado do meio ambiente, vem crescendo e é um fator considerado de alto risco social e comercial na atualidade, gerando situações de difícil controle.

2.2 SUINOCULTURA

2.2.1 No Mundo

A suinocultura trata da criação de suínos para a produção de alimentos e derivados. Esta atividade 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. (PORK WORLD, 2010), a Tabela 1 mostra o ranking e a produção mundial de carne suína.

Tabela 1: Produção mundial de carne suína

País	Produção - Mil toneladas								
	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005*	2006*
China	38837	38907	40314	41845	43266	45186	47210	48500	50000
Europa	17777	18144	17649	17645	17845	17921	21614	21550	21660
EUA	8623	8758	8597	8691	8929	9056	9312	9435	9590
Brasil	2400	2400	2600	2637	2798	3059	2950	3140	3230
Vietnã	1228	1318	1409	1515	1654	1800	2012	2200	2300
Polônia	2026	2043	1923	1849	2023	2209	2100	2040	2000
Canadá	1392	1566	1640	1731	1858	1882	1936	1960	1990
Japão	1291	1277	1256	1232	1246	1274	1285	1260	1230
México	961	994	1030	1058	1070	1035	1058	1080	1110

Fonte: Adaptado ABIPECS (2010)

Nota: *Estimado

2.2.2 No Brasil

O Brasil é um dos maiores exportadores de carne, principalmente de suínos para países do MERCOSUL e Ásia. Por ser um grande produtor de milho e soja, insumos básicos para a suinocultura, e por dispor de áreas para o crescimento do plantio e da implantação de novos projetos, o Brasil tem fortes condições para se manter como grande produtor e para aumentar a sua participação dentro do mercado mundial nos próximos anos.

A cadeia suína brasileira, com mais de 30 milhões de cabeças, produção de 3 milhões de toneladas de carne, geração de 630 mil empregos diretos e indiretos, investimentos no campo e na indústria de R\$ 9 bilhões, receita de R\$ 84 bilhões, sendo R\$ 30,4 bilhões no mercado interno, R\$ 2,6 bilhões no mercado externo, R\$ 51,6 bilhões na distribuição e no varejo, é uma importantíssima atividade econômica, principalmente no Sul e Sudeste do País. (ABIPECS, 2010)

A agroindústria é uma das principais atividades econômicas na região Sul do Brasil, sendo o estado de Santa Catarina um importante pólo na produção de carne suína e derivados, encontrando-se entre os seis maiores produtores de suínos em número de cabeças abatidas com inspeção federal (MIELE e MACHADO, 2006).

O mercado interno brasileiro absorve cerca de 80% da produção, e as perspectivas são animadoras, pois o consumo vem se ampliando com o crescimento da economia, com o aumento do poder aquisitivo dos brasileiros.

O mercado externo também acena com enormes oportunidades, mas representa o principal desafio para o empresário brasileiro, que enfrenta barreiras técnicas, essencialmente de ordem sanitária, e obstáculos como lentidão burocrática no Brasil e na maior parte dos países aos quais pretende fornecer a carne suína nacional.

Dados da (ABIPECS, 2010) mostram que nos últimos anos, a expansão da produção brasileira teve como principal motor o crescimento das exportações. Porém, desde o último trimestre de 2005, o aparecimento da febre aftosa, o desencontro de procedimentos entre as autoridades sanitárias do País, as dificuldades de logística e o aumento das exigências dos países importadores, geraram dificuldade no desempenho e crescimento das exportações.

Apesar do grande problema que representou 2009 para o setor de carne suína do Brasil, com o surto da Gripe A H1N1 (chamada de “gripe suína” que não tem influência na carne de porco), as consequências da crise financeira global, com redução do crédito e do consumo externo, a piora cambial e a queda de preços internacionais, as exportações ainda tiveram um bom desempenho em termos de volume, avalia o presidente da Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína (ABIPECS), Pedro de Camargo Neto.

O alojamento de matrizes do rebanho industrial manteve a tendência de aumento verificada nos últimos cinco anos, com um crescimento estimado em 3,4% (1,57 milhões de cabeças). Sobretudo em função do aumento da produtividade, resultante de avanços tecnológicos, a oferta de animais para abate cresceu, proporcionalmente,

mais do que o alojamento de matrizes (6,1%), passando de 32,7 milhões de cabeças, em 2008, para 34,7 milhões de cabeças, em 2009. Além disso, a elevação do peso médio de abate contribuiu para que a oferta de carne suína do rebanho industrial crescesse 7%, atingindo 2,873 milhões de toneladas, 187 mil toneladas a mais que no ano anterior(ABIPECS).

No entanto, cabe destacar neste momento as conseqüências negativas da produção de suínos sobre o meio ambiente. Quando tratados incorretamente, os dejetos de suíno representam um fator com potencial de poluição significativamente elevado.

O planejamento da suinocultura de confinamento, juntamente com a observância da legislação ambiental e de outras legislações correlacionadas, tornaram-se condições necessárias para a preservação dos recursos hídricos, solo e ar para que o produtor e a agroindústria suinícola adquiram maior credibilidade no Mercado Mundial. Este último exige, cada vez mais, cuidados e normas de preservação ambiental na produção de suínos e em quaisquer outros produtos industriais que coloquem em risco o meio ambiente e os recursos naturais. Caso as questões sanitárias forem resolvidas, não fica afastada a hipótese de que as exportações brasileiras cresçam.

2.2.3 Em Santa Catarina

Na forma inicial de produção suinícola catarinense, os suínos eram criados soltos, em pequenas quantidades, tendo em vista a subsistência. Nessa forma não ocorria concentração da poluição nem esgotamento de recursos naturais por excesso de dejetos, desperdício de água e elementos químicos adicionados na dieta. O solo conseguia absorver a quantidade de dejetos excretados pelos animais, pois não havia a necessidade de superprodução e incrementos de tecnologias modernas de produção para atendimento de mercados internos e externos. (SANTOS FILHO et al, 1999).

Posteriormente ao surgimento da agroindústria e do crescimento da economia de mercado consumidor, iniciou-se a produção em massa para o abate. Na década de 1970, principalmente no Oeste de Santa Catarina, foi introduzido o sistema integrado de produção de suínos, o qual mais tarde, também seria implantado no Sul do Estado. O método consiste numa parceria entre indústria e produtores, no qual a primeira fornece os animais, os insumos, a assistência técnica e a coleta da produção e ao segundo compete à construção das instalações, o fornecimento da mão-de-obra para a produção e o cuidado dos animais. Nesse sistema de parceria, os animais são criados em confinamento, por

meio do uso de alta tecnologia para o alcance de eficiência na produção. Por outro lado, a suinocultura, devido à sua capacidade de produzir grande quantidade de proteína em reduzido espaço físico e curto espaço de tempo, quando comparada a outras espécies animais de grande e médio porte (GOMES et al., 1992), representou para os agricultores familiares da região Oeste catarinense uma atividade extremamente importante, uma vez que, além de agregar valor aos grãos produzidos nas propriedades, permitiu uma ocupação mais intensa da mão-de-obra familiar e um fluxo de recursos mais estável para as famílias.

Atualmente o estado de Santa Catarina apesar de representar apenas 1,13% do território brasileiro, projeta-se no cenário nacional e internacional como grande produtor e exportador, além de abrigar 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 2006 o estado de Santa Catarina possuía aproximadamente 220.000 propriedades rurais, das quais 60.000 faziam da suinocultura a sua principal fonte de renda (IBGE, 2006).

De acordo com Censo Agropecuário de 2006, a região Sul tem cerca de 17,3 milhões de suínos, sendo que Santa Catarina é responsável por um rebanho estimado de 6,5 milhões de animais, a maior concentração encontra-se no Oeste Catarinense, com cerca de 77%, seguido da região sul com 10%. No estado são abatidos cerca de 600.000 suínos por mês, demonstrando a grande capacidade produtiva do estado e a tendência de crescimento do setor (EMBRAPA, 2006).

Contudo, apesar da grande importância econômica citada, a suinocultura é a atividade que exerce maior impacto ambiental sobre os recursos hídricos do Estado de Santa Catarina (OLIVEIRA et al, 2005). Os efluentes gerados possuem um potencial poluidor muito elevado, atingindo os recursos hídricos e solo através da alta concentração de compostos nitrogenados e fosfatados, além de coliformes fecais e sólidos suspensos. Calcula-se que aproximadamente 90% dos rios e lençóis subterrâneos do estado apresentam coliformes fecais oriundos dos dejetos de suínos. A atmosfera também sofre com o efeito dos gases emitidos durante a decomposição dos dejetos, que contribuem para o efeito estufa.

2.2.4 No Município de Braço do Norte

Segundo IBGE, o plantel de suínos no estado de Santa Catarina tem sido estimado em 75 animais km⁻² (0,75 suínos ha⁻¹). Os municípios

com maior concentração de suínos do estado são Iomerê com 10,44 suínos ha⁻¹, Xavantina com 9,53, Seara 8,47 e Arabutã 7,71 todos localizados no oeste do estado e Braço do Norte, localizado no sul do estado, com 7,17 suínos ha⁻¹. Este número é baixo quando comparado a região da Bretanha, na França com cerca de 33 suínos ha⁻¹ (SEVRIN-REYSSAC et al., 1995).

O Município de Braço do Norte é onde se encontra a estrutura física do presente trabalho de conclusão de curso. O crescimento da produção de suínos nesse município provocou um aumento de impactos ambientais. Segundo (EMBRAPA, 2006), esta intensificação se dá por duas situações principais, a primeira é o fato de que 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, 2006). A segunda situação é que os maiores impactos ambientais da atividade ocorrem justamente na primeira etapa, a de criação dos animais nas fazendas. Nestes ambientes, especialmente para os pequenos produtores, existe sempre carência de recursos para investimento em proteção ambiental.

Assim, a suinocultura que até pouco tempo atrás era considerada uma atividade bem sucedida, em virtude de sua grande capacidade de gerar renda para os agricultores, especialmente para os pequenos produtores, contribuindo para a estabilidade da propriedade devido aos ingressos monetários distribuído em diversos períodos do ano agrícola, à utilização intensiva da mão-de-obra e ainda aos nutrientes que fornece através dos dejetos para a fertilização das áreas de lavoura, passou mais recentemente a ser considerada como a principal atividade degradadora do meio ambiente rural do estado de Santa Catarina.

No município de Braço do Norte, 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.

Em pesquisa realizada por Hadlich (2004), na bacia hidrográfica do Rio Coruja-Bonito, em Braço do Norte, constatou-se que a suinocultura é a principal estrutura operacional e física que contribui para a poluição do rio, seja pela criação de animais, seja pela industrialização. O efeito é ainda maior, pois a fisiografia da bacia colabora com o transporte da poluição, devido à elevada declividade, presença de solos rasos e uma rica rede de drenagem.

2.2.5 Medidas de Controle Ambiental

A suinocultura 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.

Nos países europeus a legislação de proteção ambiental é muito rígida com relação aos dejetos da suinocultura. 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 do Decreto Estadual nº 14.250, de 5 de junho de 1981 da FATMA, regulamenta a emissão de efluentes em mananciais.

O governo tem adotado algumas medidas para fazer frente a este problema, basicamente apoiadas em medidas de regulação: exigência do licenciamento ambiental das granjas suinícolas e alguns incentivos à adoção de medidas tecnológicas que proporcionem o armazenamento dos dejetos para sua posterior utilização como fertilizante agrícola.

Não existe no Brasil uma legislação específica para a suinocultura. São vários os instrumentos legais, tanto a nível federal quanto estadual, que interferem no ordenamento da atividade, referente principalmente, à localização das instalações, aos padrões de emissão dos efluentes líquidos e a disposição final dos dejetos (HADLICH, 2004). Quanto à localização das instalações, deve-se atender ao Código Florestal (Lei 7.803, de 18/07/89), respeitando-se a largura da faixa marginal de preservação permanente em cada margem de rio, definida no Artigo 225, § 2º da Constituição da República Federativa do Brasil, sendo que atualmente a mesma se encontra em discussão. No caso dos padrões de emissão dos efluentes líquidos, deve-se primeiramente, observar a classe do curso d'água que servirá de corpo receptor.

Conforme enquadramento estabelecido pela Portaria Estadual 024/79 o Rio Cachoeirinha, em Braço do Norte/SC, é classificado como Classe 2, isto é: águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à irrigação de hortaliças e/ou plantas frutíferas e à recreação de contato primário (Decreto nº. 14.250/81 – FATMA, 1999). Este enquadramento deve estar baseado não necessariamente no estado atual do curso d'água, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade; e expressa metas finais a serem alcançadas, podendo ser fixadas metas progressivas intermediárias, obrigatórias, visando a sua efetivação.

Resumidamente, de acordo com o Artigo 19 da Resolução nº. 357 do CONAMA 2005, os efluentes líquidos provenientes da suinocultura poderão ser lançados em rios Classe 2, desde que obedeçam as seguintes condições:

- pH entre 6,0 e 9,0;
- Temperatura inferior a 40°C;
- Materiais sedimentáveis até 1,0 mL/L em teste de 1 hora em “Cone Imhoff”;
- Ausência de materiais flutuantes visíveis;
- Nos lançamentos em trechos de corpos de água contribuintes de lagoas, lagunas e estuários serão também observados os limites máximos para as seguintes substâncias:
 - Fósforo total = 1,0 MG/L;
 - Nitrogênio total = 10,0 MG/L;
 - Ferro total = 15,0 mg/L;
 - DBO5(20°C) máxima de 60 mg/L, podendo ser ultrapassada no caso de efluente de sistema de tratamento que reduza a carga poluidora em no mínimo 80%.

Ressaltando a importância que essas ações proporcionam, em termos de uma maior consciência ambiental, constata-se que as mesmas mostram-se insuficientes para atacar o problema em suas devidas proporções. A forma de armazenamento e de utilização que são tradicionalmente empregadas evidenciam um distanciamento das exigências da legislação ambiental.

2.3 CARACTERÍSTICAS DOS DEJETOS SUÍNOS

2.3.1 Produção e composição dos dejetos suínos

Os dejetos suínos são resíduos escuros, viscosos e com odor desagradável. Estes são constituídos por fezes, urina, água desperdiçada pelos bebedouros, limpezas de instalações, resíduos de ração, pêlos, poeiras e outros materiais decorrentes do processo de criação (KONZEN, 1997). As diferenças climáticas e a sazonalidade também determinam as características dos dejetos.

As variações quantitativas e qualitativas dos dejetos produzidos dependem de inúmeros fatores. Costa et al. (1995) evidenciaram que a suinocultura tecnificada (Figura 1), na forma de confinamento produz grandes quantidades de dejetos com elevadas concentrações de matéria orgânica (DBO ou DQO) e sólidos suspensos, óleos e graxas, compostos nitrogenados e fósforo, apresentando concentrações que podem chegar a 20 g/L de sólidos totais e 30 g/L de DQO.



Figura 1: Sistema de confinamento para criação de suínos.

A alta carga orgânica e de nutrientes presentes nos dejetos suínos quando não corretamente tratados causam um grande impacto sobre a biota dos corpos receptores. Quando lançados sem um correto tratamento, os dejetos suínos favorecem o crescimento de microrganismos, diminuem o oxigênio dissolvido da água (fruto da alta atividade microbiana), causam a eutrofização dos corpos receptores, a presença de maus odores além do aparecimento de vetores de contaminação como insetos e roedores dentre outros problemas (De la Torre e col., 2000).

A composição e o potencial poluidor dos dejetos suínos, de maneira geral, estão associados à nutrição dos animais. Na grande maioria a alimentação possui alto teor de proteínas que não são totalmente assimiladas pelos animais e posteriormente são excretadas. Os dejetos de suínos contêm vários nutrientes em sua composição. São, principalmente, ricos em nitrogênio (N) e fósforo (P), mas têm outros minerais como zinco, cádmio, chumbo, selênio, e uma elevada carga de microrganismos potencialmente patogênicos. (DIESEL et al., 2002) A concentração dos componentes nos dejetos suínos pode variar largamente em função do sistema de manejo adotado e da quantidade de água e nutrientes em sua composição. Na Tabela 2 estão apresentadas as características químicas dos dejetos brutos de suínos obtidas a partir de vários estudos e diferentes autores.

Tabela 2: Características dos dejetos brutos de suínos.

Parâmetro	Duarte <i>et al.</i>	Sevrin-Reyssac <i>et al.</i>	Medri	Zanotelli	Kunz <i>et al.</i>
	1992 (Portugal)	1995 (França)	1997 (SC/Brasil)	2002 (SC/Brasil)	2005 (SC/Brasil)
pH	7.46	-	6.90	6.87	7.30
DQO total	21.670	80.000	21.647	26.387	65.090
DBO ₅ total	7.280	40.000	11.979	-	34.300
NTK	2.150	8.100	2.205	2.539	4.530
NH ₃	1.420	3.400	-	-	2.520
P total	-	7.100	633	1.215	1.600
Sólidos	-	82.000	17.240	22.867	-
Totais					
Sólidos	-	66.000	10.266	16.855	39.220
Voláteis					

Fonte: Indicados

O fósforo, um dos principais elementos responsáveis pela eutrofização dos corpos da água, está presente na forma de ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico. Os ortofosfatos (PO_4 , HPO_4 , H_2PO_4 e H_3PO_4) são diretamente disponibilizados para o metabolismo biológico, sem necessidade de conversões às formas mais simples (PIRES, 1999).

Dietas ricas em proteínas e, conseqüentemente em nitrogênio exigem maior consumo de água. Sua excreção na urina é tanto maior quanto mais elevada for a quantidade de nitrogênio na dieta (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, 2009).

Além disso, a produção intensiva de animais é também uma importante fonte de emissão de dióxido de carbono, gás metano, óxido nitroso e amônia, elementos que estão associados com o aquecimento global, diminuição da camada de ozônio e com as chuvas ácidas (SPIES, 2003).

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).

Segundo Konzen (1997), cada animal produz cerca de 0,27 m^3 /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.

2.3.2 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 suínícolas, 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). A Tabela 3 apresenta os riscos ambientais mais comuns associados com a criação confinada de suínos.

Tabela 3: Riscos ambientais da produção de suínos.

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

Fonte: DE HAAN et al. (1995)

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

O fato de que 86% das fontes de água utilizadas no meio rural da região oeste do Estado de Santa Catarina, de acordo com um estudo realizado pela EPAGRI (2002) estarem contaminadas por coliformes fecais realça bem o efeito da contaminação ambiental nesta região.

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 da Terra (PERDOMO, 1999; LUCAS et al. 1999).

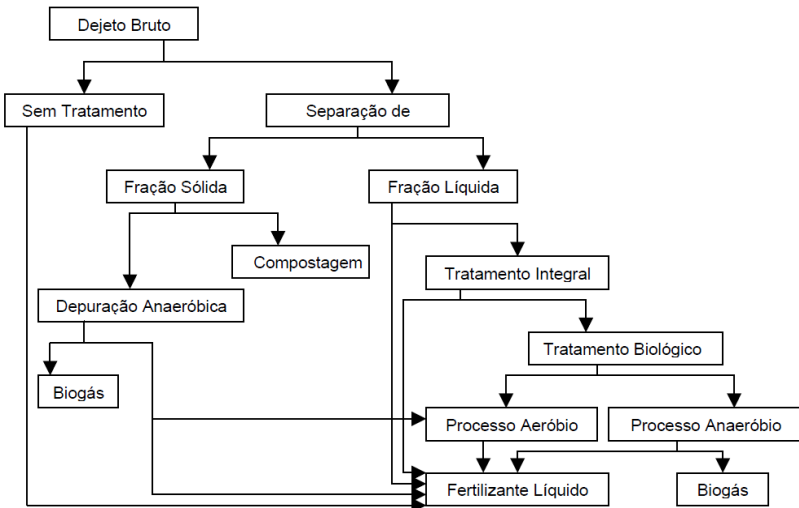
Outro impacto indesejável na propriedade produtora de suínos é a proliferação de insetos, especialmente moscas e simúlídeos (borrachudos), estima-se que apenas um suíno, eliminando cerca de dois quilos de esterco por dia, representa um potencial para produzir até 2.000 moscas. A espécie predominante 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 capacidade poluente dos dejetos suínos, em termos comparativos, é muito superior à de outras espécies. Em estudos realizados por Oliveira et al (1993) verificou-se que a DBO do dejetos suíno é de 5 a 260 vezes superior ao esgoto doméstico. WHO (1987) ressalta ainda que, esses resíduos apresentam um potencial poluidor até 4,2 vezes maior que o esgoto doméstico. 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.

2.4 TÉCNICAS DE TRATAMENTO E MANEJO DE DEJETOS SUÍNOS.

Embora existam várias alternativas para o tratamento e manejo dos dejetos suínos a seqüência normalmente empregada segue a descrição da Figura 2.

Figura 2: Opções para tratamento de dejetos suínos



Fonte: (Adaptado De La Torre, 2001)

Como se pode observar quase todos os sistemas de manejo e tratamento utilizados tem como objetivo a valorização do dejetos e como disposição final o solo e no Brasil sabemos que a forma mais adotada é sua disposição direta.

Esta prática faz com que, em muitas situações, se tenha um excesso de elementos no solo (nutrientes, metais, patógenos, entre outros), tornando difícil a absorção pelo solo, desses elementos, à mesma taxa em que são aplicados. (Seganfredo, 1999; Pillon et al., 2003). Este fato acarreta a lixiviação e/ou percolação destes resíduos para os corpos d'água superficiais e subterrâneos causando em muitos casos a poluição destes ambientes.

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 anaeróbico (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 de dejetos suínos têm sido utilizados, como: esterqueiras, reatores UASB e lagoas (anaeróbias, facultativas, de maturação/aeróbias e de aguapés). As granjas de criação de suínos normalmente possuem, em suas estações de tratamento, biodigestores ou lagoas para o tratamento secundário, não dispendo de processos para a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo). 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).

Várias alternativas para a disposição ou para o tratamento dos dejetos produzidos na suinocultura têm sido desenvolvidas e testadas no sentido de mitigar seus efeitos sobre o meio ambiente. Vejamos alguns exemplos à seguir.

2.4.1 Sistemas de Armazenagem de Dejetos de Suínos -- Esterqueiras

A utilização de esterqueiras para armazenagem de dejetos de suínos se coloca como uma alternativa de baixo custo frente a outras alternativas. O objetivo principal é impedir que o dejetos percole ou lixívie pelo solo e seja carregado para os cursos d'água subterrâneos e superficiais, sem que haja antes uma remoção da matéria orgânica facilmente biodegradável (DIESEL *et al.*, 2002.) As esterqueiras têm por objetivo principal a armazenagem dos dejetos líquidos provenientes de sistemas de produção de suínos. Para estabilização do dejetos é necessário que o sistema seja dimensionado para no mínimo 120 dias de estocagem, a fim de permitir uma pequena estabilização do dejetos (legislação do estado de Santa Catarina) (KUNZ, *et al.*, 2004).

Este sistema é abastecido diariamente, permanecendo o material em fermentação até sua retirada. Para a utilização do sistema de esterqueiras é necessário que o produtor possua área suficiente para aplicação no solo. Os critérios utilizados para a operação do sistema são altamente variáveis e geralmente questionáveis. (DIESEL *et al.*, 2002).

2.4.2 Sistemas de Biodigestão

A utilização de biodigestores para o tratamento dos efluentes da suinocultura foi bastante estimulada durante as décadas de 70 e 80. Neste período desejava-se obter: a geração de energia, a produção de biofertilizantes e a diminuição do impacto ambiental causado por esta

atividade. Porém os resultados obtidos não foram satisfatórios e a maioria dos sistemas implantados foi desativada (DANIELLE,2007).

A utilização de biodigestores tem ressurgido, devido à disponibilidade de novos materiais para a construção dos sistemas e a possibilidade de utilização da energia gerada pelo processo, diminuindo a utilização da energia tradicional (elétrica, lenha e petróleo) (KUNZ & OLIVEIRA, 2006).

O biogás formado durante o processo de biodigestão é composto principalmente por metano (50%–70%) e CO₂ (KUNZ & OLIVEIRA, 2006). Sua utilização nas propriedades rurais, para geração de calor e energia é uma alternativa que tem despertado a atenção dos produtores. Porém os resíduos finais deste processo ainda apresentam alto potencial poluidor e devem ser abordados dentro de critérios técnicos

2.4.3 Tratamento biológico

O tratamento biológico dos resíduos da suinocultura visa principalmente à remoção de matéria orgânica, de nitrogênio amoniacal e fósforo, compostos abundantes neste tipo de resíduo.

É cada vez mais freqüente, a utilização de alternativas de tratamento biológico para o tratamento dos dejetos gerados na suinocultura, em substituição as estratégias clássicas utilizadas de armazenamento e disposição no solo. Em muitas regiões há um excesso de nutrientes fazendo com que a prática de disposição direta no solo sem tratamento não deva ser recomendada e por este motivo têm se utilizado técnicas para o tratamento biológico dos dejetos.

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). Lagoas de estabilização são reconhecidas por excelente remoção, dentre outros parâmetros, de microrganismos fecais, sendo, portanto propícias ao tratamento de águas residuárias quando o reuso na agricultura é considerado. Lagoas de estabilização possuem ainda grande vantagem sobre o tratamento convencional de serem de fácil e econômica operação e manutenção, sendo apontadas por Arthur (1983) como a alternativa de tratamento de águas residuárias de menor custo financeiro.

Os efluentes produzidos nessas lagoas caracterizam-se também 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

consequência, na alteração das condições de vida aquática (OLIVEIRA, 2008). O polimento de efluente 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.

2.4.4 Outras Técnicas

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 de água, proporcionando a redução da carga orgânica e de nutrientes. Existem casos onde os dejetos são utilizados como aditivo da ração de animais ruminantes. A disposição também pode ser feita em lagoas para criação de peixes. Essa prática é muito utilizada na Europa e nos países asiáticos, como: China, Tailândia, Vietnã (SEVRIN-REYSSAC et al., 1995).

2.5 SISTEMAS DE POLIMENTO DE EFLUENTES

2.5.1 Experiências anteriores

O presente estudo faz parte do Projeto – Polimento, valorização e reuso de efluentes provenientes de diferentes unidades de tratamento, em propriedades produtoras de suínos – formado por uma cooperativa envolvendo a Embrapa Suínos e Aves, juntamente com a Epagri, TSGA (Projeto Tecnologias Sociais para a Gestão da Água) e a Universidade Federal de Santa Catarina, por intermédio do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Este estudo é continuidade dos trabalhos já realizados desde 1995 com pesquisas na área de controle da poluição da suinocultura, desenvolvendo diversas tecnologias e sugestões para tratamento, armazenamento e destino dos dejetos de suínos, desenvolvidos junto ao grupo de pesquisa do Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA).

Araújo (2007) verificou a capacidade de tratamento secundário e terciário de dejetos suínos em um sistema de lagoas em série em escala real (Figura 3), 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.



Figura 3: A Lagoa Facultativa aerada.

Seguindo as recomendações do estudo anterior, Oliveira (2008) avaliou a capacidade de filtros de areia (Figura 4) e um filtro de pedra (Figura 5) no polimento de efluentes da suinocultura tratados por lagoas em série, objetivando o reuso do efluente na irrigação.



Figura 4: Filtros de areia (escala reduzida)



Figura 5: Filtro de pedras (escala real)

Os resultados apresentaram-se satisfatórios quanto ao polimento do efluente, verificando uma remoção de variáveis indicadoras de nutrientes e matéria orgânica. No entanto, o estudo ainda relata o não favorecimento da prática do reuso na irrigação do efluente que sai dos filtros devido às características de sodificação, salinização do mesmo e as altas concentrações de sólidos totais.

Outros estudos foram realizados com a finalidade de alcançar o padrão sanitário e físico-químico do efluente tratado da suinocultura, visando o seu posterior reuso na irrigação e limpeza de baias. Essas novas pesquisas apontam novas soluções tecnológicas que colocam as técnicas já existentes sob novas concepções. Colocados em experimentação foram:

- **Lagoa-filtro**, que associa duas unidades de tratamento em uma só (Figura 7) proporcionando uma economia de área. Nesta unidade, Gomes et al. (2010), apresentaram resultados bastante satisfatórios, na remoção de matéria orgânica, sólidos e nutrientes, porém com uma eficiência pouco significativa na remoção de patógenos.



Figura 6: Lagoa-filtro para o polimento de dejetos suínos

- **Filtro de pedras** em escala piloto (Figura 7). Gomes et al. (2010), mostram uma eficiência satisfatória para o filtro de pedras na remoção de clorofila *a* e sólidos suspensos, que é seu principal objetivo. Já para a amônia e matéria orgânica, o filtro de pedras não apresentou bom desempenho, visto que seu principalmente tratamento é físico.



Figura 7: Filtro de pedras para polimento de dejetos suínos

- **Reservatórios de estabilização** são unidades de fácil construção e operação. Essas unidades são tema deste trabalho e serão abordadas a seguir. As unidades de tratamento utilizadas para realização deste estudo consistem em dois reservatórios de estabilização, em escala piloto, usados no polimento de dejetos suínos provenientes de um sistema de lagoas de estabilização.

Esta pesquisa utilizou como ponto de partida, a necessidade de tecnologias apropriadas para o desenvolvimento de fontes alternativas de água para usos menos restritivos, estratégia básica para a solução do problema do uso insustentável dos recursos hídricos.

2.6 RESERVATÓRIOS DE ESTABILIZAÇÃO

2.6.1 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 para 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, 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; JUANICO; SHELEF, 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 usados em alguns lugares do mundo, principalmente nos países de clima árido e semi-árido, em instalações que visam a reservação temporária ou o reuso de águas servidas (OLIVEIRA, 1999).

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 (1998), 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 (ATHAYDE, 2005).

Os 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 de grandes taxas de decaimento, como patógenos, quanto para poluentes de baixas taxas, como compostos refratários (JUANICO, 1994).

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, 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, 2005).

Além do reuso de seus efluentes na irrigação, os reservatórios também permitem a liberação de efluentes no mar, rios e lagos durante alguns períodos do ano. Quando os despejos são lançados em corpos aquáticos, a matéria orgânica presente naqueles exerce uma demanda de oxigênio no corpo receptor, podendo torná-lo anaeróbio, destruindo assim a fauna aeróbia do rio. Dessa forma, para o lançamento de despejos em corpos aquáticos naturais, a legislação brasileira (resolução CONAMA) exige, em termos de matéria orgânica, uma DBO₅ menor ou igual a 20 mg/l e uma concentração de SS menor ou igual a 30 mg/l. A Comunidade Européia (CEC, 1991) também restringe a quantidade de matéria orgânica que pode ser despejada no meio ambiente, exigindo valores máximos de DBO₅ e DQO de 25 mg/l e 125 mg/l, respectivamente.

2.6.2 Concepção básica dos reservatórios de estabilização

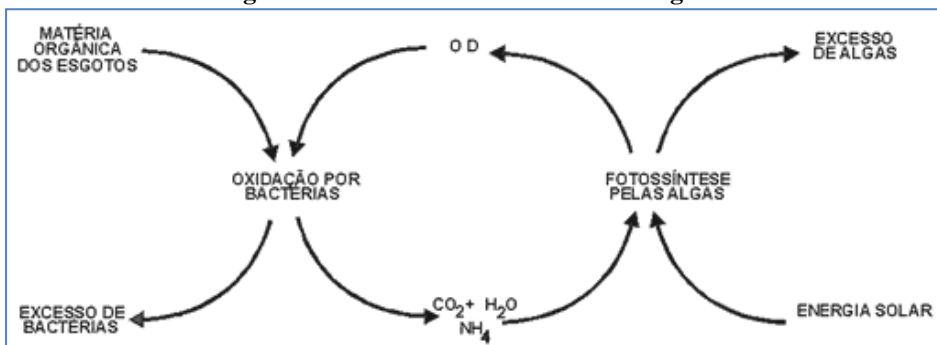
A maioria das unidades de tratamento são reatores de equilíbrio constante com volume fixo. O fluxo é contínuo, o efluente entra e sai do reator todos os dias. Quando o sistema está em equilíbrio o número de células e nutrientes se mantêm constantes (MADIGAN et al, 1996).

Já os reservatórios de estabilização operam como reatores em bateladas seqüenciais, categoria de reatores onde não existe o estado de

equilíbrio, ou seja, o regime não é constante. 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 possuem grandes dimensões, mas os reservatórios são especialmente grandes com volumes de 50 mil m³ a 12 milhões m³ (valores típicos em Israel estão entre meio a dois milhões de m³). Como conseqüências destes grandes volumes, os reservatórios não se comportam apenas como reatores químicos, mas também como unidades limnológicas como 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, então o controle e o projeto destas unidades devem levar tais elementos em consideração.

Estes 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 CO₂ 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 representado na Figura 8 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).

Figura 8: Consórcio entre bactérias e algas.



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. A Figura 9 apresenta as interações verificadas entre os fatores abióticos e a comunidade de organismos presente dentro dos reservatórios de estabilização.

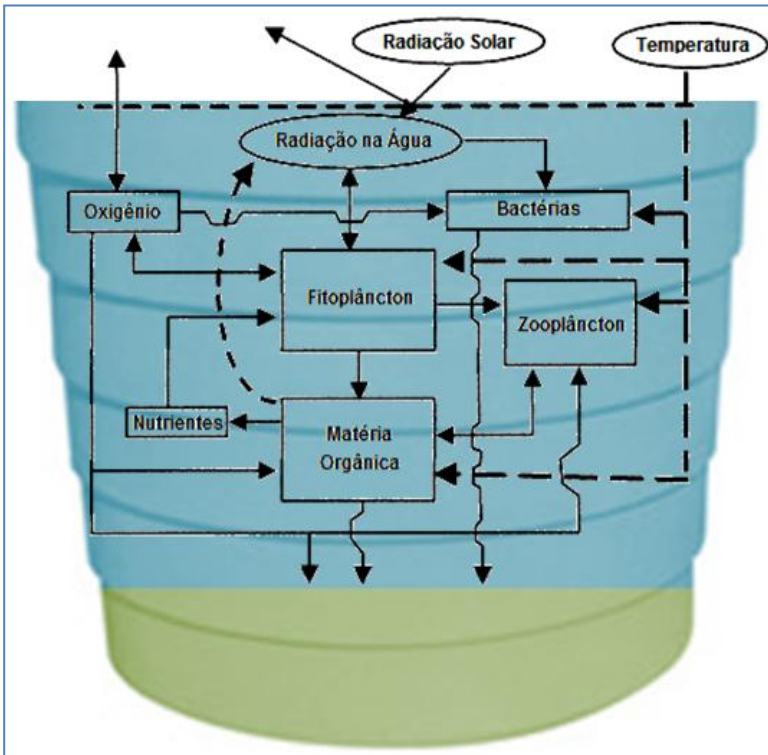


Figura 9: Interações presentes em reservatórios de estabilização.

Fonte: FRIEDLER et al. (2003) modificado

2.6.3 Regime operacional dos reservatórios de Estabilização

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.

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.

Segue abaixo os tipos de regime operacional:

- **Fluxo contínuo**

Neste regime, o reservatório recebe afluentes ao longo de todo o ano (a fase de repouso não existe). Esta é a prática comum israelita, cujo efluente geralmente não se enquadra nos padrões microbiológicos recomendados pela OMS para irrigação irrestrita. (JUANICO & SHELEF, 1994).

- **Batelada**

O reservatório pára de receber afluentes antes de começar a fornecer efluentes à irrigação. Este regime confere ao líquido uma qualidade microbiológica superior em relação ao regime em fluxo contínuo, porém representa certo desperdício de afluentes quando deixa de recebê-los na fase de repouso

- **Batelada em conjunto**

Neste regime, um grupo de reservatórios recebe afluentes ao longo de todo o ano, mas o reservatório cessa de receber o afluente antes do início do fornecimento. Este regime foi proposto por Mara & Pearson (1992) com o objetivo de que os efluentes se enquadrem nas recomendações da OMS para irrigação irrestrita.

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 (ATHAYDE, 2005). 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 4, podem produzir efluente de melhor qualidade dos que os sistemas de fluxo contínuo.

Tabela 4: Eficiências de remoção em reservatórios de fluxo contínuo e em bateladas.

Parâmetro	Fluxo contínuo	Bateladas 30-50 dias	Referências
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) Avnimelech (1999)
Fósforo	< 30 %	60 – 85 %	Bahri et al. (2000)
		10 – 30 %	Sala et al. (1994) Araújo et al. (2000) exp.
Coliformes fecais	90 – 99 %	99,99 % - total	Indelicato et al. (1996) Athayde et al. (2000) exp.

Fonte: Adaptado de SHILTON (2005)

Nota: *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. (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 (ATHAYDE, 2005).

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).

2.6.4 Carga Orgânica nos Reservatórios

A relação entre carga orgânica e regime de oxigênio nos reservatórios é mais complicada do que em lagoas de estabilização, devido a dois fatores principais (JUANICO, 1994):

- o efeito cumulativo do efluente entrando no reator e mudando o volume. O impacto da carga orgânica durante os meses de inverno (baixas temperatura e radiação solar; aumento do volume do reservatório) comparado com os meses de verão (altas temperatura e radiação solar; diminuição do volume do reservatório), é totalmente diferente.

- os reservatórios profundos, suportam baixas cargas orgânicas superficiais sem desenvolverem condições anaeróbias.

O oxigênio dissolvido nos reservatórios é fornecido pela atividade fotossintética das algas e pela difusão do oxigênio atmosférico. No tratamento de dejetos de suínos, as elevadas cargas orgânicas aplicadas fazem com que a taxa de consumo de oxigênio no reator seja várias vezes superiores à taxa de produção pela fotossíntese e pela reaeração atmosférica, predominando no meio, o processo fermentativo. (DELAVÉQUIA, 2000). Portanto, em reservatórios profundos com pequena relação área/volume têm menos oxigênio disponível do que corpos d'água rasos. Ainda, os reservatórios profundos têm uma grande zona de hipólímio anaeróbio, que está associada a uma alta demanda de oxigênio. Estas unidades requerem baixas cargas orgânicas superficiais ou o uso de aeradores e/ou misturadores para manter as condições aeróbias.(OLIVEIRA,1999)

Outro fator que afeta a carga permitida nos reservatórios é a qualidade do efluente de entrada. Assim, para a determinação da carga orgânica superficial máxima é necessária uma simulação do comportamento em geral do reservatório (FRIEDLER, 1999).

Em Israel é utilizada uma carga orgânica média de 50 kg DBO/ha/dia. Uma pesquisa feita por Dor e Raber (1990) em 12 reservatórios em escala real confirmou que a maioria dos reservatórios que recebeu esta carga apresentou um bom desempenho. Reservatórios recebendo baixas cargas (média anual 30 kg DBO/ha/dia) são totalmente aeróbios ou facultativos, o que impede qualquer problema de odor. Reservatórios recebendo cargas orgânicas similares a de lagoas facultativas (150 kg DBO/ha/dia) ou mais são anaeróbios na maioria do tempo com fortes emissões de odores. Valores entre 30-40 kg DBO/ha/dia pode ser um limite seguro para a não emissão de odores.

Athayde (2005) propôs valores de carga orgânica superiores a estes (aproximadamente 650 kg DBO/ha/dia) no nordeste brasileiro, mas seus resultados são experimentais e não podem ser extrapolados para reservatórios em grande escala.

2.7 REUSO DO EFLUENTE TRATADO

A disponibilidade de água doce disponível na Terra da maneira como se encontra hoje não é o suficiente para suprir a demanda humana. Algumas populações vivem em áreas com abundância em chuva, rios como também água subterrânea, enquanto outras vivem em regiões semi-áridas ou mesmo áridas. Por ser fundamental no desenvolvimento das diversas atividades realizadas pelo homem ao longo da história, a água sempre foi tratada de forma vital para a sobrevivência das comunidades.

O que vem ocorrendo atualmente, é o elevado crescimento demográfico e a formação de grandes centros urbanos que acabam gerando diversos problemas. A carência de água em várias partes do mundo aliado a crescentes períodos de estiagem, precipitações irregulares e a crescente degradação da qualidade dos recursos hídricos mostra a necessidade de adotar novos conceitos antes desprezados como, por exemplo, medidas de uso sustentável e reciclagem da água.

Nesse contexto, as práticas de reuso de águas e efluentes tratados vem ao encontro da necessidade de promover a manutenção da disponibilidade hídrica, considerando 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).

2.7.1 Reuso para fins agrícolas

A demanda atual de água para o setor agrícola brasileiro representa atualmente 70% do uso total, com forte tendência para chegar a 80% até o final desta década (Mancuso e Santos, 2003). Chuvas escassas e de distribuição irregular limitam a produção agrícola em cerca de 88% (33% no agreste e 55% no sertão) da região nordeste do Brasil, contribuindo para elevados índices de pobreza. Por outro lado, a agricultura irrigada é considerada uma atividade econômica altamente lucrativa, sendo seu principal empecilho a indisponibilidade de grandes volumes d'água requeridos, principalmente em se tratando de regiões com elevados índices de evapotranspiração, como no nordeste brasileiro.

Além disso, os fertilizantes são responsáveis em geral por 30% e em alguns países, por até 50% da produção agrícola (Isherwood, 2000). Os preços desse insumo têm atingido níveis restritivos à agricultura em virtude da demanda por mais alimentos, e à elevação do preço do petróleo, que provoca enorme desequilíbrio na demanda internacional pelos adubos e suas matérias primas. Isso ocorreu de forma mais acentuada com os fertilizantes nitrogenados, os quais demandam grande quantidade de energia proveniente de combustíveis fósseis para sua síntese.

Segundo Oliveira (1997), cada quilograma ou litro de dejetos desperdiçados representa um grande prejuízo ao ambiente e uma perda significativa para o produtor, o qual poderia transformá-lo em produção de culturas, por exemplo, o milho, com conseqüente reflexo no custo de produção do suíno.

Apesar de não ser considerado na política brasileira, o uso de águas residuárias na irrigação de culturas agrícolas é atividade milenar e atualmente difundida nos cinco continentes. Portanto, ante o significado que essas grandes vazões assumem, em termos de gestão dos recursos hídricos, é de extrema importância que se atribua prioridade para institucionalizar, promover e regulamentar o reuso para fins agrícolas, em âmbito nacional.

De acordo com a ABES (Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental), na região nordeste do Brasil, cerca de 56% da população não dispunha de serviços de abastecimento de água. Dessa forma, a substituição de parte da água alocada à irrigação, por águas residuárias tratadas, poderia atenuar tal problema, principalmente sendo a agricultura irrigada a atividade humana que demanda maior quantidade de água: cerca de 80% em termos globais.

Durante as duas últimas décadas, o uso de efluentes tratados para irrigação de culturas aumentou significativamente, em razão dos seguintes fatores:

- Dificuldade crescente de identificar fontes alternativas de águas para irrigação;
- Reciclagem dos nutrientes presentes nos efluentes e conseqüente economia nos gastos com fertilizantes que tem custo elevado;
- A segurança de que os riscos de saúde pública e impactos sobre o solo são mínimos, se as precauções adequadas são efetivamente tomadas;
- Os custos elevados dos sistemas de tratamento, necessários para a descarga de efluentes em corpos receptores;
- A aceitação sociocultural da prática do reuso agrícola; o reconhecimento, pelos órgãos gestores de recursos hídricos, do valor intrínseco dessa prática.

Sistemas de reuso de água para fins agrícolas, adequadamente planejados e administrados, proporcionam melhorias ambientais e melhorias de condições de saúde, entre os quais:

- Minimização das descargas de esgotos em corpos de água;
- Conservação dos recursos hídricos através da substituição de água de primeira qualidade, usada na irrigação, por efluentes de diversos tipos de sistema de tratamento;
- Preservação dos recursos subterrâneos, principalmente em áreas onde a utilização excessiva de aquíferos provoca a intrusão de cunha salina ou subsidência de terrenos;
- Permite a conservação do solo pela acumulação de húmus, e aumenta a resistência à erosão;
- Aumenta a concentração e matéria orgânica do solo, possibilitando maior retenção de água;
- Contribui, principalmente em áreas carentes, para o aumento da produção de alimentos, elevando, assim, os níveis de saúde,

qualidade de vida e condições sociais de populações associadas aos esquemas de reuso.

Para Toze (2006), o reuso de efluentes para a irrigação na agricultura reduz a quantidade de água que necessita ser extraída das fontes de água do meio ambiente. Os efluentes podem frequentemente conter concentrações significativas de nutrientes orgânicos e inorgânicos tais como o nitrogênio e o fosfato por exemplo. Há potencial para estes nutrientes, presentes na água de reuso serem utilizados como uma fonte de fertilizante na irrigação com potencial de aumentar a produtividade agrícola. Assim, esta prática tem sido considerada um importante fator para se chegar à sustentabilidade da suinocultura, mesmo num sistema de confinamento intensivo de suínos, já que na maioria das vezes a atividade está atrelada à produção de alimentos, oriundos de culturas vegetais para os animais, o que é um fator decisivo por ser em geral a parte mais onerosa do processo produtivo.

Embora existam muitas vantagens quanto ao reuso de efluentes, é necessário atentar para efeitos potencialmente negativos aos reuso praticado com deficiências operacionais e de forma inadequada. É fundamental considerar a composição química dos efluentes, a área a ser utilizada, a fertilidade e tipo de solo, a capacidade suporte do solo, as alterações que esta prática pode provocar nas suas características físicas, químicas e biológicas, além das exigências da cultura a ser implantada.

2.7.2 O valor do efluente como fertilizante: benefícios e riscos

A irrigação é uma alternativa de utilizar o efluente tratado com seus nutrientes e quando utilizado adequadamente, pode constituir-se uma alternativa de substituição aos adubos químicos.

Muitas pesquisas, dentre as quais pode-se citar Marecos do Monte e de Sousa (1992), Vazquez-Montiel et al. (1996), Mota et al. (1997) e de Sousa et al (2000), têm demonstrado que a produção agrícola é maior quando alguma forma de água residuária é usada em comparação com água de abastecimento (ou água de abastecimento com adição de fertilizantes). Em tais pesquisas, o acréscimo na produção agrícola situou-se geralmente na faixa 15–40%, embora tanto acréscimos menores como maiores tenham sido relatados. Tal incremento na produtividade agrícola é devido à reciclagem dos nutrientes presentes na águas residuárias. Marecos do Monte e de Sousa (1992) relatam que a economia em fertilizantes artificiais, quando do

reuso de esgotos na agricultura, pode variar de US \$ 230/ha a US \$ 530/ha.

Embora o valor como fertilizante dos efluentes tenha grande importância, Antes da substituição de qualquer fertilizante, são necessários estudos, que levem em conta principalmente o teor e a forma dos nutrientes presentes nos resíduos, para evitar doses abaixo da necessidade das culturas, o que levaria ao esgotamento dos solos, nem tampouco provocar a contaminação do ambiente além da possibilidade de salinização dos solos devido a excessos.

A aplicação de águas residuárias com objetivo de satisfazer as necessidades hídricas das culturas pode incorrer em sérios riscos de superdosagens de nutrientes. 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). Monitoramentos periódicos são exigidos, para ajustar a quantidade adicional de fertilizante ou se possível a diluição do efluente. No entanto, muitos desses danos passam despercebidos ou demoram a serem notados pelos agricultores e técnicos do campo.

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). A Tabela 5 apresenta diferentes quantidades de nutrientes adicionados ao solo quando irrigados com efluente tratado.

Tabela 5: Adição de nutrientes no solo com irrigação de efluente tratado.

Nutrientes	Concentração (mg/L)	Contribuição como fertilizante (kg/ha)	
		Irrigação com 3000 m ³ /ha	Irrigação com 5000 m ³ /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 de efluentes 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 4600mg/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).

A excreção de N e de P, nos dejetos, variam principalmente em função da performance zootécnica dos animais e dos teores, qualidade e digestibilidade da proteína e do P nos alimentos (OLIVEIRA, 2001). A assimilação do nitrogênio pelas culturas irrigadas reduz a possibilidade de contaminação por nitrato, mas isso dependerá das taxas de assimilação pelas plantas e das taxas de aplicação do efluente no solo.

A poluição é um dos principais efeitos negativos associados ao reuso, particularmente por nitratos, causados aos aquíferos subterrâneos utilizados para o abastecimento de água. Isso pode ocorrer quando uma camada insaturada, altamente porosa, se situa sobre o aquífero, permitindo a percolação de nitratos. Entretanto, se existir uma camada profunda e homogênea capaz de reter nitratos, a possibilidade de contaminação é bem pequena (PROSAB).

Outra grande preocupação dos pesquisadores é o fato que todo o P inserido via ração não absorvido é excretado nos dejetos e estes são utilizados como adubo orgânico. O acúmulo do mineral no solo possibilita que parte se ligue às partículas do solo, tornando-se um contaminante em potencial para as águas superficiais. O P é um mineral que vem sendo estudado não somente por sua importância econômica, uma vez que é o terceiro nutriente mais oneroso da ração para animais não-ruminantes, mas também por sua importância ambiental. Alguns estudos têm sido conduzidos visando otimizar o aproveitamento do P dos alimentos e reduzir sua excreção, ajustando o consumo desse mineral às reais necessidades dos animais (CRISTIANE, 2009).

Dependendo das características dos efluentes, Além dos problemas de saturação de nutrientes, a prática da irrigação com

efluentes sem controle por longos períodos pode causar problemas como: aumento significativo de salinidade do solo, redução da capacidade de infiltração, e a acumulação de compostos tóxicos, orgânicos e inorgânicos.

O sódio e outras formas de salinidade são os mais persistentes na água de reuso e são os mais difíceis de remover, requerem geralmente o uso de resinas caras da troca de cátion ou de membranas da osmose reversa. Estes regimes do tratamento geralmente são usados somente para a produção da água de reuso de qualidade elevada. Tais práticas de tratamento e exigências de qualidade elevadas são raramente praticas ou econômicas para a irrigação, assim outros mecanismos necessitam ser empregados (TOZE, 2006).

Segundo Mancuso e Santos (2003), teores excessivos de sais dissolvidos podem resultar em redução da pressão osmótica do solo, que diminui a absorção de água pela planta, em aumento na toxicidade de íons específicos e na degradação das características físicas do solo. Portanto, o monitoramento das concentrações de sais na água e uma condição básica no controle de qualidade em irrigação.

Freitas et al. (2004) aplicaram lâminas de águas residuárias de suinocultura de 153, 280, 416 e 556 mm, correspondentes a 50, 100, 150 e 200% da evapotranspiração potencial de referência, e verificaram que as duas maiores doses tornaram o solo salino. A salinidade da água de reuso pode impactar tanto no próprio solo, quanto influenciar o crescimento das culturas irrigadas.

A discussão sobre quão longe o tratamento do efluente pode ser otimizado para manter níveis de nutrientes apropriados para a irrigação é recente, e poucos são os estudos disponíveis na literatura com resultados conclusivos neste contexto (LAZAROVA & BARHI, 2005; JIMENEZ, 2005; MARTIJN & REDWOOD, 2005).

2.7.3 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).

Não existem leis específicas, a nível federal, restringindo o uso de águas residuárias com dejetos de animais na agricultura, porém, em termos de contaminação microbiológica, pode-se tomar como referência a Resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA (2005), que dispendo sobre a classificação e diretrizes

ambientais para o enquadramento de corpos de água e condições/padrões de lançamento de efluentes, estabelece o limite de 4000 coliformes termotolerantes por 100 mL para que se considere as águas de um corpo d'água doce como sendo adequadas ao uso em irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, número que deve ser reduzido para 200 coliformes termotolerantes por 100 mL para a irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de películas.

Segundo Mota et al. (2007), a utilização de efluentes na agricultura deve levar em consideração suas características físico-químicas e biológicas. Entre os contaminantes presentes nestes efluentes podem-se citar os sais, nutrientes, traços de elementos químicos, os quais estão relacionados com os principais problemas no solo.

Os padrões para efluentes tratados a serem reutilizados na agricultura, em termos de teores de matéria orgânica, não são bem definidos como os padrões microbiológicos. Existem autores (AYERS & WESTCOT, 1985) que argumentam que resíduos orgânicos facilitam a percolação de água no solo. (Shende et al. 1988) realizaram experimentos com esgotos cuja DBO_5 variava de muito pouco até 1000 mg/L, irrigando 12 culturas diferentes. As culturas se comportaram de maneira semelhante para uma DBO_5 na faixa 50-400 mg/L tendo os autores observado que o melhor valor era em torno de 150 mg/L. Valores próximos a 1000 mg/L afetaram negativamente a produção de algumas culturas.

Os dejetos suínos apresentam grandes quantidades de sólidos em suspensão. O teor de sólidos, dentre outros fatores, pode causar entupimentos nos orifícios das tubulações em alguns métodos de irrigação danificando os equipamentos de aplicação (aspersões, tubulação de gotejamento, etc.), danos a sistemas de bombeamento, deposição de lodo em excesso em tanques de sucção ou armazenamento.

Ayers e Westcot (1985) afirma que uma concentração de sólidos suspensos (SS) abaixo de 50 mg/l pouco afeta os equipamentos de irrigação. Já uma concentração de 50-100 mg/l afeta moderadamente e concentrações superiores a 100 mg/l afetam severamente tais equipamentos. Mancuso & Santos (2003) afirmam que a concentração de sólidos suspensos (SS) máxima deve ser de 30 mg/L afim de não afetar os equipamentos de irrigação.

Oliveira et al. (2000) relataram a irrigação com líquidos com alta concentração de sólidos podem provocar alteração na capacidade de infiltração do solo, provocada por entupimento de poros e pela formação

de crosta em sua superfície. Os mesmos autores aplicaram águas residuárias de suinocultura com concentrações de sólidos totais de 2,4; 7,0; 16,3 e 26,9 g/L em solo podzólico vermelho-amarelo e concluíram que o aumento da concentração de sólidos totais provocou redução na capacidade de infiltração do solo, intensificada com aplicações sucessivas.

Segundo Detar (1980) líquidos contendo mais que 200 mg L⁻¹ de sólidos totais não se infiltraram no solo em taxas idênticas às observadas com água.

Em outros países como Kuwait, Arábia Saudita, Tunísia e EUA existem regulamentações específicas que tratam da prática do reuso com valores restritivos para a irrigação de culturas consumidas cruas e menos exigentes para a irrigação de culturas processadas industrialmente ou cozidas (USEPA, 1992 apud BRASIL E ANDREOLI, 2006). Na Tabela 6 são apresentados valores da água de irrigação recomendados em vários países, incluindo o Brasil.

Tabela 6: Padrões de água para irrigação.

Parâmetros	CONAMA	USEPA	- Kuwait	Arábia	Tunisia
	357 - Brasil	EUA		Saudita	
	Classe 2	Irrigação restrita	Irrigação restrita	Irrigação Irrestrita	Máxima concentração
Coliformes (NMP/100 mL)	1000 CF	≤ 200 CF	< 10000 CT	<2,2 CT	-
pH	6-9	6-9	-	6-8,4	6,5-8,5
DBO (mg/L)	5	≤ 30	10	10	30
SS (mg/L)	-	≤ 30	10	10	30
DQO (mg/L)	-	-	40	-	90
OG (mg/L)	Ausente			Ausente	

Fonte: CONAMA 357 (2005); USEPA (2004). Melhorar tabela

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 dos efluentes pelo sistema solo-planta, o qual atua absorvendo e retendo nutrientes, poluentes e organismos patogênicos remanescentes (FLORENCIO et al, 2006).

2.7.4 Recomendações da OMS quanto ao reuso de águas residuárias na agricultura

O grau de contaminação de culturas irrigadas com água residuária tratada é inversamente relacionado ao grau de tratamento dado à mesma, especialmente quando as culturas são irrigadas por aspersão. Portanto, antes de ser utilizada para irrigação de culturas agrícolas, a água residuária deve ser tratada a um grau que não comprometa a saúde pública.

Em 1978, o departamento de Saúde Pública do Estado da Califórnia, EUA, publicou a norma “Wastewater Reclamation Criteria” a qual exigia que efluentes ETEs (estação de tratamento de esgotos) que fossem ser utilizados para irrigação de culturas a serem consumida por seres humanos contivessem número de coliformes fecais menor que 2,2 ufc/100mL. No caso de pastagens para animais leiteros, a água residuária utilizada não deveria conter número de coliformes fecais superior a 23 ufc/100mL.

No entanto, estudos sobre a evidência da transmissão de doenças através do uso de águas residuárias na agricultura (SHUVAL ET AL., 1986) mostraram que os padrões microbiológicos adotados no Estado da Califórnia eram mais rígidos do que o necessário para se evitar riscos à saúde pública, provocando gastos desnecessários no tratamento dos esgotos.

Existem diretrizes para redução dos riscos à saúde humana pelo reuso de águas residuárias na agricultura, publicadas por órgãos internacionais como a Organização Mundial da Saúde. Baseada em estudos epidemiológicos tais como o de Shuval et al. (1986), em 1989 a OMS publicou as recomendações “Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture” nas quais os padrões microbiológicos mostradas na Tabela 7 foram sugeridos (WHO, 1989).

Tabela 7: Qualidade microbiológica de águas residuárias para uso na agricultura

Condições de reuso	Ovos de nematóides intestinais/L	Coliformes fecais/100 mL	Tratamento de esgotos sugerido para se atingir tal padrão microbiológico
Irrigação de culturas que são ingeridas cruas, campos esportivos e parques públicos	< 1	≤ 1000	Uma série de lagoas de estabilização projetada para atingir o padrão desejado ou tratamento equivalente
Irrigação de culturas cerealíferas, a serem industrializadas, forrageiras, pastoris e	≤ 1	---	Uma série de lagoas de estabilização com tempo total de 8 – 10 dias ou tratamento

arbóreas			equivalente
Irrigação localizada de culturas da categoria anterior quando não ocorre exposição humana	---	---	Não menos que sedimentação primária

Fonte: WHO (1989)

A Organização Mundial da Saúde – OMS (WHO, 1989), propôs um limite de 1000 coliformes fecais / 100 mL, para irrigação de culturas com águas residuárias de excretas. Recentemente, a OMS publicou relatório (WHO, 2006) com detalhamento baseado em estudos, o qual estabelece limites de 100 a 106 coliformes fecais / 100 mL em águas residuárias tratadas, de acordo com o tipo de irrigação, forma de consumo da cultura e grau de exposição do(s) grupo(s) de risco. Esses limites estão organizados em categorias de A a H, que expressam os níveis de tratamento necessários (níveis de remoção), para que sejam atingidos os referidos valores limites de coliformes fecais nas águas após o tratamento (Tabela 8).

Tabela 8: Níveis de monitoramento (E. coli por 100 mL de águas tratadas) para os vários níveis de tratamento, nas categorias de A a H.

Tipo de irrigação	Categoria	Remoção de patógenos pelo sistema de tratamento (unidades log)	Nível de Monitoramento (<i>E. coli</i> por 100 mL)	Notas
Irrestrita	A	4	$\leq 10^3$	Raízes
	B	3	$\leq 10^4$	Folhosas
	C	2	$\leq 10^5$	Irrigação por gotejamento, de culturas de maior porte
	D	4	$\leq 10^3$	Irrigação por gotejamento, de culturas que crescem rentes ao solo
Limitada	E	6 ou 7	$\leq 10^1$ ou $\leq 10^0$	Níveis dependem dos requerimentos da agência reguladora local
	F	3	$\leq 10^4$	Agricultura com uso intensivo de mão de obra)
	G	2	$\leq 10^5$	Agricultura altamente mecanizada
	H	0,5	$\leq 10^6$	Remoção de patógenos em tanque septico

Fonte: Adaptado de WHO (2006)

Posteriormente, Shuval et al. (1997) demonstrou que o risco anual de se contrair uma doença virótica ao se consumir vegetais

irrigados com águas residuárias tratadas até o padrão determinado pela OMS para irrigação irrestrita é da ordem de $10^{-6} - 10^{-7}$, ou seja, a ocorrência de uma infecção a cada 1.000.000 – 10.000.000 de anos, em média. É válido salientar que dos dois padrões sugeridos pela OMS para a irrigação irrestrita, menos que 1 ovo de nematóides intestinais por litro e menos que 1000 coliformes fecais por 100mL, o segundo é mais rigoroso, sendo comum a ausência de nematóides intestinais quando o número de coliformes fecais é de 1000 UFC/100mL (ATHAYDE JÚNIOR, 1999).

2.7.5 Alguns exemplos de reuso de efluentes na irrigação

A eficiência na produção de diferentes culturas por meio da utilização de águas residuárias é citada por vários autores. (ORON et al., 1991), cultivando algodão, trigo, milho e ervilha, observaram que os sistemas de microirrigação com águas residuárias apresentaram maior rendimento das culturas quando os emissores se encontraram dispostos na superfície do solo, em comparação com a subsuperfície. (ORON et al., 1982) verificaram que a irrigação do algodão por gotejamento com águas residuárias possibilitou produtividade de 6.000 kg/ha, sem adição de fertilizante químico. (VAZQUEZ-MONTIEL et al., 1996) constataram que a cultura do milho, irrigada com águas residuárias, absorveu maior quantidade de nitrogênio na fase de crescimento do que na fase de maturação, acumulando, nessa fase, nitrogênio na forma de nitrato no perfil do solo.

MONTE & SOUSA (1992) observaram que irrigação com águas residuárias de lagoa facultativa aumentou os rendimentos das culturas de milho e de sorgo, além de evitar o uso de quantidades significativas de fertilizantes. OSBURN & BURKHEAD (1992), em seus estudos com irrigação de pepinos e berinjelas com águas residuárias, concluíram que a água residuária secundária usada não afetou o rendimento das culturas e ocorreu aumento na concentração de nitrogênio e fósforo no solo durante a realização do experimento.

A irrigação com águas residuárias, principalmente em hortaliças, induz uma preocupação latente que é a contaminação por organismos patogênicos. BASTOS & MARA (1992) concluíram que a qualidade bacteriológica das hortaliças irrigadas com águas residuárias com qualidade recomendada pela OMS (Organização Mundial de Saúde) não oferece riscos à saúde pública. Os autores observaram, em um sistema de alface irrigada com águas residuárias de lagoa de estabilização, em clima quente e seco, que a interrupção da irrigação

garante a descontaminação das plantas e do solo em uma semana. Também no mesmo tipo de clima, COSTA-VARGAS et al., (1991) verificaram que cinco dias após cessada a irrigação com águas residuárias de baixa qualidade, na cultura da alface, ocorreu a descontaminação por *Salmonella* spp e que os níveis iniciais de coliformes fecais e *Escherichia coli* foram decrescendo. ORON et al. (1991) observaram que o gotejamento é o método que apresenta o menor índice de contaminação. Outro ponto importante é que a utilização de águas de rios na irrigação não garante produção isenta de contaminações, como ARAUJO et al. (1999) verificaram em alfaces.

2.7.6 Reuso para fins não potáveis

Para o reuso não-potável e não-agrícola, os critérios específicos de qualidade devem ser analisados caso a caso. A suinocultura utiliza grandes volumes de água durante seu processo de produção, na lavagem das unidades de confinamento, na dessedentação dos animais além de 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 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 suficiente para suprir seus diversos usos, no entanto sua distribuição é desigual tanto em geografia como em precipitações, um exemplo são os grandes períodos de estiagem verificados principalmente no oeste de Santa Catarina (MOTA et al., 2007). 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).

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 de acordo com o uso pretendido do efluente. O que se utiliza são os padrões de lançamento de efluentes (CONAMA 357/2005), uma vez que o efluente de reuso pode vir a alcançar o corpo

receptor futuramente. E como medidas de proteção à saúde, são seguidas as recomendações da WHO (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).

2.7.7 Quanto ao potencial de reuso para limpeza de instalações

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. No caso das granjas de suínos o reuso de efluentes tratados podem ser usados também na limpeza das instalações e lavação de pisos, por exemplo.

Como não existem recomendações técnicas para este tipo de reuso, considerou-se neste trabalho a qualidade sanitária do efluente, em relação ao potencial risco à saúde animal. De acordo com o National Institute of Occupational Safety and Health dos Estados Unidos - NIOSH (1996), a acumulação de resíduos nos criadouros de suínos pode gerar gases tóxicos e asfíxiantes para os animais, se manejados inadequadamente e em local pouco ventilado. Segundo este Instituto, a amônia ($N-NH_3$), ácido sulfídrico (H_2S), 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. A emissão de $N-NH_3$ e H_2S ocorrem naturalmente a partir dos dejetos sólidos e líquidos acumulados no piso, sendo que o concreto, segundo Paulo (2008) é o tipo de piso que mais propicia a liberação de amônia do dejetos, em comparação com camas sobrepostas.

Deste modo, a limpeza utilizando efluente tratado pode apresentar um potencial risco para os animais se houver aumento da concentração de amônia no ar pela sua passagem da forma dissolvido para a forma gasosa, transferindo-se do líquido para o ar. Porém, esta transformação somente ocorre com altas temperaturas ou pH maior que 10 (ARAÚJO, 2008), valor bem maior que 8,0 pH médio do efluente dos reservatórios estudados neste trabalho.

3 METODOLOGIA

3.1 LOCALIZAÇÃO DA PROPRIEDADE E DO SISTEMA PRODUTIVO

A média propriedade, onde foi realizada a pesquisa, está geograficamente localizada na região sul do Estado de Santa Catarina, a nordeste do município de Tubarão, dentro do limite municipal de Braço do Norte, com endereço na Estrada Geral do Rio Cachoeirinhas .

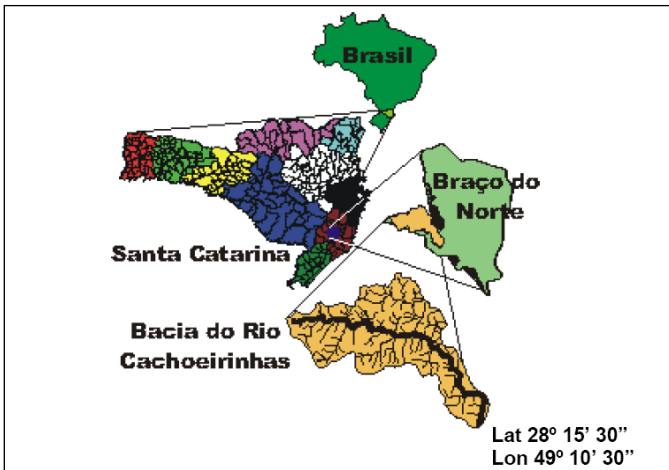


Figura 10: Localização da área experimental

O município de Braço do Norte localiza-se na longitude 49,1° (oeste) e latitude 28,2° (sul) e tem uma área de 114 Km². Segundo dados do IBGE (2003), sua população é estimada em 25 mil habitantes, muito inferior ao número de suínos, que está em torno de 152 mil. É uma das cidades com maior índice de suínos por habitantes do Brasil.

O município de Braço do Norte apresenta um clima bastante quente, apesar dos ventos que sopram do norte, alcançando temperatura de 35°C. No verão são comuns as fortes chuvas com freqüentes trovoadas, e no inverno, o frio é acentuado junto aos contrafortes da Serra Geral, com temperatura às vezes de 0°C, com fortes geadas e densas neblinas que cobrem a cidade devido à proximidade do Rio Braço do Norte. A temperatura média anual é de 18,7°C. A precipitação pluviométrica atinge uma média anual de 1.500 mm, (BRAÇO DO NORTE, 2010).

A granja de estudo (Figura 11), de propriedade do Sr. Vilibaldo Michels, tem cerca de 2500 suínos, 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 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 como discutido anteriormente.



Figura 11: Vista parcial da granja de criação de suínos na propriedade rural

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 lavagem das baias.

Na granja estudada, o piso das unidades de terminação é de concreto. Já na parte de maternidade e crescimento (Figura 12) o piso é de concreto com grades vazadas para escoamento dos dejetos, diminuindo o contato do animal com o efluente.



Figura 12: Maternidade na grnja estudada

Fonte: Acervo Próprio

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.

Antes, na propriedade, os dejetos suínos eram coletados e encaminhados para uma caixa de passagem, de onde uma parcela do material sedimentado era desviada para ser misturada à ração e utilizada para reforço alimentar de bovinos. O excedente era encaminhado para uma esterqueira (com extravasor), de onde o excesso vazava para a esterqueira pulmão. Da esterqueira os dejetos digeridos (por um período de, mais ou menos, 65 dias) eram bombeados para disposição direta no solo, na propriedade e em áreas adjacentes, de produtores vizinhos, para fertilização de culturas de milho, principalmente.

Atualmente na propriedade existe um sistema de tratamento representado pela Figura 13, construído em escala real e está em operação desde maio de 2004 e é composto das seguintes unidades de tratamento:

- Bio-lagoa (para decantação de sólidos e tratamento anaeróbio, com sistema de armazenamento de biogás através de campânula flutuante);

- Lagoa anaeróbia (remoção de DBO e sólidos);
- Lagoa facultativa aerada (remoção de DBO remanescente e nutrientes);
- Lagoa de maturação (polimento final e remoção de coliformes fecais) e filtro de pedras (remoção da biomassa algal).

Além dessas unidades, , desde abril de 2008, foram instalados, em escala piloto:

- Uma lagoa-filtro;
- Um filtro de pedras;
- Dois reservatórios de estabilização (R1 e R2). Unidades pesquisadas que deram fruto ao presente trabalho.

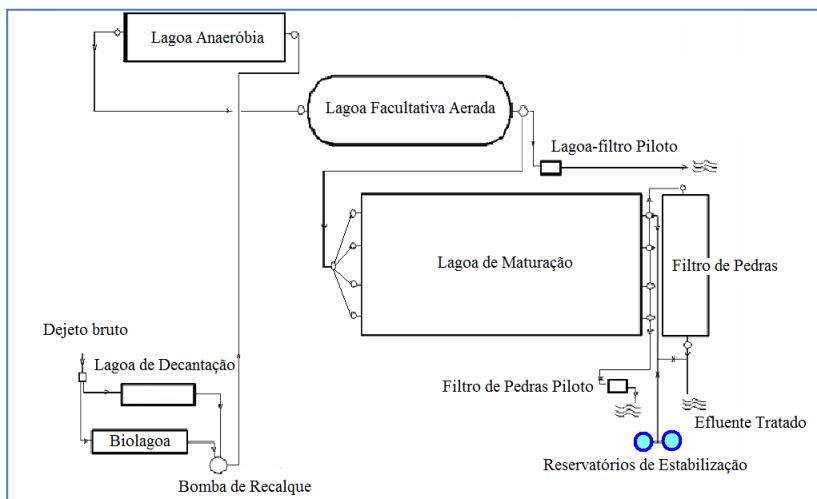


Figura 13: Fluxograma e disposição das unidades de tratamento de dejetos suínos

Como é possível ver no fluxograma acima, os reservatórios recebem uma parte do efluente proveniente da lagoa de maturação (Figura 14).



Figura 14: Lagoa de maturação

3.2 UNIDADES EXPERIMENTAIS

As unidades de tratamento monitoradas estão localizadas na média propriedade já identificada anteriormente, e consistem em dois reservatórios de estabilização (R1 e R2). Estas unidades biológicas são parte integrante do sistema experimental de tratamento de dejetos suínos, foram construídos em escala piloto com a finalidade de potencializar a valorização dos dejetos suínos tratados ao longo do sistema.

Os reservatórios em fibra de vidro com capacidade de 10.000 litros cada, recebem uma parcela do efluente da lagoa de maturação, este efluente passa por um período de reservação e estabilização, para que após seu polimento, este possa ser utilizado na irrigação de culturas agrícolas principalmente nos períodos de estiagem, assim como nas operações de limpeza das unidades de recria e terminação.

A entrada do efluente é feita por uma tubulação que chega na parte superior dos reservatórios, e o controle do nível dos reservatórios se dá através de registro bóia de abertura total. O barrilete de saída contém registro de descarga e coleta de amostras. Os reservatórios foram instalados sobre base de concreto sendo fixados através de cabos de aço e clips, conforme mostrado na Figura 15.



Figura 15: Reservatórios de Estabilização R1 e R2

Os reservatórios de estabilização consistem em duas caixas d'água de base circular, com capacidade de 10 m^3 e 2,50 m de profundidade, suas características estão resumidas na Tabela 9. Essas unidades, instaladas em paralelo, com tempo de reserva variável entre 4 e 6 meses, funcionam em regime de bateladas, com enchimentos decalados.

Tabela 9: Características dos reservatórios

Dimensões	Reservatórios
Diâmetro da base (m)	2,10
Diâmetro da superfície (m)	2,40
Profundidade útil (m)	2,50
Volume (m^3)	10,00

3.3 AMOSTRAGEM

O monitoramento do experimento foi feito semanalmente através do deslocamento da equipe técnica responsável pelo projeto até a propriedade onde se encontravam os reservatórios. A equipe chegava ao local no período matutino. Foram analisados os parâmetros físicos, químicos e biológicos do efluente de cada reservatório de estabilização. As amostras foram transportadas e analisadas no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) da Universidade Federal de Santa Catarina, em Florianópolis.

As amostras foram coletadas utilizando-se frascos devidamente identificados, sendo demarcados com cada ponto e data de coleta. O transporte das amostras para o laboratório foi realizado em caixa térmica contendo gelo para manter as amostras resfriadas garantindo assim sua conservação.

3.3.1 Variação sazonal

A fim de verificar a influência da variação sazonal nas eficiências de polimento, indicam-se abaixo os períodos do ciclo de cada reservatório divididos por estação do ano, possibilitando desta maneira a avaliação dos mesmos em diferentes condições climáticas. A Tabela 10 apresenta os ciclos de reservação avaliados durante o período do experimento.

Tabela 10: Períodos para verificar a influência da variação sazonal

Sazonalidade		
R1	Outono	Inverno
	15/04 – 19/06	24/06 – 05/08
R2	Inverno	Primavera
	18/06 – 16/09	23/09 – 07/10

Durante o ano, a quantidade de suínos criados varia em função das peculiaridades e cotidiano da granja. Portanto ao avaliar os resultados das análises das amostras provenientes de cada reservatório se observa também a sazonalidade na produção e concentração do efluente. Por exemplo, a concentração inicial de cada unidade de polimento é diferente sendo que durante as estações mais quentes (R2), as variáveis apresentaram-se na sua maioria com concentrações iniciais superiores às das estações mais frias (R1).

3.3.2 Determinação da eficiência de polimento e estratificação dos reservatórios

As amostragens para cálculo da eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes foram feitas durante o período oito meses, sendo que quatro meses (119 dias) durante as estações de outono e inverno (R1), entre os meses de abril a agosto de 2009, e durante quatro meses (121 dias) nas estações de inverno e primavera (R2), entre os meses de junho a outubro de 2009. As coletas foram semanais e os pontos de coleta para cálculo de eficiência foram os pontos amostrais localizados no centro dos reservatórios em três diferentes profundidades: 0,15m, 1,15m e 2,00m da superfície líquida dos reservatórios, buscando 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 10h e 11h 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, a Figura 16 apresenta um esquema com os pontos de amostragem.

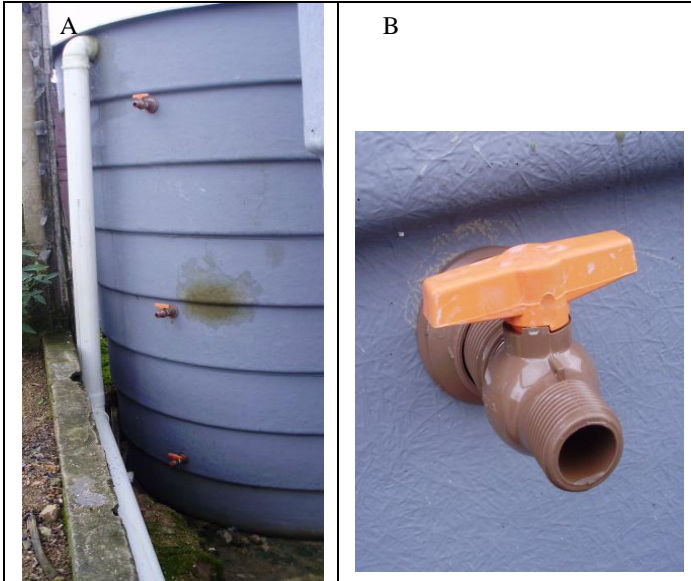


Figura 16: A) Pontos de amostragem (flanges) ao longo da coluna d'água; B) Detalhe da abertura do tipo registro para coleta das amostras

3.3.3 PARÂMETROS DE CONTROLE

Para o monitoramento das unidades de polimento, foram realizadas as seguintes análises:

- OD (oxigênio dissolvido) em mg/L
- Temperatura (°C)
- pH;
- Demanda Química de Oxigênio (DQO)
- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)
- Sólidos Totais(ST)
- Sólidos Totais Voláteis (STV)
- Sólidos Totais Fixos (STF)
- Sólidos Suspensos (SS)
- Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)
- Nitrogênio amoniacal (N-NH₃)
- Carbono Orgânico Total (COT)
- Fósforo Total

- Acetatos, Cloretos e Sulfatos
- Coliformes Totais
- *E. Coli* (CF),
- Turbidez (uT)
- Clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$)

As variáveis OD, pH, e temperatura foram medidas, em campo, através de uma sonda multiparâmetros (YSI-6600) em cada ponto determinado.

Para a variável biológica Clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) foi utilizada metodologia descrita por Nush (1980). As análises das demais variáveis físico-químicas foram realizadas de acordo com APHA (2005). Na Tabela 11 são apresentados todas as variáveis monitoradas e seu respectivo método de análise.

Tabela 11: Métodos analíticos utilizados

Variáveis	Métodos
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) pH OD (mg/L)	Sonda multiparâmetros (YSI 6600 V2)
Sólidos Suspensos (mg/L)	Gravimétrico após filtração em membrana de acetato de celulose $0,45 \mu\text{m}$ de porosidade
Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)	Extração em etanol (80%) e análise colorimétrica (Nush, 1980). Leitura em espectrofotômetro HACH [®] , modelo DR-4000.
DQO total e solúvel* (mg/L)	Método colorimétrico de refluxo fechado. Leitura em espectrofotômetro HACH [®] , modelo DR-4000. SM** 5220 D.
DBO solúvel* (mg/L)	Manométrico com digestão de 5 dias em base agitadora HACH [®] , modelo BOD-TRACK. SM 5210 D.
Sólidos totais (ST) Sólidos dissolvidos (SD) (mg/L)	Gravimétrico SM 2540. Sólidos dissolvidos: a partir da amostra previamente centrifugada.

NTK (mg/L)	Digestão em digestor VELP [®] , modelo DK-20, em meio ácido com oxidação forçada (H ₂ SO ₄), posterior destilação em aparelho VELP [®] , modelo UDK 130D e titulação com H ₂ SO ₄ 0,02N. SM 4500-N org B.
N-NH ₃ (mg/L)	Destilação em aparelho VELP [®] , modelo UDK 130D e titulação com H ₂ SO ₄ 0,02N.
P-PO ₄ ; N-NO ₂ ; N-NO ₃ ; acetato; cloreto; sulfato (mg/L)	Cromatografia iônica, aparelho DIONEX [®] , modelo DX 120 – auto-sample. SM 4110 C
Carbono Orgânico Total (mg/L)	Aparelho TOC-SHIMADZU [®] , modelo 5000A (alíquota filtrada em membrana de 0,45 µm de porosidade). SM 5310 B
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> .
RAS	
Sódio (Na), cálcio (Ca) e magnésio (Mg)	Espectrofotometria de absorção atômica/chama.

Notas:

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

**SM: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater

Os resultados das análises realizadas foram primeiramente marcados em um caderno e posteriormente organizados e digitalizados em tabelas do software Excel.

3.3.4 Possibilidade de reuso do efluente

Para avaliação do reuso do efluente tratado na irrigação, além dos parâmetros citados anteriormente Foram coletadas mensalmente alíquotas de 200 mL dos pontos centrais de cada reservatório para posterior análise de “Relação de Adsorção de Sódio” (RAS). Estas amostras eram acidificadas em campo com ácido nítrico a fim de garantir um baixo pH do meio para a realização da análise posteriormente.

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), como maneira de observar os riscos potenciais associados à aplicação do efluente da suinocultura à permeabilidade do solo.

As análises foram realizadas no laboratório de Engenharia Ambiental da Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC).

Para o cálculo da RAS, utiliza-se a equação 1, as concentrações dos íons são expressas em miliequivalentes/litros.

$$RAS = \frac{Na^+}{[(Ca^{++} + Mg^{++})/2]^{0.5}} \quad Eq.(1)$$

Como os valores das concentrações de Na, Ca e Mg das amostras são obtidas em mg/L, é necessário transformá-las em miliequivalentes/L, conforme a equação 2.

$$\text{miliequivalentes/L} = (\text{mg/L}) \times \text{valência} / \text{Peso Molecular} \quad Eq.(2)$$

O monitoramento das concentrações de sais na água é uma condição básica no controle de qualidade em irrigação. Para isso, normalmente, utiliza-se a condutividade específica da água, que possui uma boa correlação com as concentrações de sais inorgânicos existentes. A relação numérica entre os dois parâmetros é dada pela equação 3:

$$SDT \text{ (mg/L)} = CE \text{ (}\mu\text{S/cm)} \times 0,64 \quad Eq.(3)$$

Onde: SDT = Sólidos Dissolvidos Totais
CE = Condutividade Elétrica

Para avaliar a qualidade da água para irrigação foi utilizada a classificação proposta pelo Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos, U.S. Salinity Laboratory Staff (AYERS & WESTCOT, 1991), baseada na Condutividade Elétrica (CE), como perigo de salinização do solo, utilizando o diagrama apresentado na Figura 17 e na Razão de Adsorção de Sódio (RAS), como indicadora de perigo de alcalinização ou sodificação do solo. O risco vai de “baixo” a “muito alto”.

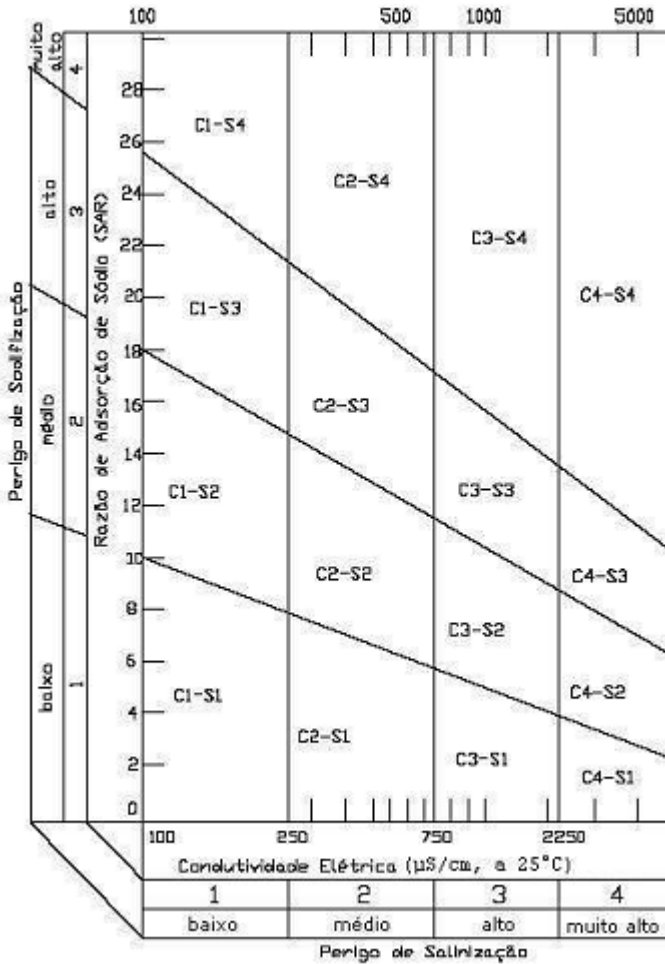


Figura 17: Diagrama esquemático para classificação da água para irrigação (sem escala)

Fonte: (AYERS & WESTCOT, 1991).

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

No Apêndice A são apresentadas as tabelas dos reservatórios R1 e R2 com as diferentes alturas dos reservatórios onde foram coletadas as amostras. Adjacente à tabela das estratificações se encontra outra tabela com valores da média entre essas alturas de cada reservatório. E no Apêndice B, são mostrados os gráficos do comportamento das variáveis ao longo do monitoramento. Os gráficos apresentados indicam os valores de cada altura e da média entre elas em função do tempo. Foram criadas comparações do R1 com R2 em função do tempo e também com tempo cumulativo de duração da pesquisa, proporcionando desta maneira uma melhor visualização do comportamento das variáveis analisadas.

4.1 VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS

Na Tabela 12 estão apresentadas as variações temporais das variáveis físico-químicas monitoradas em campo, para os dois Reservatórios de Estabilização (R1 e R2) que posteriormente serão comentas individualmente.

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

Variáveis	Profundidade de coleta (m)	Reservatório (R1)		Reservatório (R2)	
		Outono	Inverno	Inverno	Primavera
T (°C)	0,15	19,7 \pm 2,8	16,2 \pm 2,0	16,9 \pm 2,6	18,4 \pm 3,0
	1,15	19,3 \pm 2,8	16,2 \pm 2,0	16,6 \pm 2,2	18,2 \pm 2,2
	2,00	19,3 \pm 2,9	16,2 \pm 2,0	16,3 \pm 2,2	18,2 \pm 2,7
pH	0,15	8,06 \pm 0,29	7,95 \pm 0,20	8,05 \pm 0,17	8,18 \pm 0,43
	1,15	8,05 \pm 0,29	7,87 \pm 0,29	8,03 \pm 0,22	8,14 \pm 0,34
	2,00	8,05 \pm 0,25	7,94 \pm 0,25	8,02 \pm 0,20	8,13 \pm 0,36
OD (mg/L)	0,15	1,1 \pm 0,8	1,6 \pm 0,5	1,0 \pm 0,6	3,2 \pm 0,8
	1,15	0,8 \pm 0,4	1,5 \pm 0,5	1,0 \pm 0,6	3,0 \pm 0,3
	2,00	1,1 \pm 0,6	1,4 \pm 0,5	1,2 \pm 0,6	3,2 \pm 0,7

4.1.1 TEMPERATURA

Ao analisar a Tabela 12, em relação à variável temperatura é possível perceber que ela variou durante as estações do ano acompanhando a temperatura ambiente. Variações de temperatura durante o dia também ocorreram, no entanto os reservatórios acabam amortecendo as variações bruscas diárias, comuns nesta região.

Ao analisar a tabela e os gráficos, é possível perceber também que o ciclo do reservatório R1, que teve seu início na estação de outono, teve temperaturas um pouco mais elevadas que R2, com uma temperatura de média de 18,2°C, com máxima de aproximadamente 23,6°C e nota-se também que a temperatura foi diminuindo gradativamente até próximo ao final do ciclo, onde o reservatório teve sua menor temperatura medida de 12,5°C, na estação de inverno.

O ciclo do reservatório R2 iniciou no inverno e terminou na primavera, as variações de temperatura durante o ciclo foram mais amplas que as do R1. A temperatura média no R1 foi de 17,3°C, a máxima foi de 21,1°C e a mínima foi de 12,7°C, mas no geral a temperatura aumentou ao longo do ciclo.

Observa-se que houve, em geral, um ligeiro decréscimo da temperatura com o aumento da profundidade entre os substratos (no sentido superfície → fundo), provavelmente devido à densidade do líquido.

A temperatura tem um efeito pronunciado tanto nos processos bioquímicos quanto nos hidrodinâmicos em sistemas de lagoas. Durante as horas do dia, a radiação solar na superfície da lâmina d'água causa estratificação térmica das camadas líquidas. As camadas mais superficiais ficam mais quentes e as mais profundas ficam mais frias e densas, durante a noite a situação se inverte. Esses gradientes de densidade influenciam no comportamento dos reservatórios gerando oscilações nas variáveis tais como clorofila a, oxigênio dissolvido, temperatura e pH, conforme a profundidade. (CURTIS et al., 1994)

4.1.2 PH

O pH ao longo da pesquisa apresentou baixa amplitude de variação entre os estratos de ambos os reservatórios. Na maior parte do tempo os valores se encontram superiores a neutralidade ($\approx 8,0$). A elevação e depleção do pH está relacionada aos processos fotossintéticos (consumo de CO₂ e liberação de íons hidroxila) justificando os valores

ligeiramente maiores na superfície quando comparados aos estratos mais profundos.

Fotossíntese \uparrow pH

Respiração \downarrow pH

Nota-se também que o valor médio do pH em R1 é ligeiramente menor do que o em R2, isso ocorreu provavelmente devido à época do ano em que a reação está ocorrendo. O ciclo do R1 ocorreu durante as estações de outono e inverno nas quais a radiação solar incidente é um pouco menor, portanto o número de algas também é menor favorecendo um meio um pouco mais ácido.

Em relação ao CONAMA que exige pH entre 6,0 e 9,0 o pH efluente dos reservatórios não representa nenhum risco ao meio ambiente.

4.1.3 Oxigênio Dissolvido (OD)

A taxa de reintrodução de oxigênio dissolvido através da superfície em reservatórios é bastante baixa, diferentemente, por exemplo, da reaeração que ocorre em um rio caudaloso ou por meio artificial através de aeradores. Portanto a fonte principal de oxigênio nos reservatórios estudados deve ocorrer através da realização da fotossíntese pelas algas presentes no meio.

Existe a estimativa que mais de 80% do oxigênio dissolvido em lagoas de estabilização são provenientes da atividade fotossintética, através da biomassa fitoplantônica, sendo que este processo depende da atividade fotossintética e também da taxa de transferência de massa a partir da superfície (ARAUJO,I.,2007).

A concentração de OD em R1 não apresentou grande variação durante o período monitorado, ficando o valor médio entre as camadas líquidas na faixa de 1,0-2,0 mg/L. A concentração máxima e mínima em R1 foram de 3,0 mg/L e 0,1 mg/L.

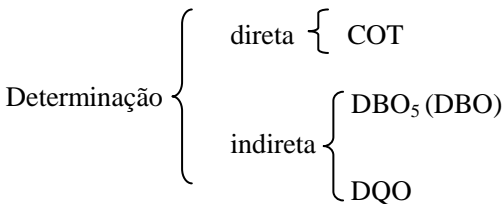
Analisando e comparando gráficos da concentração de OD e de clorofila *a*, percebemos que uma variável está intimamente ligada à outra. Observou-se durante o período de reservação em R2, uma elevação progressiva da concentração de OD, principalmente nas últimas semanas do ciclo, que ocorreu possivelmente devido ao aumento de seres fotossintetizantes que acabaram liberando oxigênio para o meio e também devido ao aumento da temperatura, que possibilitou maior transferência de OD na interface ar/líquido, além de menor quantidade

de matéria orgânica responsável por uma demanda de oxigênio. Em R2 a concentração máxima de OD foi de 4,1 mg/L enquanto a mínima foi 0,5 mg/L.

As concentrações de OD nos reservatórios obtidos durante este experimento podem ser consideradas próximas do ideal, pois uma quantidade de OD relativamente baixa é considerado benéfico para o tratamento, já que OD em excesso pode, por exemplo, inibir o desenvolvimento de microorganismos anaeróbios (alguns responsáveis por exemplo, pela fixação do nitrogênio).

4.2 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA: VERIFICAÇÃO DA CAPACIDADE DE POLIMENTO

A DQO é um parâmetro indispensável nos estudos de caracterização de águas residuárias. A DQO é muito útil quando utilizada conjuntamente com a DBO, parâmetro mais usual de indicação da poluição por matéria orgânica, para observar a biodegradabilidade de despejos. Como na DBO mede-se apenas a fração biodegradável, quanto mais este valor se aproximar da DQO significa que mais facilmente biodegradável será o efluente (CETESB, 2008).



Para não quantificar a biomassa presente nos reservatórios durante as análises, como as algas, por exemplo, utilizaram-se os dados da DBO filtrada caracterizando melhor a DBO do efluente.

Na

Tabela 13 e Tabela 14, encontram-se os valores das concentrações iniciais e finais obtidas durante o período de monitoramento, bem como a eficiência de remoção para cada variável.

Tabela 13: Concentrações iniciais e finais das variáveis físico-químicas indicadoras de matéria orgânica no reservatório R1.

Variável (mg/L)	Reservatório (R1)			
	Profundidade coleta (m)	Inicial	Final	Remoção (%)
DQO	0.15	1730	815	58.17
	1.15	2285	983	
	2.00	2733	1025	
	Média =	2249	941	
DBO	0.15	308	102	52.87
	1.15	248	160	
	2.00	280	132	
	Média =	279	131	
COT	0.15	255	135	37.66
	1.15	218	152	
	2.00	228	150	
	Média =	234	146	

Tabela 14: Concentrações iniciais e finais das variáveis físico-químicas indicadoras de matéria orgânica no reservatório R2.

Variável (mg/L)	Reservatório (R2)			
	Profundidade coleta (m)	Inicial	Final	Remoção (%)
DQO	0,15	1658	465	67,63
	1,15	1715	635	
	2,00	1848	590	
	Média =	1740	563	
DBO	0,15	314	98	51,35
	1,15	336	182	
	2,00	238	152	
	Média =	296	144	
COT	0,15	413	138	64,31
	1,15	465	173	
	2,00	492	178	
	Média =	457	163	

Analisando as tabelas acima e as tabelas correspondentes no Apêndice A percebe-se que o R1 apresentou remoção mediana das

variáveis relacionadas ao polimento de matéria orgânica, ficando na faixa de 50 % de eficiência e que o R2 obteve uma melhor eficiência.

4.2.1 Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A relação DBO/DQO varia também à medida que o efluente passa pelas diversas unidades de tratamento, ou seja, a tendência é que com o passar do tempo a relação diminua devido a redução da fração biodegradável, ao passo que a fração inerte permanece aproximadamente inalterada.

$$\text{DBO/DQO} \left\{ \begin{array}{l} \text{elevada} \Rightarrow \text{fração biodegradável elevada} \\ \text{baixa} \Rightarrow \text{fração inerte elevada} \end{array} \right.$$

Tabela 15: Relação DQO/DBO nos reservatórios

Relação DBO/DQO	Reservatório (R1)		Reservatório (R2)	
	Inicial	Final	Inicial	Final
	0,12	0,13	0,17	0,25

Ao verificar a relação DBO/DQO nos reservatórios constata-se que o efluente possui uma relação relativamente baixa, abaixo de 0,3 , confirmando desta maneira que o efluente já passou por um sistema de tratamento e que o objetivo dos reservatórios estudados é o de polimento final da água proveniente da lagoa de maturação.

Através da análise da

Tabela 13 e da Tabela 14 observa-se uma tendência de aumento gradativo nas concentrações ao longo da profundidade de coleta, ficando este fato mais facilmente observado ao final dos períodos de reservação.

Na avaliação do afluente (concentrações iniciais) percebe-se que as unidades recebem uma carga orgânica variada. O maior valor de DQO na entrada foi de 2733 mg/L encontrado no fundo (2,00m) do R2, e o menor valor de entrada foi de 1658 mg/L encontrado na camada superficial (0,15m) do R2.

Pela análise dos dados, verifica-se que houve redução nas concentrações avaliadas durante o experimento, o que nos dá a entender que o poder polutivo do efluente diminuiu. Quando comparados os reservatórios, percebe-se uma maior eficiência de remoção de DQO ocorreu no R2, com remoção de 67,63%.

Já em relação à DBO a concentração máxima e a mínima obtida na entrada foram de 336 mg/L e 238 mg/L respectivamente, ambos em R2, nas profundidades de 1,15 e 2,00 metros.

A eficiência de remoção de DBO nos dois reservatórios foram semelhantes, sendo que a maior foi em R1 com remoção de 52,87%. Isto se deu possivelmente devido à influência das maiores concentrações de oxigênio dissolvido (Tabela 12) ao final do período de reservação nestas unidades.

Friedler et al. (2003) operando reservatórios em batelada no polimento de efluentes domésticos observaram remoção superior a 80% para as variáveis DBO e DQO. Entretanto, Oliveira et al. (2007), utilizando filtro de pedras para o polimento do mesmo afluente deste estudo, obteve remoção inferior a 5% para DQO.

4.2.2 Carbono Orgânico Total (COT)

O Carbono Orgânico Total (COT) é uma medida direta da matéria orgânica carbonácea existente nas amostras, sem distinguir se é matéria biodegradável ou não.

As três principais formas de transformação do carbono em lagoas de tratamento são: fermentação anaeróbia (fundo de lagoas facultativas), oxidação aeróbia (nas camadas superficiais de lagoa facultativa e de maturação) e redução fotossintética (nas zonas fóticas de lagoas facultativas e de maturação) (ARAÚJO, I. 2007).

Pela análise dos dados, verifica-se que houve redução desta variável nos dois reservatórios. As concentrações iniciais de COT em R2 foram maiores do que em R1. A média de COT inicial no R1 foi de 234 mg/L e no R2 foi de 457 mg/L. As concentrações finais do R1 e do R2 foram de 146 mg/L e 163 mg/L respectivamente. Portanto uma maior eficiência de remoção de COT ocorreu no R2, com remoção de 64,31% contra 37,66% no R1.

A remoção de COT ocorreu possivelmente devido à influência das concentrações de oxigênio dissolvido e pode ter ocorrido também pela presença de bactérias heterotróficas presentes naturalmente no dejetos suíno.

4.3 REMOÇÃO DE NUTRIENTES

Os resultados das variáveis indicadoras de nutrientes são apresentados na Tabela 16 e Tabela 17, de acordo com a profundidade de coleta e ao longo dos períodos de monitoramento, em ambos os Reservatórios.

Tabela 16: Concentrações iniciais e finais das variáveis físico-químicas indicadoras de nutrientes em R1.

Variável (mg/L)	Reservatório (R1)			
	Profundidade coleta (m)	Inicial	Final	Remoção (%)
N-NH ₃	0,15	594	280	39,09
	1,15	577	409	
	2,00	594	386	
	<i>Média =</i>	588	358	
NTK	0,15	599	336	40,63
	1,15	739	491	
	2,00	834	463	
	<i>Média =</i>	724	430	
Fósforo	0,15	55	32	43,08
	1,15	59	31	
	2,00	81	48	
	<i>Média =</i>	65	37	

Tabela 17: Concentrações iniciais e finais das variáveis físico-químicas indicadoras de nutrientes em R2.

Variável (mg/L)	Reservatório (R2)			
	Profundidade coleta (m)	Inicial	Final	Remoção (%)
N-NH ₃	0,15	599	120	69,06
	1,15	594	199	
	2,00	588	232	
	<i>Média =</i>	594	184	
NTK	0,15	638	210	55,07
	1,15	678	378	
	2,00	784	356	
	<i>Média =</i>	700	315	
Fósforo	0,15	85	34	49,35
	1,15	78	42	
	2,00	68	42	
	<i>Média =</i>	77	39	

Neste trabalho, os nutrientes foram analisados nas formas de nitrogênio amoniacal, NTK, e fósforo total. Ao longo do período de monitoramento em geral houve decaimento das concentrações remanescentes de nutrientes.

Quando comparadas as eficiências de remoção entre os dois reservatórios, percebe-se novamente uma maior estabilização do efluente no R2, fato este relacionado à sazonalidade verificada no final do monitoramento, ou seja, a forte influência do início da primavera como já foi anteriormente explicitado.

4.3.1 NITROGÊNIO AMONICAL E NTK

As tabelas e gráficos nos apêndices A e B, mostram os valores de nitrogênio amoniacal e de Nitrogênio Total Kijedhal (NTK) registrados durante o experimento e também o comportamento gráfico destes parâmetros para o R1 e R2.

Sevrin-Reyssac et al. (1995) consideram que nos dejetos suínos o nitrogênio amoniacal constitui 80% do nitrogênio total aparecendo principalmente na forma solúvel. O nitrogênio, conjuntamente com outros nutrientes presentes nos efluentes de dejetos suínos, quando descarregado nas águas naturais provoca o enriquecimento do meio aquático, tornando-o mais fértil e possibilita o crescimento em maior extensão dos seres vivos que os utilizam, especialmente as algas, o que é chamado de eutrofização. Por estes motivos, o estudo da concentração e remoção de nitrogênio no meio aquático é importante.

Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas são: volatilização da amônia, assimilação da amônia e nitrato pelas algas, nitrificação e desnitrificação biológica e sedimentação junto ao carbono orgânico particulado. As algas utilizam a amônia como fonte preferencial de nitrogênio em relação a outros nutrientes. A distribuição relativa da amônia na água depende do pH. Para pH menor do que 8,0 praticamente toda a amônia está na forma ionizada (NH_4^+), solúvel em água; em torno de pH 9,5 metade da amônia está na forma ionizada e a outra metade na forma não ionizada. Em pH maior que 11,0 praticamente toda a amônia está na forma não ionizada (NH_3^+), volatilizável (VON SPERLING, 2002).

Segundo Picot et al. (1991), elevando-se o pH a valores superiores a 9,5, através de maior oxigenação do meio (artificial ou pela atividade fotossintética das algas), favorece-se a remoção de nitrogênio por volatilização da amônia e incrementa-se a precipitação dos fosfatos insolúveis.

Altas concentrações do íon amônio podem ter grandes implicações ecológicas, como por exemplo: influência na quantidade do oxigênio dissolvido na água, uma vez que para oxidar 1,0 miligrama do íon amônio são necessários cerca de 4,3 miligramas de oxigênio. Portanto, quando se encontra muito nitrogênio amoniaco na água pode-se dizer que esta é pobre em oxigênio dissolvido e que o ambiente deve ter muita matéria em decomposição.

As concentrações iniciais de nitrogênio amoniaco em ambos os reservatórios foram semelhantes, próximo aos 600 mg/L. No entanto, como é possível observar, o R2 obteve melhor eficiência na remoção desta variável, isso ocorreu provavelmente através do processo de assimilação da amônia pelas algas, em maior número durante o ciclo do R2, além de ter o valor de pH um pouco mais elevado favorecendo a volatilização da amônia.

Durante este experimento observou-se uma homogeneização aparente da variável amônia entre os estratos superfície nas concentrações iniciais. A variação fica mais evidente com o passar do tempo. Nas concentrações finais conforme o aumento da profundidade, em ambas as unidades, ocorre um aumento da concentração.

Embora podendo o nitrogênio ser utilizado como fertilizante, quantidades excessivas dos compostos deste elemento podem causar problemas às culturas agrícolas. Segundo Ayers e Westcot (1985) teores de nitrogênio total abaixo de 5 mg/L não são tidos como causadores de problemas, afetando muito pouco as culturas agrícolas mais sensíveis. Acima de 30 mg/L, como é o caso dos reservatórios, o nitrogênio pode ser absorvido pelas plantas, sendo muito perigoso para algumas culturas. Além disso, crescimento vegetativo excessivo em detrimento à produção agrícola é característico de culturas irrigadas com água contendo excesso de nitrogênio.

O nitrogênio total Kjeldahl (NTK) é composto pelas porções de nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniaco que são, nos dejetos suínos, as formas predominantes de nitrogênio. A biofixação desempenhada por bactérias e algas, que incorporam o nitrogênio atmosférico em seus tecidos, contribuem para a presença de nitrogênio orgânico nas águas.

O NTK de entrada nos reservatórios foi de cerca de 724mg/L e 700 mg/L, para os reservatórios 1 e 2, respectivamente, o que segundo Ayers e Westcot (1985) seria nocivo às culturas agrícolas, tornando necessário um melhor tratamento deste efluente para remoção parcial do teor de nitrogênio. Mesmo após o tratamento no sistema de polimento em estudo, o NTK foi reduzido em apenas 40,63% e 55,07% para os reservatório 1 e 2, respectivamente, resultando em cerca de 430 mg/L no

efluente final no R1 e de 315 mg/L no R2. Tais concentrações ainda são consideradas como prejudiciais a algumas culturas agrícolas.

Vale à pena salientar que para uma concentração de NTK de 5 mg/L, limite para o qual a água não prejudica as culturas agrícolas segundo Ayers e Westcot (1985), e para uma aplicação de 2000 mm anuais (quantidade de água suficiente para a grande maioria das culturas em regiões semi-áridas), o incremento de nitrogênio no solo seria de 100 kg/ha.ano.

4.3.2 FÓSFORO

Os dejetos de suínos contêm vários nutrientes em sua composição e são ricos em fósforo. Na fração líquida dos dejetos, o fósforo está presente na proporção de 15% do seu conteúdo total, e aparece principalmente na forma particulada (Sevrin-Reyssac et al. 1995). Como dito anteriormente, níveis muito elevados de fósforo no meio aquático podem levar a uma proliferação abundante de algas (eutrofização). O fósforo também pode estar solúvel como fosfatos, adsorvido ou absorvido na biomassa ou nos sólidos fixos.

O fósforo pode ser removido por sedimentação, seja por precipitação na forma de fosfatos insolúveis, quando em pH superiores a 7 e 8, ou ainda por assimilação algal (MESPLÉ et al., 1996).

Os resultados das análises mostram que a concentração de fósforo total inicial foi um pouco mais elevada em R2 do que em R1, acompanhando a diferença de concentração inicialmente aplicada. Em R1 o valor máximo foi de 81 mg/L no fundo do reservatório. Durante o ciclo o valor final da média atingido entre as alturas foi de 37 mg/L. Em R2 o valor máximo foi de 85 mg/L dessa vez na parte superior do reservatório e o valor médio final foi de 39 mg/L.

O aumento do pH ($\approx 8,0$) em ambos dos reservatórios durante o período da batelada, não foi tão alto para promover o mecanismo de remoção através da precipitação do $P-PO_4$ de maneira acentuada. Sendo assim a concentração final encontrada para R1 e R2 mostrou uma diminuição deste nutriente devido provavelmente à assimilação algal.

Em consequência disso os reservatórios obtiveram eficiências de remoção satisfatórias em relação ao Fósforo total de 43,08% e 48,92%, conforme Tabela 16

Tabela 17.

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

Os fosfatos estão presentes na água devido a várias fontes, eles são nutrientes essenciais, por exemplo, no crescimento e desenvolvimento de plantas, por isso é ingrediente primário juntamente com outros nutrientes em fertilizantes utilizados na agricultura.

Em relação às concentrações de, N-NH₃, NTK P-PO₄ final no efluente estão um pouco elevadas, podendo causar danos ao corpo receptor, caso este não tenha vazão suficiente e condições para promover a autodepuração.

No entanto, os resultados apresentados indicam boas condições em termos de nutrientes para aplicação do efluente no solo e reaproveitamento dos nutrientes na agricultura.

4.4 REMOÇÃO MICROBIOLÓGICA

As concentrações iniciais e finais da turbidez, dos sólidos suspensos e da clorofila *a*, para cada profundidade amostral e em ambos os reservatórios, são apresentadas na Tabela 18 e Tabela 19.

Tabela 18: Concentrações iniciais e finais das variáveis microbiológicas em R1.

Variável	Reservatório (R1)			
	Profundidade coleta (m)	Inicial	Final	Remoção (%)
Turbidez (uT)	0,15	229	141	44,03
	1,15	267	160	
	2,00	333	163	
	Média =	276	155	
Sólidos Suspensos (mg/L)	0,15	700	220	71,91
	1,15	560	120	
	2,00	520	160	
	Média =	593	167	
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	0,15	98	223	NV*
	1,15	273	88	
	2,00	177	88	
	Média =	183	133	

NV*= Não verificado

Tabela 19: Concentrações iniciais e finais das variáveis microbiológicas em R2.

Variável (mg/L)	Reservatório (R2)			
	Profundidade coleta (m)	Inicial	Final	Remoção (%)
Turbidez (uT)	0,15	398	154	56,85
	1,15	454	221	
	2,00	587	246	
	<i>Média =</i>	480	207	
Sólidos Suspensos (mg/L)	0,15	720	240	57,28
	1,15	620	200	
	2,00	720	440	
	<i>Média =</i>	687	293	
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	0,15	42	223	NV*
	1,15	61	121	
	2,00	140	140	
	<i>Média =</i>	81	161	

NV*= Não verificado

4.4.1 TURBIDEZ

A turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la. Esta redução dá-se por absorção e espalhamento, uma vez que as partículas que provocam turbidez nas águas são maiores que o comprimento de onda da luz branca, devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas e de detritos orgânicos, algas e bactérias, plâncton em geral, etc. Alta turbidez pode causar modificações nos ciclos biodinâmicos, interferindo na velocidade e intensidade da ação fotossintética realizada pelas algas. (CETESB, 2008)

Ao analisar a Tabela 18 e Tabela 19 acima e os gráficos correspondentes no Apêndice B, é evidente que em R2 a turbidez é muito mais elevada, isso ocorreu provavelmente devido à qualidade do afluente inicial possuir concentrações maiores de algas que em R1.

Os valores medianos das concentrações de saída da turbidez em R1 e R2 foram de 105 NTU e 107 NTU respectivamente ao final do ciclo. Nota-se o desempenho na remoção da turbidez nos reservatórios da ordem de 44,03% em R1 e 56,85% em R2.

Nesta variável a estratificação das camadas líquidas pode ser verificada, sendo que a turbidez aumenta de intensidade com o aumento da profundidade.

4.4.2 SÓLIDOS SUSPENSOS

Os sólidos suspensos, em R1, apresentaram uma tendência decrescente para as concentrações iniciais em todos os estratos monitorados. Já as concentrações finais de R1, bem como as concentrações em R2 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) como justifica 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 o primeiro reservatório (R1) monitorado durante os meses de outono e inverno, apresentou maiores eficiências de remoção de sólidos suspensos, quando comparado ao segundo (R2), monitorado durante o inverno e primavera, onde as concentrações finais foram superiores.

A remoção de SS foi de 71,91% no R1 e 57,28%, no R2, com concentrações finais média de 167mg/L no R1 e 293 mg/L no R2.

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.

4.4.3 CLOROFILA *a*

A Tabela 18 e a Tabela 19 apresentam os valores médios iniciais e finais da clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) medidos em diferentes profundidades nos reservatórios. A concentração de clorofila *a* foi usada como principal indicador da biomassa algal.

As algas quando presentes em grandes quantidades, como resultado do excesso de nutrientes (eutrofização), trazem alguns inconvenientes: sabor e odor; toxidez, turbidez e cor; formação de massas de matéria orgânica que, ao serem decompostas, provocam a

redução do oxigênio dissolvido, corrosão, interferência nos processos de tratamento da água e aspecto estético desagradável.

Através da clorofila as algas têm a capacidade de produzir oxigênio, absorvendo a energia da luz solar e convertendo-a em calor e energia química. Suas principais funções nas lagoas de estabilização são: produzir oxigênio para a realização de processos aeróbios de decomposição da matéria orgânica; manter as condições aeróbias no meio aquático; e remoção de nutrientes (como Nitrogênio, Fósforo e Carbono) para satisfazer suas próprias necessidades nutricionais.

As algas como é possível perceber, contribuem de forma significativa para aumento de sólidos em suspensão, principalmente nos meses mais quentes. A assimilação de nutrientes pela biomassa algal ou bacteriana depende da densidade celular, taxa de crescimento e composição, sendo que estas condições são afetadas pela carga orgânica aplicada, pela concentração de nutrientes, tempo de retenção hidráulica e pelas características do meio, como pH e temperatura (MIDDLEBROOKS et al., 1999).

Ao analisar os dados de clorofila *a* juntamente com os dados de pH é possível perceber como estas variáveis estão intimamente relacionadas, pois à medida que os dados de clorofila *a* aumentam ou diminuem o pH acompanha este comportamento.

As maiores concentrações de clorofila *a* nas diferentes profundidades, coincide com os maiores valores de pH, OD e SS. A clorofila *a* durante todo o ciclo no R1 teve valores entre 7,46 µg/L e 8,54 µg/L e no R2 variou entre os valores de 7,52 µg/L e 8,62 µg/L.

Para variável clorofila *a* não foi verificada uma boa eficiência de remoção, uma vez que esta no R2 apresentou valores mais elevados ao final do período de monitoramento do que o início. Esta variável mostrou-se com valores de concentrações finais maiores na superfície, quando analisados comparativamente aos demais estratos, possivelmente por este local ser o de maior incidência luminosa, aonde preferencialmente irão se localizar os grupos fitoplancctônicos (fotossintetizantes).

Na Figura 18 a seguir, visualiza-se a distribuição média da variável clorofila *a*, ao longo do período de reservação em R1, é possível notar a estabilização do efluente até 100 dias de monitoramento, com o crescente decaimento da concentração desta variável. Após esta fase, a concentração volta a subir, possivelmente devido ao pico de temperatura ($18 \pm 0,6^\circ\text{C}$) verificado no final do mês de julho, proporcionando o crescimento da biomassa algal.

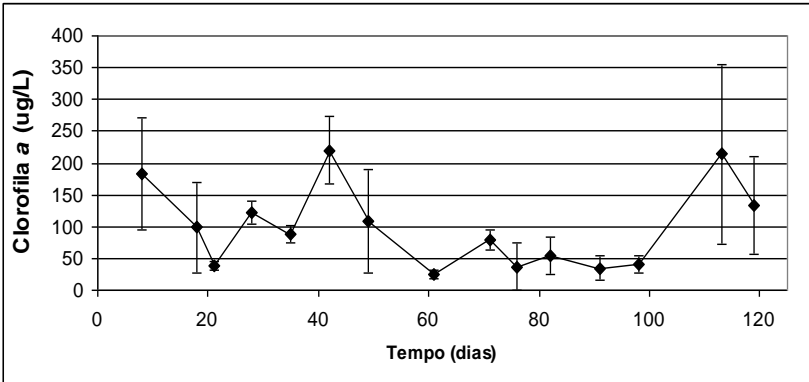
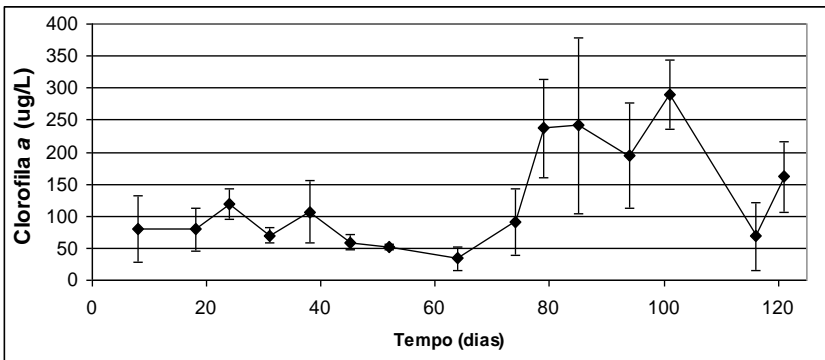


Figura 18: Distribuição da variável clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) durante o período de reservação, em R1.

Na Figura 19 apresenta-se a variação temporal média da clorofila *a* em R2. Nesta unidade, a concentração inicial apresentou-se ligeiramente mais baixa que em R1. Sendo que, mais uma vez, foi verificado o aumento na concentração de clorofila *a* ao longo do período de reservação, neste caso já com 75 dias de ensaio. No entanto, nesta unidade esse crescimento da biomassa algal determinou uma maior estabilização do efluente, fato este comprovado pelas maiores eficiências de remoção de matéria orgânica (

Tabela 13 e Tabela 14) e nutrientes (Tabela 16 e Tabela 17) e ainda em conjunto com a temperatura, o fitoplâncton



possivelmente determinou a maior aeração do meio, evidenciada pelas maiores concentrações de OD (Tabela 12) neste período.

Figura 19: Distribuição da variável clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) durante o período de reservação, em R2.

As concentrações de clorofila *a* ficaram um pouco acima do limite máximo recomendado pelas normas ambientais de Santa Catarina (CONAMA 357/05), que é de até $30 \mu\text{g/L}$. Portanto para uma melhor remoção as malgas seria necessário um tratamento físico como filtros. Gomes et al. (2010), mostram uma eficiência satisfatória para o filtro de pedras na remoção de clorofila *a* e sólidos suspensos.

4.5 QUANTIFICAÇÃO DE PATÓGENOS

Na Tabela 20 estão apresentadas as concentrações iniciais e finais de patógenos, medidas no ponto central de ambos os Reservatórios, bem como a eficiência de remoção destas variáveis.

Tabela 20: Concentrações iniciais e finais de patógenos

Variáveis (NMP/100mL)	Profundidade coleta (m)	Reservatório (R1)			Reservatório (R2)		
		Inicial	Final	Remoção (%)	Inicial	Final	Remoção (%)
Coliformes totais	1,15	2×10^6	$1,4 \times 10^4$	98	7×10^4	<10	99,9
<i>E. coli</i>	1,15	6×10^4	<10	100	1×10^4	<10	99,9

Os coliformes são indicadores de presença de microrganismos patogênicos na água. Os coliformes fecais existem em grande quantidade nas fezes de suínos, de humanos e de outros animais de sangue quente. Quando encontrados na água, significa que a mesma entrou em contato com fezes de animais ou recebeu esgotos domésticos, podendo conter microrganismos causadores de doenças.

A remoção de Coliformes Totais e Fecais (*E. Coli*) é, primariamente, uma função do tempo, favorecendo a morte natural dos microrganismos, sendo que diversos fatores contribuem para a remoção de coliformes fecais das águas residuárias, dentre os quais os mais comumente citados na literatura são: temperatura, atividade algal na presença de radiação solar, elevando valores de pH, altas concentrações de oxigênio dissolvido, efeito de toxinas produzidas por algas e outros como predação, competição, sedimentação, potencial de oxi-redução, inanição e escassez de nutrientes orgânicos (de Oliveira, 1990). Para vários autores, alguns desses fenômenos podem atuar simultaneamente (sinergicamente) e com diferentes graus de importância.

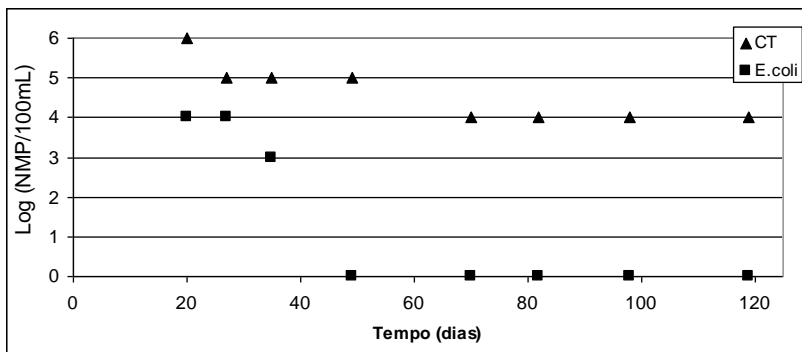


Figura 20: Concentração de Coliformes totais e E. Coli em R1, durante o período de reservação no R1.

Na Figura 20 acima, visualiza-se a dinâmica da concentração de Coliformes totais e *E.coli* em R1, durante o período de reservação. O valor médio de Coliformes Totais no R1, durante a partida, foi de 2×10^6 NMP/100 mL. Ao final dos dias de reservação a concentração de Coliformes totais era cerca de $1,4 \times 10^4$ NMP/100mL, apresentando uma redução de duas unidades logarítmicas de magnitude. Para *E.coli* na partida se tinha uma concentração de 6×10^4 NMP/100mL, após 60 dias de reservação observou-se uma concentração nula.

Em R2, como mostra a Tabela 20, inicialmente a concentração era de 7×10^4 NMP/100mL para Coliformes totais e 1×10^4 para *E.coli*. A remoção das variáveis Coliformes totais e *E.coli* no R2 foi total, sendo que após 30 dias de reservação a concentração de *E.coli* já se apresentava nula.

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 as recomendadas pela WHO (2006) ($< 10^3$ NMP/100mL) para efluentes utilizados na irrigação.

Com base nos resultados obtidos em ambos os experimentos, foi possível observar que os reservatórios de polimento tem capacidade para

reduzir a contaminação fecal a níveis compatíveis com o padrão de qualidade sanitária recomendado para irrigação irrestrita e para lançamento de efluentes em corpos receptores naturais.

4.6 AVALIAÇÃO DO REUSO DO EFLUENTE

4.6.1 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

A Condutividade Elétrica é a capacidade que a água possui de conduzir corrente elétrica. Este parâmetro está relacionado com a presença de íons dissolvidos na água, que são partículas carregadas eletricamente. Quanto maior for a quantidade de íons dissolvidos, maior será a condutividade elétrica na água (CETESB, 2008). Os íons diretamente responsáveis pelos valores da condutividade são, entre outros, o cálcio, o magnésio, o potássio, o sódio, carbonatos, carbonetos, sulfatos e cloretos. O parâmetro condutividade elétrica não determina, especificamente, quais os íons que estão presentes em determinada amostra de água, mas pode contribuir para possíveis reconhecimentos de impactos ambientais ocasionados por lançamentos de resíduos industriais, mineração, esgotos, etc.

Utilizando os valores de Sólidos dissolvidos Totais (SDT) e a Equação 3, foram obtidos os valores de condutividade elétrica para a condutividade elétrica, apresentados na Tabela 21

Tabela 21: Valores de Condutividade Elétrica (CE) em R1 e R2

Dias		Condutividade		
		Data	R1	R2
0		15/04/09	4266	
8		24/04/09	3898	
16		29/04/09	4031	
32		14/05/09	3500	
48		28/05/09	3648	
56		09/06/09	4203	
64	0	18/06/09	4312	4812
72	8	24/06/09	3969	4766
80	16	30/06/09	4312	4625
88	24	09/07/09	3711	4313
96	32	17/07/09	3820	4508
104	40	30/07/09	3586	4180
112	48	05/08/09	3844	4555

56	12/08/09		5023
64	20/08/09		4367
72	04/09/09		3750
80	10/09/09		4023
88	16/09/09		9437
96	25/09/09		4089
104	01/10/09		3521
112	07/10/09		3744

4.6.2 Relação de Adsorção do Sódio (RAS)

As concentrações médias de Na, Ca e Mg encontradas em R1 e R2, e utilizadas para a realização do cálculo de RAS, são apresentadas na Tabela 22. No cálculo da RAS, os valores médios dos níveis de sódio, cálcio e magnésio foram convertidos em unidades de meq/L.

Tabela 22: Concentrações médias de Na, Ca e Mg

R1			R2		
Na (meq/L)	Ca (meq/L)	Mg (meq/L)	Na (meq/L)	Ca (meq/L)	Mg (meq/L)
7,29	1,45	0,63			
6,98	1,44	0,61			
7,13	1,49	0,56	8,12	3,03	0,59
6,79	1,48	0,62	8,05	2,57	0,53
			7,15	2,06	0,38
			7,24	1,57	0,38
			6,75	1,28	0,34

Na Tabela 23 estão apresentados valores de Razão de Adsorção de Sódio (RAS) e os de Condutividade Elétrica da água (CE) na Tabela 21.

Tabela 23: Valores de razão de adsorção de sódio (RAS)

RAS	
R1	R2
7,1	
6,9	
7,0	6,0
6,6	6,5
	6,5
	7,3
	7,5

A avaliação da qualidade da água e das águas residuárias, quanto ao potencial de salinização do solo e aos problemas relacionados com infiltração, é baseada nas diretrizes propostas por Ayers & Westcot (1987). As diretrizes são caráter prático e têm sido usadas na agricultura irrigada para avaliar os constituintes de águas superficiais, subterrâneas e de drenagem, efluentes de esgotos e outras águas residuárias. Não se inclui a avaliação de elementos orgânicos, contidos nas águas residuárias.

Os reservatórios apresentaram, no final dos ciclos de monitoramento, os valores de RAS de 6,6 e 7,5 , para R1 e R2, respectivamente. Segundo Mancuso & Santos (2003), esses valores não apresentam grandes riscos para os solos irrigados. Para valores de RAS superiores a 9 ou 10, são necessários alguns cuidados prévios com relação à possibilidade de inchamento do solo, ainda mais se ele for argiloso.

Entretanto, esses valores de RAS, associados à condutividade elétrica (CE) final de 3.844 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em R1 e 3744 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em R2, ao utilizar o Diagrama esquemático da Figura 17 vemos que os efluentes dos reservatórios se enquadram no setor “C4-S2” resultando em risco “muito alto” de salinização e “médio” de sodificação do solo. Recomenda-se, então, que o uso do efluente na irrigação não seja de forma contínua, pois pode reduzir a condutividade hidráulica, comprometendo a infiltração no solo.

Nesta avaliação do reuso do efluente proveniente dos reservatórios de estabilização não foi considerado o nível de sólidos totais presentes na água, assim, com base apenas nos dois primeiros parâmetros (RAS e CE) relacionados à qualidade da água para irrigação, verifica-se que a água residuária de suinocultura não apresenta potencial de ocasionar problemas de infiltração, por outro lado, é grande o seu potencial de ocasionar salinização do solo.

No entanto, OLIVEIRA, R. (1999) mostra que aplicações sucessivas de água residuária no solo ocasionaram selamento superficial, independentemente da concentração de sólidos totais. Então a aplicação de águas residuárias da suinocultura deve ser associada a práticas agrícolas que promovam a escarificação do solo, visando ao rompimento do selamento superficial e ao aumento da capacidade de infiltração.

5 CONCLUSÕES

Através da análise dos resultados obtidos para os dois reservatórios de estabilização (R1 e R2) estudados para o polimento de efluente proveniente de sistema tratamento de dejetos suínos, é permitido concluir que:

A influência da sazonalidade foi fortemente evidenciada, com o início da primavera, modificou-se o perfil térmico e microbiológico dos reservatórios, permitindo uma maior estabilização do efluente.

Não houve grandes estratificações das variáveis estudadas nas colunas de águas (0,15m 1,15m 2,00m) dos reservatórios.

O polimento de efluentes provenientes da suinocultura em reservatórios de estabilização foi considerado uma alternativa economicamente viável além do potencial de reciclagem de seus e nutrientes. Os efluentes dos reservatórios possuem um valor agregador, pois podem ser considerados produtos fertilizadores do solo. A reciclagem do nitrogênio e do fósforo presente nos efluentes dos reservatórios estudados pode possibilitar a redução ou até mesmo a eliminação do uso de fertilizantes artificiais na produção agrícola na propriedade produtora de suínos, a um custo reduzido e sem causar grandes riscos à saúde pública.

O sistema de reservatórios de estabilização aqui estudado se mostrou eficiente também na remoção de coliformes presentes nos efluentes do sistema de tratamento existente. Ao final do período de reservação as concentrações obtidas para as variáveis de Coliformes Totais e *E.coli*, evidenciaram que os reservatórios permitem que seus efluentes sejam utilizados para irrigação irrestrita como também na limpeza das instalações de criação dos animais na propriedade, estando dentro dos limites recomendados pela WHO (2006), não apresentando riscos pelo contato direto com o efluente.

Os efluentes dos reservatórios se utilizados na irrigação possuem um risco “muito alto” de salinização e “médio” de sodificação do solo. É recomendado que o uso destes efluentes na irrigação não seja de forma contínua, pois se aliando com a concentração final de sólidos presentes pode reduzir a condutividade hidráulica, comprometendo desta maneira a infiltração no solo.

Os resultados confirmam que estas unidades de polimento são capazes de alcançar satisfatória eficiência de remoção, permitindo garantir uma melhor qualidade do efluente final em termos de matéria orgânica, nutrientes e patógenos, apesar de algumas concentrações ainda permanecerem elevadas no efluente final. Entretanto, os resultados

finais mostram um ganho ambiental, quando confrontados com concentrações típicas de dejetos suínos.

A adoção destas unidades para prática de polimento e reuso de efluentes, principalmente os da suinocultura, somando-se ainda a simplicidade do sistema, (ausência de mecanização, de consumo de energia, de produtos químicos, o baixo custo de implantação e operação) sugerem uma elevada aplicabilidade no meio rural, além de contribuir para a redução dos impactos associado aos dejetos suínos causados ao meio ambiente e aos recursos hídricos.

A utilização desses reservatórios culmina também no uso sustentável das fontes hídricas próximas a propriedade, uma vez que promove o reuso do efluente tratado, diminuindo o consumo de água, tornando-se adequada a prática do tratamento e reuso de águas dos reservatórios na agricultura, principalmente de regiões com escassez de recursos hídricos.

6 REFERÊNCIAS

ABIPECS. Associação Brasileira das Indústrias Processadoras e Exportadoras de Carne Suína. *Informe Carne Suína Brasileira*. Relatório 2008, de 17/04/10.

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

APHA. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 21ª 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, 2007.

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* 42 (10-11), 203-210, 2000.

ARTHUR, J.P. *Notes on design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of cdeveloping countries*. Technical paper No 7. Washington, DC: The World Bank. 1983.

ATHAYDE, S. T. S. *Algal and bacterial dynamics in waste stabilization ponds and wastewater storage and treatment reservoirs*. PhD Thesis. University of Liverpool UK. 2001. In: SHILTON, A. Pond Treatment Technology. London, UK. 479 p. 2005.

ATHAYDE, G.; MARA, D.; PEARSON, H.; SILVA, S. Faecal coliform die-off in wastewater storage and treatment reservoirs. *Water Science and Technology* 42 (10-11), 139-147, 2000.

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

AVNIMELECH, Y. Modelling the accumulation of organic matter in the sediments of a newly constructed reservoir. *Water Research* 23 (10), 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

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. *A qualidade da água na agricultura*. Tradução de GHERY, H.R.; MEDEIROS, J.F. Campina Grande: UFPB, 1991, 218p.

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* 42 (10-11), 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, 2007.

BASTOS, R.K.X.; MARA, D.D. *Irrigacion de hortalizas com águas residuales: Aspectos sanitários*. In: Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, 23., 1992, La Habana. *Anais...* La Habana: Association Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, 1992. p.22-8

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).

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, pp. 166-170. 2001.

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).

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 República Federativa do Brasil, 1997.

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. 2002.

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

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

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. *Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo*. São Paulo: Relatórios/Secretariado Meio Ambiente, 2008.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. *Resolução CONAMA Nº357/2005*, de Março de 2005, 2005.

COUNCIL OF THE EUROPEAN COMMUNITIES. *Council directive of 21 May 1991 concerning urban waste wáter treatment*. (91/271/EEC). Official Journal of the European Communities, No. L.135/40 - 52 (30 May). 1991

COSTA-VARGAS, S.M.V.; MARA, D.D.; VARGAS-LOPES, C.E. *Residual fecal contamination on effluent irrigated lettuce*. Water Science Technology, Londres, v.24, n.9, p.89-94, 1991.

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. L

CURTIS, T. P.; MARA, D. D.; DIXO, N. G. H.; SILVA, S. A. Light penetration in waste stabilization ponds. **Water Research**, v. 28, n. 5, p. 1031-1038. 1994.

DE LA TORRE, A.I.; CARBALLO, J.M.; ROSET, F.J.; MUÑOZ, M.J. Ecotoxicological evaluation of pig slurry. *Chemosphere*, 41, 1629-1635, 2000.

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).

DE TAR, W.R. *Rate of intake and stream advance for liquid dairy manure in furrows*. Transactions of the ASAE, St Joseph, v.23, n.5, p.1171-7, 1980.

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.

DOR, I.; RABER, M. Deep Wastewater Reservoir in Israel: Empirical Data for Monitoring and Control. *Water Research* 24 (9), 1077-1084, 1990.

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, 2009.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. *Estatísticas e Cotações, 2006*. Disponível em: <<http://www.cnpa.embrapa.br>>. Acesso em 08/07/09.

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, 2009.

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* 16 (4), 26-30, 1996.

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

FLOTATS, X.; BONMATI, A.; FERNANDEZ, B.; MAGRI, A. Manure treatment technologies: on farm versus centralized strategies. NE Spain as case study. *Bioresource Technol*, 2009.

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.

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.; VELHO, V.F.; PEREIRA, T.D.S.; BELLI FILHO, P.; COSTA, R.H.R. Avaliação de unidade de polimento de sistema de tratamento de dejetos suínos. In: X Simpósio Ítalo-brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 28 de fevereiro – 03 de março. *Anais...Maceió, AL*. 2010.

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, 1997.

GOVERNO DE SANTA CATARINA. *Decreto Estadual 14.250*, de 5 de junho de 1981. Regulamenta dispositivos da Lei nº 5.793, de 15 de outubro de 1980, referentes à Proteção e a Melhoria da Qualidade Ambiental, no uso da competência privativa que lhe confere o artigo 93, itens I e II, da Constituição. Disponível em: <<http://www.fatma.sc.gov.br>> Acessado em: 18/04/2009.

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.

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.

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 nonsuspended algae. *J. Phycol.* 34, 757–763, 1998.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Pesquisa Pecuária Municipal, 2003*. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>> Acesso em: 14/04/10.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Censo Agropecuário, 2006*. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br>> Acesso em: 14/04/09.

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.

ISHERWOOD, K. F. *Mineral fertilizer and the environment*. Paris: International Fertilizer Industry Association – IFA; UNEP, 2000. 63 p.

JIMENEZ, B. Treatment technology and standards for agricultural wastewater reuse: a case study in Mexico. *Irrig. Drain.* 54 (Suppl. 1), S22–S33, 2005.

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.* 34, 392–398. 2004.

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

JUANICO, M. Limnology of a warm hypertrophic wastewater reservoir in Israel. The physical environment. *Int. Reveu ges. Hydrobiol.* 79 (3), 423-436, 1994.

JUANICO, M.; FRIEDLER, E. Hydraulic age distribution in perfectly mixed nonf steady-state reactors. *J. Environ. Eng.* ASCE 120 (6), 1427-1445, 1994.

JUANICO, M.; SHELEF, G. Design, operation and performance of stabilization reservoirs for wastewater irrigation in Israel. *Wat. Res.* 28 (1), 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.

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.* 120 (2), 475-492, 2002.

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.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P.A.; HIGARASHI, M. M.; SANGOI, V. Recomendações técnicas para uso de esterqueiras para a armazenagem de dejetos de suínos. *Comunicado Técnico*, Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, n. 361, 1-4, 2004a.

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

LÉIS, C.M. *Uso de dejetos suínos e absorção de nutrientes pela cultura do milho e plantas espontâneas*. Dissertação, UFSC, Florianópolis, SC, 2009.

LEITE, D.C. *Remoção conjunta de carbono e nitrogênio de dejetos desuínos pelo processo de nitrificação e desnitrificação*. Dissertação, UFSC, Florianópolis, SC, 2007.

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*, n.1, 1999. Campinas. Memória. Embrapa Meio Ambiente. p. 42. 1999.

MARA, D.D. e CAIRNCROSS, S. *Guidelines for the Safe Use of Wastewater and Excreta in Agriculture and Aquaculture*. World Health Organization/ United Nations Environment Programme. 1989

MARECOS DO MONTE, M.H.F. e SOUSA, M.S. Effects on crop of Irrigation with Facultative Pond Effluent. *Water Science and Technology*. Vol 26 (7-8), 1603-1613. 1992

MARTIJN, E.; REDWOOD, M. Wastewater irrigation in developing countries—limitations for farmers to adopt appropriate practices. *Irrig. Drain*. 54 (Suppl.1), 63–70, 2005.

MEDRI, W. *Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos suínos*. 1997. 205 p. Tese (Doutorado Engenharia de Produção), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1997.

METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. New York: McGraw Hill Company, 2003.

MIELE, M. *Contratos, especialização, escala de produção e potencial poluidor na suinocultura de Santa Catarina*. 286 p. 2006. Tese (Doutorado em Agronegócios) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

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.

MONTE, H.M.; SOUSA, M.S. Effects on crops of irrigation with facultative pond effluent. *Water Science Technology*, Londres, v.26, n.7-8, p.1603-13, 1992.

MORENO, M.D., SOLER, A., SAEZ, J.; MORENO, J. Thermal simulation of a deep stabilization pond. *Tribune du Cebedeau* . v.37 (491), 403-410. 1984.

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

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

MANCUSO, P.C.S.; SANTOS, H.F. *Reúso de Água*. Barueri, SP: Manole, 579p. 2003.

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

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

OLIVEIRA, J.L.R.; ARAUJO, I.S.; BELLI Fº, P.; COSTA, R.H.R. Separação de fases sólido-líquido de dejetos de suínos. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 18-23 de Setembro. *Anais...* Campo Grande, MS. 2005.

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

ORON, B.G.; BEM-ASHER, J.; DEMALACH, Y. Effluent in trickle irrigation of cotton in arid zones. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, New York, v.108, n.1R2 June, p.115-26, 1982.

ORON, B.G.; DEMALACH, J.; HOFFMAN, Z.; CIBOTARU, R. Subsurface microirrigation with effluent. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, New York, v.117, n.1, p.115-26, Jan/Feb., 1991a.

OSBURN, R.C.; BURKHEAD, C.E. Irrigating vegetables with wastewater. *Water Environment & Technology*, Alexandria, v.4, n.1, p.38-43, 1992.

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.

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.

PICOT, B., EL HALOUANI, H., CASELLAS, C., MOERSIDIK, S. & BONTOUX, J. (1991) *Nutrient removal by high rate pond system in a Mediterranean climate*. *Wat. Sci. Tech.* 23: 1535-1541

PILLON, C.N. ET AL. Diagnóstico das propriedades suinícolas da área de abrangência do consórcio Lambari/SC. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, n86, 33f, 2003

PIRES, G. S. P. *Tratamento de dejetos de suínos em meio anaeróbio e meio com aeração intermitente*. Dissertação, UFSC, Florianópolis, SC, 1999. 73p.

PORCELLA, D.B., MCGAUHEY, P.H. & 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

PORK WORLD (2004) <http://www.porkworld.com.br>. Fonte: IBGE, 1970; ICEPA, 2003.

QADIR, M.; WICHWLNS, 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.

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

SEGANFREDO, M.A.; Viabilidade econômica do tratamento dos dejetos, em unidades terminadoras de suínos. *Comunicado técnico 301*, Embrapa/CNPSA, 2002

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

SHENDE, G.B.; CHAKRABARTI, C.; RAI, R.P; NASHIKKAR, V.J.; KSHIRSAGAR, D.G.; DESHBHRATAR, P.B. ; JUWARKAR, A.S. Status of wastewater treatment and agricultural reuse with special reference to Indian experience and research and development needs. *In: Treatment and Use of Sewage Effluents for Irrigation. Proceedings of the FAO Regional Seminar on the treatment and Use of Sewage Effluents for Irrigation* . (ed. M.B. Pescod and A. Arar). Nicosia, 7 -9 October 1985. Butterworths, London, UK. 1988.

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

SHUVAL, H.I., ADIN, A., FATTAL, B., RAWITZ, E.; YEKUTIEL, P. *Wastewater Irrigation in Developing Countries: Health Effects and Technological Solutions*. World Bank Technical. Paper Number 51. The World Bank, Washington , DC. 1986

SILVA, S.A. Reservatórios de estabilização tratando águas residuárias domésticas no nordeste do Brasil. *Anais do Seminário Internacional de Tratamento e Disposição de Esgotos Sanitários - Tecnologia e Perspectivas para o Futuro*. 09-12 de julho de 1996, Brasília-DF. 1996.

SOLER, A., SÁEZ, J., LLORENS, 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., LLORENS, 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.

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

TOZE, S. Reuse of effluent water: benefits and risks. *Agricultural Water Management*,V. 80, pp 147–159. 2006.

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

VAZQUEZ-MONTIEL, O.; HORAN, N. J.; MARA, D. D. Management of domestic wastewater for reuse in irrigation. *Water Science Technology*, Londres, v.33, n.10-11, p.355-62, 1996.

VON SPERLING, M. Lagoas de Estabilização. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. Belo Horizonte. 1996. 134p.

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

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

APÊNDICE A – TABELAS

OD

Dias	OD							OD - Médio			
	Data	R1 - 0,15	R1 - 1,15	R1 - 2,00	R2 - 0,15	R2 - 1,15	R2 - 2,00	Data	R1	R2	
0		15/04/09						15/04/09			
8		24/04/09	1,00	1,20	1,10			24/04/09	1,10		
16		29/04/09	0,90	0,70	0,90			29/04/09	0,83		
24		06/05/09	0,50	0,60	0,50			06/05/09	0,53		
32		14/05/09	0,50	0,60	1,00			14/05/09	0,70		
40		19/05/09	0,10	0,30	0,80			19/05/09	0,40		
48		28/05/09	3,00	1,40	1,70			28/05/09	2,03		
56		09/06/09	0,90	0,50	0,80			09/06/09	0,73		
64	0	18/06/09	0,80	1,10	1,80	0,80	0,60	0,80	18/06/09	1,23	0,73
72	8	24/06/09	1,40	2,20	1,90	1,30	1,20	1,30	24/06/09	1,83	1,27
80	16	30/06/09	0,80	1,00	1,60	1,00	0,70	0,50	30/06/09	1,13	0,73
88	24	09/07/09	1,40	1,50	2,00	1,30	1,10	1,10	09/07/09	1,63	1,17
96	32	16/07/09	1,00	1,30	2,00	0,70	0,60	1,20	16/07/09	1,43	0,83
104	40	30/07/09	1,80	2,00	2,70	1,40	1,80	2,10	30/07/09	2,17	1,77
112	48	05/08/09	0,70	1,00	1,40	0,60	0,70	0,60	05/08/09	1,03	0,63
120	56	12/08/09				0,50	0,60	1,00	12/08/09		0,70
128	64	26/08/09				0,60	0,70	0,70	26/08/09		0,67
136	72	02/09/09				0,70	0,50	1,00	02/09/09		0,73
144	88	16/09/09				2,50	2,40	2,60	16/09/09		2,50
152	96	24/09/09				4,10	3,40	4,00	24/09/09		3,83
160	104	01/10/09				2,70	2,90	3,00	01/10/09		2,87
168	112	07/10/09				2,80	2,80	2,60	07/10/09		2,73

Temperatura

Dias	Temperatura (°C)							T -Médio		
	Data	R1 - 0,15	R1 - 1,15	R1 - 2,00	R2 - 0,15	R2 - 1,15	R2 - 2,00	R1	R2	
0		15/04/09	22,90	21,90	21,90			22,23		
8		24/04/09	20,40	20,20	20,00			20,20		
16		29/04/09	23,50	23,00	23,60			23,37		
24		06/05/09	20,40	20,40	20,30			20,37		
32		14/05/09	21,20	21,20	20,90			21,10		
40		19/05/09	19,20	18,60	18,90			18,90		
48		28/05/09	17,50	17,60	17,60			17,57		
56		09/06/09	16,80	15,40	15,10			15,77		
64	0	18/06/09	16,10	16,20	16,10	16,40	16,10	16,30	16,13	16,27
72	8	24/06/09	16,60	16,30	16,30	16,20	16,90	16,50	16,40	16,53
80	16	30/06/09	17,50	17,20	17,80	17,50	17,40	17,20	17,50	17,37
88	24	09/07/09	17,40	16,90	17,20	17,60	17,40	17,20	17,17	17,40
96	32	16/07/09	15,10	15,00	15,00	15,30	15,20	15,20	15,03	15,23
104	40	30/07/09	12,50	13,00	12,80	12,70	12,70	12,80	12,77	12,73
112	48	05/08/09	17,80	18,80	18,30	19,00	18,10	17,30	18,30	18,13
120	56	12/08/09				18,80	16,70	15,20		16,90
128	64	26/08/09				21,10	20,00	19,50		20,20
136	72	02/09/09				20,80	20,70	20,30		20,60
144	80	10/09/09				14,50	15,00	15,40		14,97
152	88	16/09/09				20,90	20,30	20,70		20,63
160	96	24/09/09				19,10	18,20	18,30		18,53
168	104	01/10/09				14,10	14,40	14,30		14,27
176	112	07/10/09				19,50	20,00	19,50		19,67

Ph

Dia/s	pH							pH - Médio			
	Data	R1 - 0,15	R1 - 1,15	R1 - 2,00	R2 - 0,15	R2 - 1,15	R2 - 2,00	Data	R1	R2	
0	15/04/09	8,54	8,39	8,54				15/04/09	8,49		
8	24/04/09	8,42	8,43	8,43				24/04/09	8,43		
16	29/04/09	7,96	7,91	7,82				29/04/09	7,90		
24	06/05/09	7,74	7,74	7,75				06/05/09	7,74		
32	14/05/09	8,09	8,05	8,07				14/05/09	8,07		
40	19/05/09	7,94	7,82	7,89				19/05/09	7,88		
48	28/05/09	7,82	7,80	7,90				28/05/09	7,84		
56	09/06/09	7,66	7,82	7,79				09/06/09	7,76		
64	0	18/06/09	8,04	8,06	8,10	8,04	8,09	7,89	18/06/09	8,07	8,01
72	8	24/06/09	8,00	7,96	7,98	8,08	8,07	8,04	24/06/09	7,98	8,06
80	16	30/06/09	8,09	7,98	8,14	8,02	8,13	8,13	30/06/09	8,07	8,09
88	24	09/07/09	8,14	8,13	8,12	8,21	8,24	8,25	09/07/09	8,13	8,23
96	32	16/07/09	8,00	7,97	7,97	8,07	8,05	8,09	16/07/09	7,98	8,07
104	40	30/07/09	7,60	7,46	7,62	7,80	7,52	7,62	30/07/09	7,56	7,65
112	48	05/08/09	7,84	7,74	7,81	7,85	7,84	7,78	05/08/09	7,80	7,82
120	56	12/08/09				7,79	7,85	7,86	12/08/09		7,83
128	64	26/08/09				8,17	8,22	8,21	26/08/09		8,20
136	72	02/09/09				8,37	8,38	8,30	02/09/09		8,35
144	80	10/09/09				8,10	8,02	8,02	10/09/09		8,05
152	88	16/09/09				8,04	8,00	8,07	16/09/09		8,04
160	96	24/09/09				8,14	8,24	8,18	24/09/09		8,19
168	104	01/10/09				7,77	7,77	7,75	01/10/09		7,76
176	112	07/10/09				8,62	8,42	8,47	07/10/09		8,50

DQO

Dia/s	DQO Total							DQO Total - Médio			
	Data	R1 - 0,15	R1 - 1,15	R1 - 2,00	R2 - 0,15	R2 - 1,15	R2 - 2,00	Data	R1	R2	
0	17/04/09	1730	2285	2733				17/04/09	2249		
8	25/04/09	1638	1563	1678				25/04/09	1626		
16	29/04/09	1439	1356	1334				29/04/09	1376		
32	14/05/09	1403	1333	1310				14/05/09	1348		
40	19/05/09	1268	1248	1345				19/05/09	1287		
56	09/06/09	1298	1370	1340				09/06/09	1336		
64	0	19/06/09	1207	1213	1079	1656	1717	1850	19/06/09	1166	1741
72	8	24/06/09	1148	1087	1206	1621	1744	1783	24/06/09	1147	1716
80	16	30/06/09	1308	1340	1460	2258	2260	2113	30/06/09	1369	2210
88	24	09/07/09		1408	1413	1925	1828	1883	09/07/09	1410	1878
96	32	16/07/09	1178	1193	1195	1723	1848	1585	16/07/09	1188	1718
104	40	31/07/09	930	1018	1038	1405	1375	1378	31/07/09	995	1386
112	48	05/08/09	815	983	1025	1488	1495	1500	05/08/09	941	1494
120	56	12/08/09				1695	1523	1563	12/08/09		1593
128	64	26/08/09				1415	1337,5	1410	26/08/09		1388
136	72	02/09/09				1600	1708	1678	02/09/09		1662
144	80	10/09/09				1528	1338	1368	10/09/09		1411
152	88	16/09/09				1365	1358	1108	16/09/09		1277
160	96	24/09/09				1348	1245	990	24/09/09		1194
168	104	01/10/09				990	1160	935	01/10/09		1028
176	112	07/10/09				465	635	590	07/10/09		563

DBOf

Dias	DBOf							DBOf - Médio		
	Data	R1 - 0,15	R1 - 1,15	R1 - 2,00	R2 - 0,15	R2 - 1,15	R2 - 2,00	R1	R2	
0		15/04/09	308	248	280			279		
16		29/04/09	154	124	140			139		
32		15/05/09	250	200	150			200		
40		19/05/09	220	185	120			175		
48		28/05/09	190	170	90			150		
56		09/06/09	76	80	100			85		
64	0	18/06/09	152	158	170	262	278	266	160	269
72	8	25/06/09	168	152	264	314	336	238	195	296
80	16	30/06/09	166	142	182	246	292	274	163	271
88	24	09/06/09	166	170	164	334	258	264	167	285
96	32	16/07/09	132	148	154	262	241	250	145	251
104	40	31/07/09	82	132	130	276	232	244	115	251
112	48	05/08/09	102	160	132	280	234	230	131	248
120	56	12/08/09				236	242	228		235
128	64	26/08/09				184	218	238		213
136	72	02/09/09				222	218	214		218
144	80	10/09/09				174	194	202		190
152	88	16/09/09				196	221	216		211
160	96	24/09/09				174				174
176	112	07/10/09				98	182	152		144

COT

Dias	COT							COT - Médio		
	Data	R1 - 0,15	R1 - 1,15	R1 - 2,00	R2 - 0,15	R2 - 1,15	R2 - 2,00	R1	R2	
0		15/04/09	254,8	217,5	228,1			233,5		
8		24/04/09	240,7	238,2	248,1			242,3		
16		29/04/09	260,6	240,4	259,7			253,6		
24		06/05/09	268,9	268,9	248,1			262,0		
32		13/05/07	226,1	217,5	228,1			223,9		
40		19/05/09		216,7	222,0			219,4		
56		09/06/09	258,3	258,5	252,1			256,3		
72	8	24/06/09	348,4	392,6	389,2	413,4	465,0	492,2	376,7	456,9
88	24	09/07/09	237,4	194,6	184,0	279,5	263,2	254,0	205,3	265,6
96	32	16/07/09			205,8	288,3		263,7	205,8	276,0
104	40	30/07/09	189,6	184,9	164,1	250,7	231,7	266,6	179,5	249,7
112	48	05/08/09	135,0	151,4	150,3	247,5	184,9	166,9	145,6	199,8
120	56	12/08/09				217,1	238,7	255,3		237,0
128	64	26/08/09				186,5	187,5	181,3		185,1
136	72	02/09/09				170,8	192,0			181,4
144	80	10/09/09				214,5	213,5			214,0
152	88	16/09/09				158,9		307,0		233,0
160	96	24/09/09				143,4	132,9	190,2		155,5
168	104	01/10/09				157,8	215,7	191,4		188,3
176	112	07/10/09				138,2	172,6	177,8		162,9

N.Amoniacal

Dias	N. Amoniacal							NH3 - Médio		
	Data	R1 - 0,15	R1 - 1,15	R1 - 2,00	R2 - 0,15	R2 - 1,15	R2 - 2,00	R1	R2	
0		15/04/09	566	566	560			564		
8		24/04/09	594	577	594			588		
16		29/04/09	560	566				563		
24		06/05/09	532	532	543			536		
32		14/05/09	532	504	515			517		
40		19/05/09	476	470	465			470		
48		28/05/09	470	493	482			482		
56		09/06/09	448	442	476			455		
64	0	18/06/09	470	448	386	599	594	588	435	594
72	8	24/06/09	431	426	437	543	549	582	431	558
80	16	30/06/09	431	426	437	543	549	582	431	558
96	32	16/07/09	442	431	420	566	532	498	431	532
104	40	30/07/09	370	426	403	554	599	588	399	581
112	48	05/08/09	280	409	386	510	493	498	358	500
120	56	12/08/09					498	482		490
136	72	02/09/09				347	342	370		353
144	80	10/09/09				330	336	336		334
152	88	16/09/09				297	325	308		310
160	96	24/09/09					297			297
168	104	01/10/09				218	269	263		250
176	112	07/10/09				120	199	232		184

NTK

Dias	NTK									
	Data	R1 - 0,15	R1 - 1,15	R1 - 2,00	R2 - 0,15	R2 - 1,15	R2 - 2,00	R1	R2	
0		15/04/09	599,2	739,2	834,4			724,3		
8		24/04/09	599,2	688,8	341,6			543,2		
16		29/04/09	509,6	392,0	420,0			440,5		
24		06/05/09	498,4	504,0	537,6			513,3		
32		14/05/09	700,0	403,2	442,4			515,2		
40		19/05/09	492,8	560,0	212,8			421,9		
48		26/05/09	560,0	560,0	436,8			518,9		
56		10/06/09	700,0	403,2	442,4			515,2		
64	0	18/06/09	520,8	571,2	599,2	638,4	677,6	784,0	563,7	700,0
72	8	25/06/09	341,6	336,0	604,8	722,4	716,8	795,2	427,5	744,8
80	16	30/06/09	431,2	274,4	425,6	610,4	515,2	660,8	377,1	595,5
96	32	16/07/09	414,4	302,4	537,6	571,2	610,4	375,2	418,1	518,9
104	40	30/07/09	392,0	436,8	459,2	548,8	593,6	638,4	429,3	593,6
112	48	05/08/09	235,2	481,6	246,4	532,0	509,6	352,8	321,1	464,8
120	56	12/08/09				571,2	537,6	196,0		434,9
136	72	02/09/09				218,4	201,6	380,8		266,9
144	80	10/09/09				414,4	397,6	420,0		410,7
152	88	16/09/09				352,8	156,8	414,4		308,0
168	104	01/10/09				302,4	336,0	364,0		334,1
176	112	07/10/09				336,0	490,8	463,2		430,0

Fósforo

Dias	Fósforo Total							PH4- Médio	
	Data	R1 - 0,15	R1 - 1,15	R1 - 2,00	R2 - 0,15	R2 - 1,15	R2 - 2,00	R1	R2
0		15/04/09	55,00	58,60	81,20			64,93	
8		24/04/09	54,45	50,00	64,80			56,42	
16		29/04/09	18,80	15,65	16,25			16,90	
24		06/05/09	67,70	65,20	69,85			67,58	
32		14/05/09	90,35	41,85	40,75			57,65	
40		19/05/09	65,35	56,70	72,20			64,75	
48		28/05/09	43,05	55,20	71,05			56,43	
56		09/06/09	56,05	50,20	62,90			56,38	
64	0	18/06/09	90,30	76,10	71,80	85,00	78,00	68,10	77,03
72	8	24/06/09	37,10	53,50	53,60	63,90	75,20	91,70	48,07
80	16	30/06/09	75,90	75,80	79,05	84,60	101,60	90,55	76,92
88	24	09/07/09	37,15	36,95	42,40	35,40	37,80	41,35	38,83
96	32	16/07/09	54,20	56,50	62,70	71,90	58,20	50,10	57,80
104	40	31/07/09	39,20	34,90	37,35	41,75	42,15	46,60	37,15
112	48	05/08/09	32,05	31,10	47,90	68,40	94,10	86,10	37,02
120	56	12/08/09				84,80	96,40	97,40	
136	72	02/09/09				69,00	63,20	51,80	
144	80	10/09/09				63,20	63,10	48,20	
152	88	16/09/09				41,80	45,30	48,00	
160	96	24/09/09				42,90	43,50	36,30	
168	104	01/10/09				20,00	33,20	25,00	
176	112	07/10/09				33,80	42,30	42,15	

ST

Dias	ST							ST - Médio	
	Data	R1 - 0,15	R1 - 1,15	R1 - 2,00	R2 - 0,15	R2 - 1,15	R2 - 2,00	R1	R2
0		14/04/09	2890	2890	3855			3212	
8		24/04/09	2795	2730	2635			2720	
16		29/04/09	2740	2630	2805			2725	
32		14/05/09	1620	2525	1120			1755	
48		28/05/09	2595	2595	2485			2558	
56		09/06/09	3000	2985	2920			2968	
64	0	18/06/09	2925	2970	2790	3295	3440	4765	2895
72	8	24/06/09	2635	2690	2780	3310	2995	3720	2702
80	16	30/06/09	2445	2570	2470	3105	2995	3070	2495
88	24	09/07/09	2675	2815	2455	2725	2940	3070	2648
96	32	17/07/09	2515	2660	2715	2705	3315	3010	2630
104	40	30/07/09	2625	2395	2395	2850	2880	2915	2472
112	48	05/08/09	2315	2410	2480	2785	2940	3195	2402
120	56	12/08/09				3290	3080	3015	
128	64	20/08/09				2845	2915	3710	
136	72	04/09/09				2785	2915	3125	
144	80	10/09/09				3145	2845	3095	
152	88	16/09/09				6165	6850	6610	
160	96	25/09/09				2536	2516	2662	
168	104	01/10/09				5095	6520	8570	
176	112	07/10/09				1938	2406	2388	

S Filtrados

Dias	S filtrados						
	Data	R1 - 0,15	R1 - 1,15	R1 - 2,00	R2 - 0,15	R2 - 1,15	R2 - 2,00
0	15/04/09	2795	2730	2840			
8	24/04/09	2390	2495	2505			
16	29/04/09	2580	2580	2550			
32	14/05/09	2240	2240	2240			
48	28/05/09	2525	2335	2515			
56	09/06/09	3120	2690	3085			
64	0	18/06/09	2975	2760	3010	3415	1540
72	8	24/06/09	2635	2540	2565	2875	3050
80	16	30/06/09	2485	2760	2515	2655	2960
88	24	09/07/09	2285	2375	2365	2585	2760
96	32	17/07/09	2430	2445	2670	3125	2885
104	40	30/07/09	2360	2295	2330	2685	2675
112	48	05/08/09	2255	2460	2600	2830	2915
120	56	12/08/09				3100	3215
128	64	20/08/09				2600	2795
136	72	04/09/09				2285	2400
144	80	10/09/09				2580	2575
152	88	16/09/09				2487	2596
160	96	25/09/09				2393	2617
168	104	01/10/09				1483	2253
176	112	07/10/09				1904	2396

Clorofila a

Dias	Clorofila a							Clorofila a - Médio		
	Data	R1 - 0,15	R1 - 1,15	R1 - 2,00	R2 - 0,15	R2 - 1,15	R2 - 2,00	Data	R1	R2
0	15/04/09	97,65	273,42	139,5				15/04/09	185,54	
8	24/04/09	83,7	37,2	176,7				24/04/09	99,20	
16	29/04/09	37,2	32,55	46,5				29/04/09	38,75	
24	06/05/09	130,2	134,85	102,3				06/05/09	122,45	
32	14/05/09	102,3	88,35	79,05				14/05/09	89,90	
40	19/05/09	176,7	204,6	279				19/05/09	220,10	
48	28/05/09	13,95	148,8	162,75				28/05/09	108,50	
56	09/06/09	18,6	23,25	32,55				09/06/09	24,80	
64	0	18/06/09	97,65	83,7	60,45	41,85	60,45	139,5	18/06/09	80,60
72	8	24/06/09	13,95	18,6	79,05	41,85	106,95	88,35	24/06/09	37,20
80	16	30/06/09	32,55	41,85	88,35	97,65	144,15	116,25	30/06/09	54,25
88	24	09/07/09	18,6	27,9	55,8	65,1	60,45	83,7	09/07/09	34,10
96	32	18/07/09	55,8	27,9	37,2	88,35	162,75	69,75	18/07/09	40,30
104	40	30/07/09	376,65	120,9	144,15	46,5	69,75	60,45	30/07/09	213,90
112	48	05/08/09	223,2	88,35	88,35	46,5	51,15	55,8	05/08/09	133,30
120	56	12/08/09				55,8	23,25	23,25	12/08/09	34,10
128	64	26/08/09				148,8	37,2	79,05	26/08/09	88,35
136	72	02/09/09				148,8	292,95	269,7	02/09/09	237,15
144	80	10/09/09				130,2	395,25	199,95	10/09/09	241,80
152	88	16/09/09				288,3	139,5	153,45	16/09/09	193,75
160	96	24/09/09				339,45	232,5	297,6	24/09/09	289,85
168	104	01/10/09				13,95	69,75	120,9	01/10/09	68,20
176	112	07/10/10				223,2	120,9	139,5	07/10/10	161,20

Turbidez

Dias	Turbidez						Média			
	Data	13	14	15	16	17	18	R1	R2	
40	19/05/09	229	267	333				276,3		
48	28/05/09	224	198	226				216,0		
56	09/06/09	175	179	175				176,3		
64	0	18/06/09	217	239	194	398	454	587	216,7	479,7
72	8	24/06/09	163	171	220	371	464	485	184,7	440,0
80	16	30/06/09	173	192	272	500	565	524	212,3	529,7
88	24	09/07/09	148	171	169	408	423	387	162,7	406,0
96	32	16/07/09	158	170	172	388	490	367	166,7	415,0
112	48	05/08/09	141	160	163	400	437	421	154,7	419,3
120	56	12/08/09				429	333	339		367,0
128	64	26/08/09				384	337	402		374,3
136	72	02/09/09				304	384	340		342,7
144	80	10/09/09				431	314	277		340,7
152	88	16/09/09				260	230	242		244,0
160	96	24/09/09				337	236	253		275,3
168	104	01/10/09				189	234	261		228,0
176	112	07/10/09				154	221	246		207,0

Condutividade

Dias	Condutividade			
	Data	R1	R2	
0	15/04/09	4266		
8	24/04/09	3898		
16	29/04/09	4031		
32	14/05/09	3500		
48	28/05/09	3648		
56	09/06/09	4203		
64	0	18/06/09	4312	
72	8	24/06/09	3969	4766
80	16	30/06/09	4312	4625
88	24	09/07/09	3711	4313
96	32	17/07/09	3820	4508
104	40	30/07/09	3586	4180
112	48	05/08/09	3844	4555
120	56	12/08/09		5023
128	64	20/08/09		4367
136	72	04/09/09		3750
144	80	10/09/09		4023
152	88	16/09/09		4056
160	96	25/09/09		4089
168	104	01/10/09		3521
176	112	07/10/09		3744

RAS

Dias	Data	Composto R1			Composto R2		
		Na (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg mg/L)	Na (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg mg/L)
32	14/05/09	167,73	29,01	7,68			
56	09/06/09	160,59	28,79	7,46			
80	16/06/09	163,98	29,81	6,76	186,72	60,69	7,2
104	40/07/09	156,15	29,64	7,54	185,24	51,32	6,39
128	64/08/09				164,44	41,29	4,61
152	88/09/09				166,41	31,47	4,61
176	112/10/09				155,16	25,51	4,12

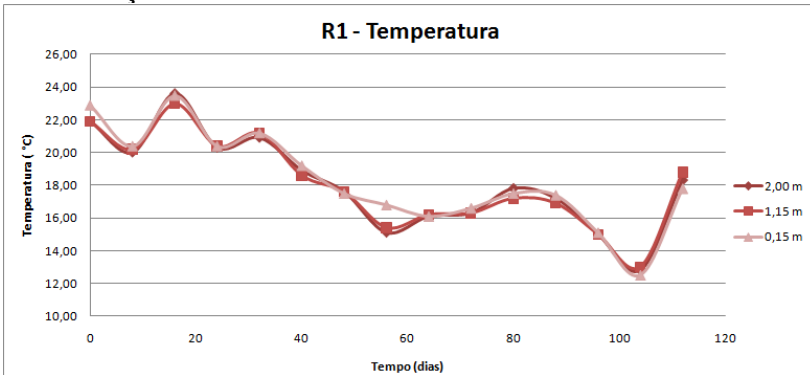
Composto R1			Composto R2		
Na (meq/L)	Ca (meq/L)	Mg (meq/L)	Na (meq/L)	Ca (meq/L)	Mg (meq/L)
7,29	1,45	0,63			
6,98	1,44	0,61			
7,13	1,49	0,56	8,12	3,03	0,59
6,79	1,48	0,62	8,05	2,57	0,53
			7,15	2,06	0,38
			7,24	1,57	0,38
			6,75	1,28	0,34

RAS		
Data	R1	R2
14/05/09	7,1	
09/06/09	6,9	
30/06/09	7,0	6,0
30/07/09	6,6	6,5
26/08/09		6,5
16/09/09		7,3
07/10/09		7,5

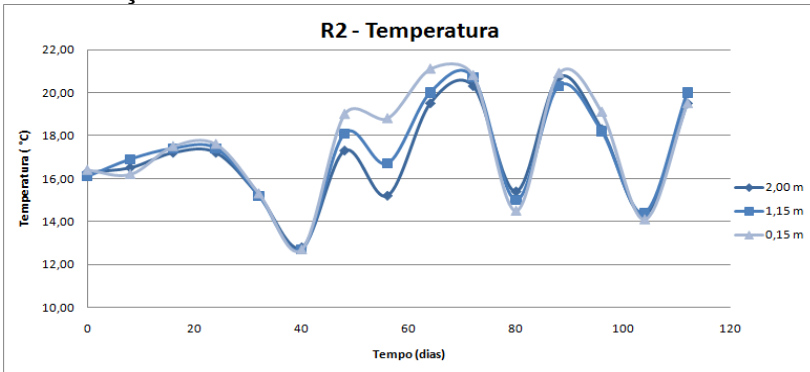
APÊNDICE B –GRÁFICOS

Temperatura

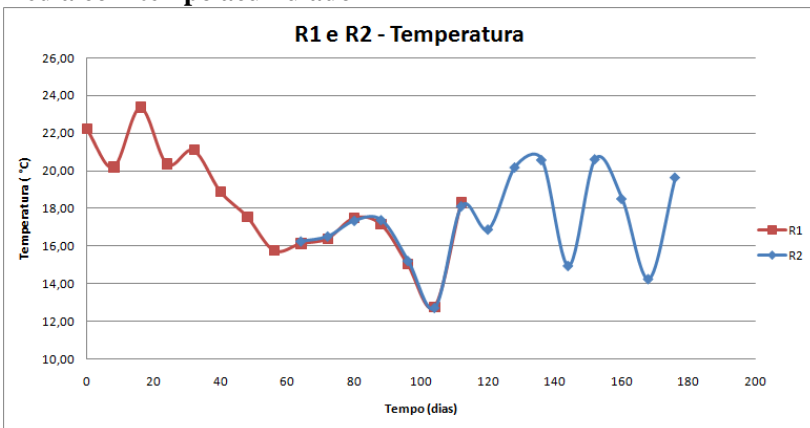
Estratificação R1



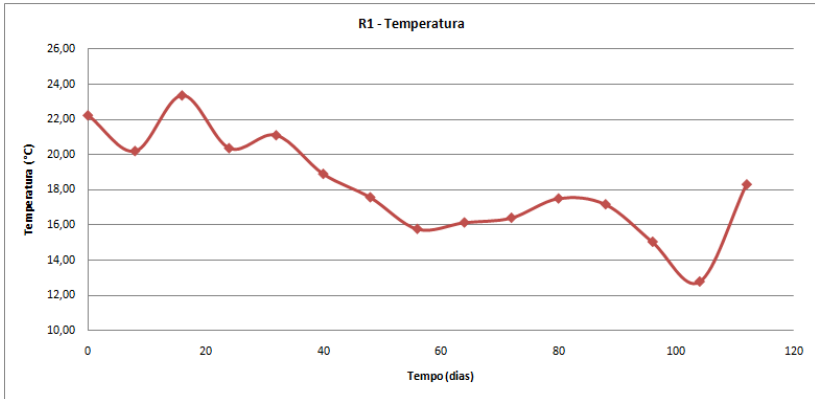
Estratificação R2



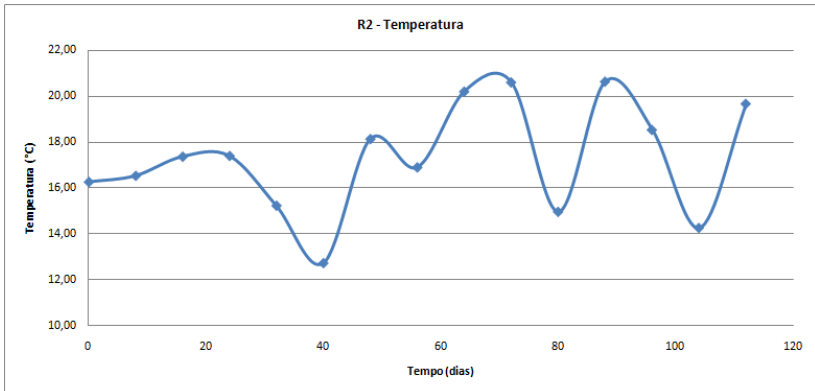
Média com tempo acumulado



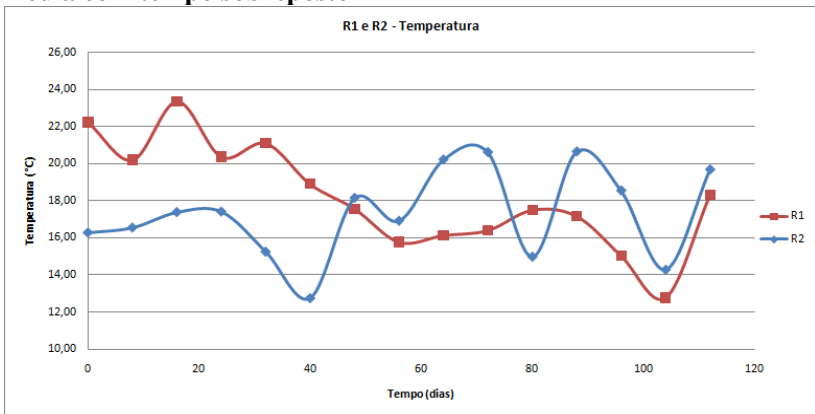
Média R1



Média R2

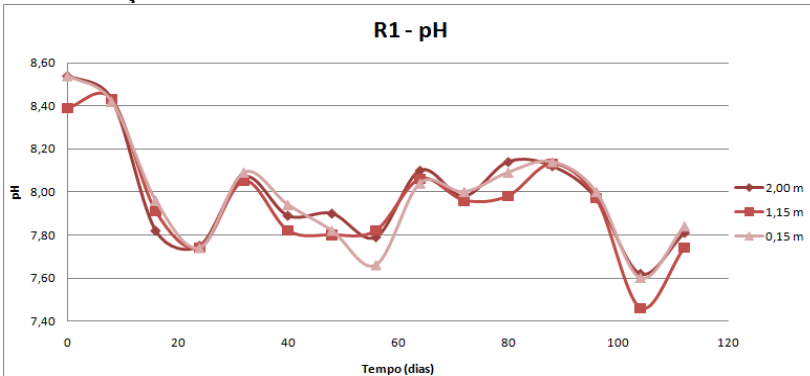


Média com tempo sobreposto

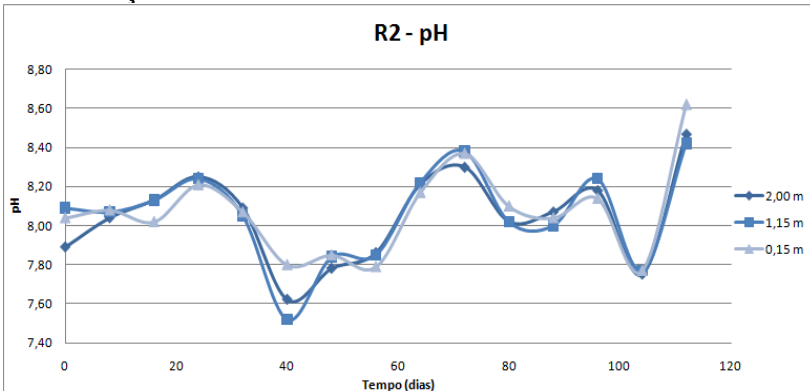


PH

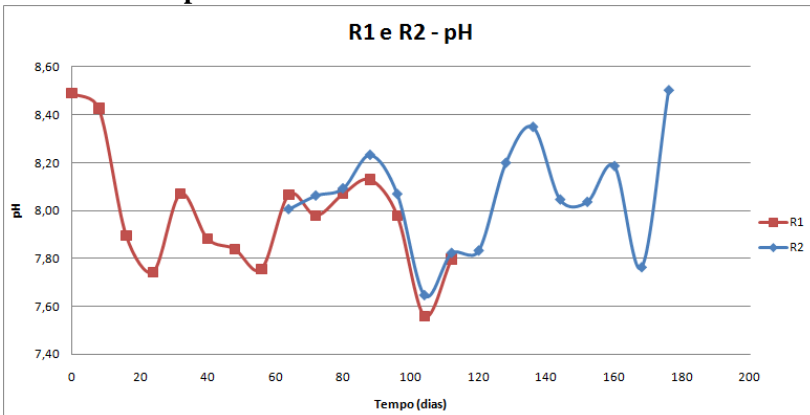
Estratificação R1



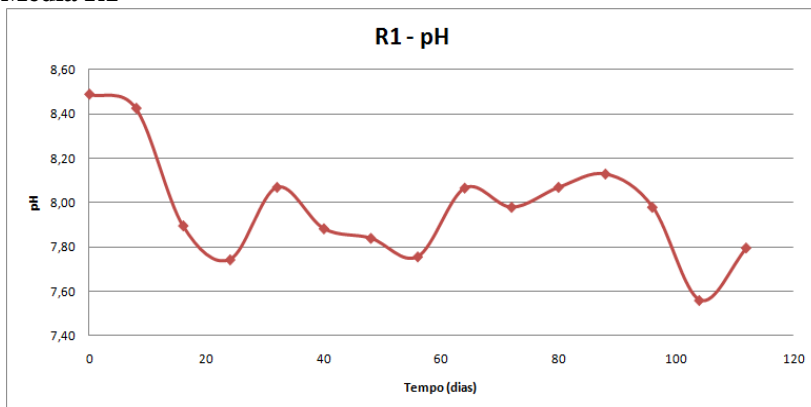
Estratificação R2



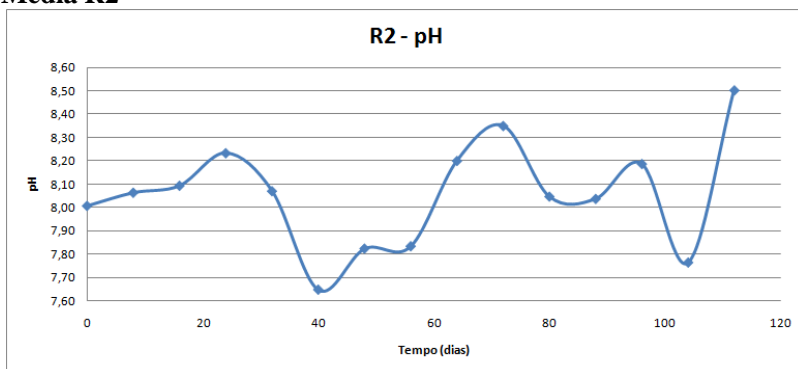
Média com tempo acumulado



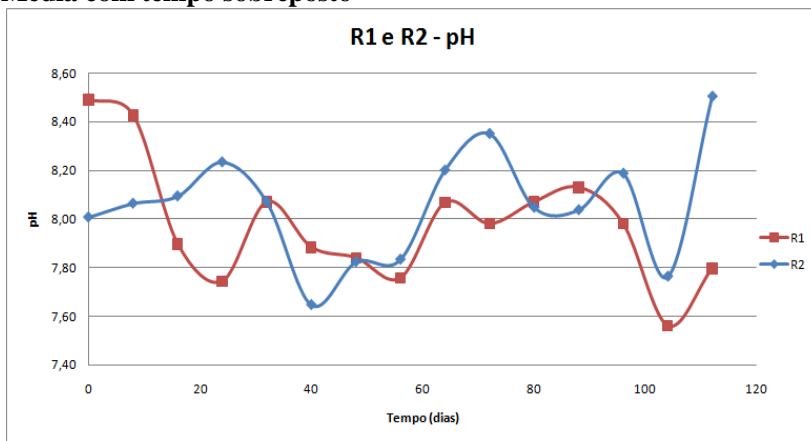
Média R1



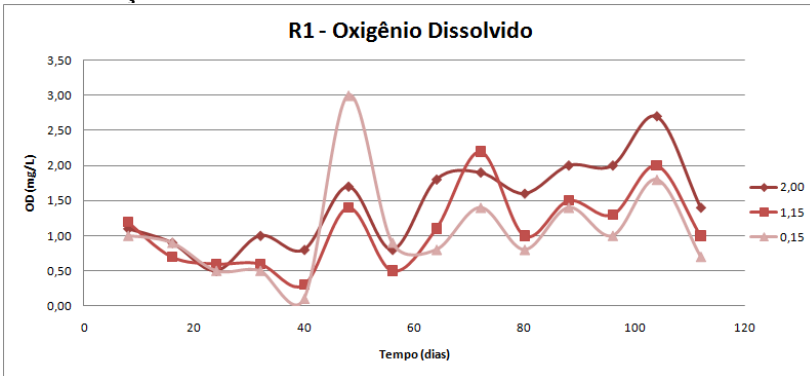
Média R2



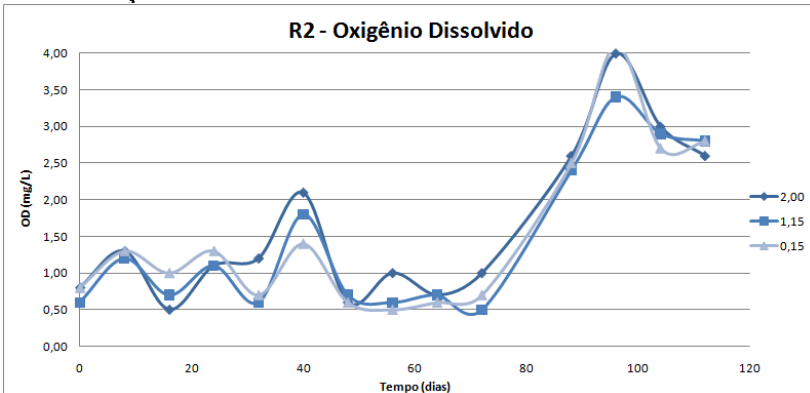
Média com tempo sobreposto



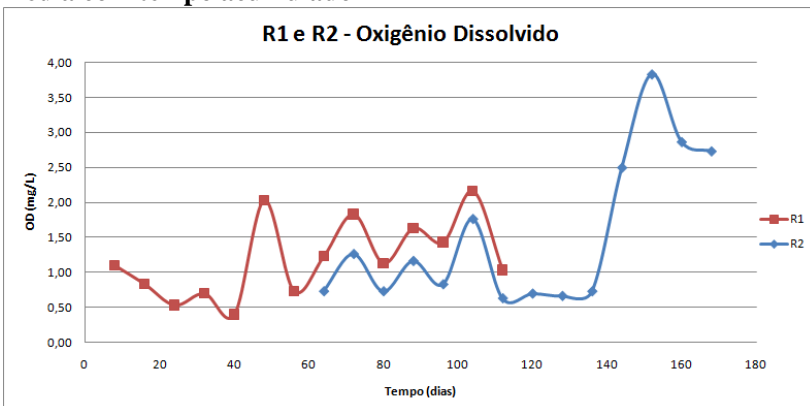
OD Estratificação R1



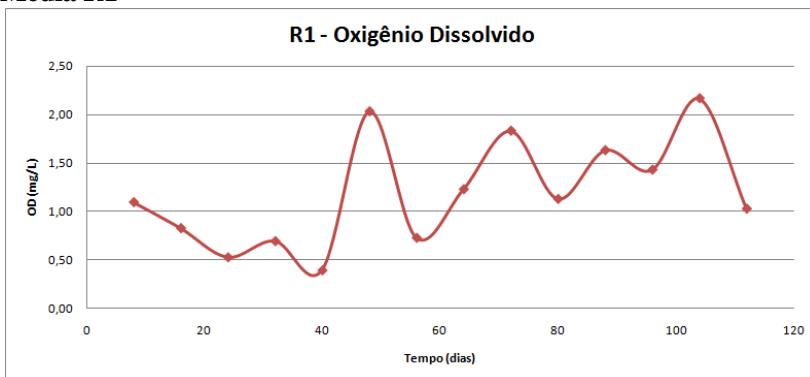
Estratificação R2



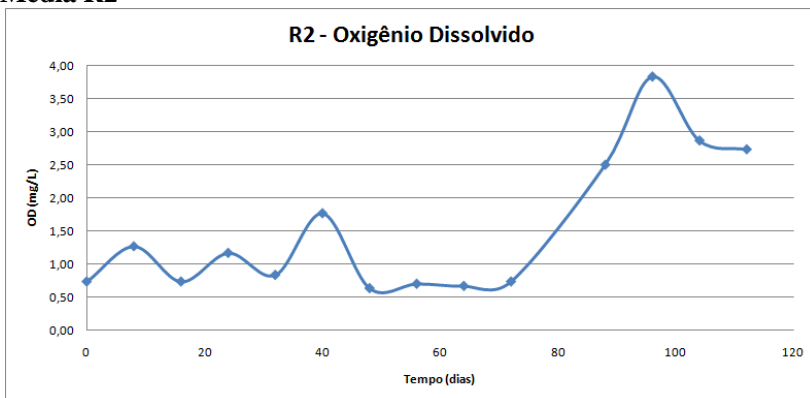
Média com tempo acumulado



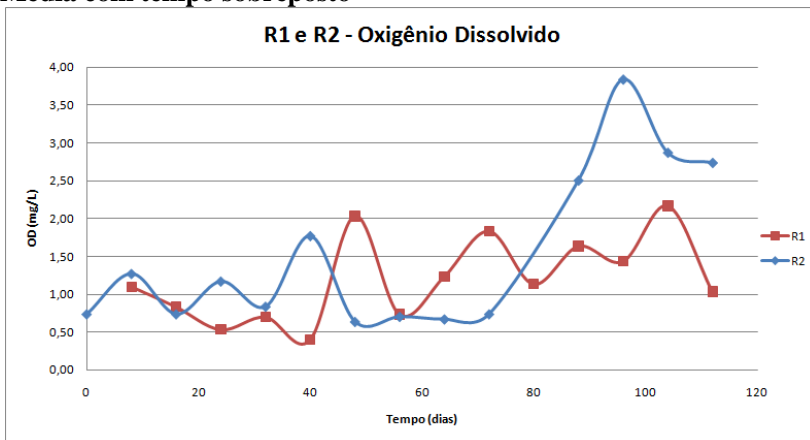
Média R1



Média R2

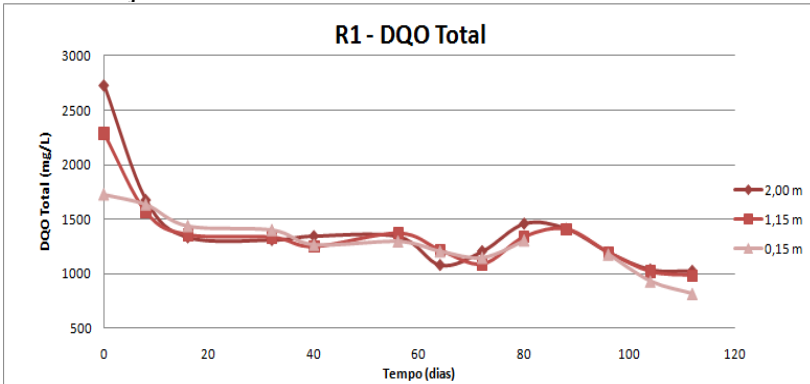


Média com tempo sobreposto

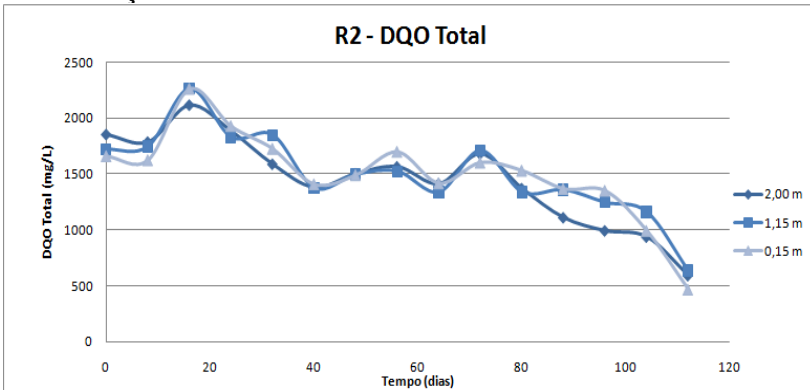


DQO

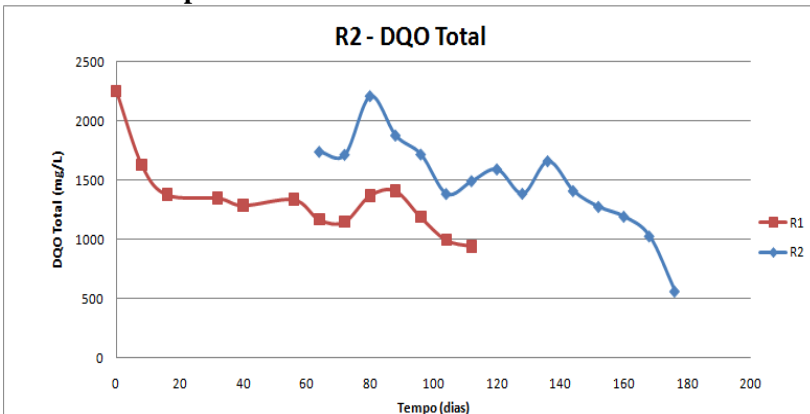
Estratificação R1



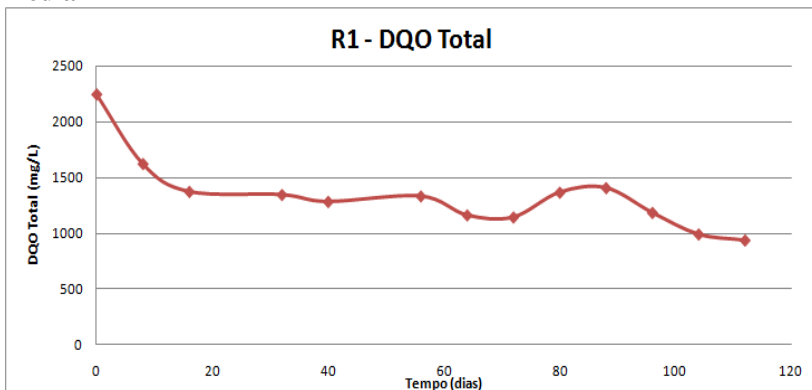
Estratificação R2



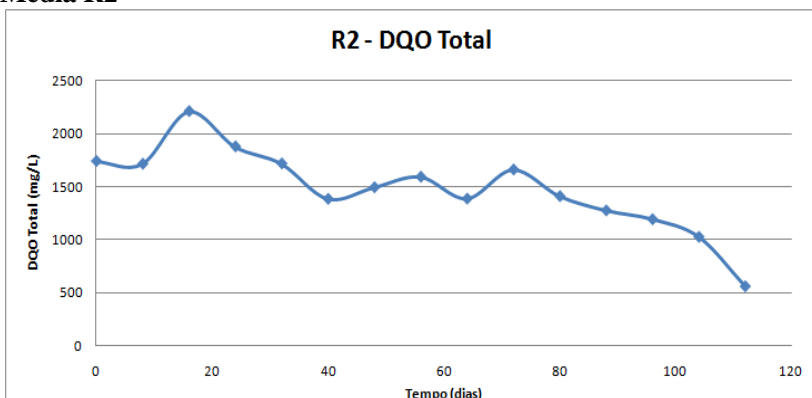
Média com tempo acumulado



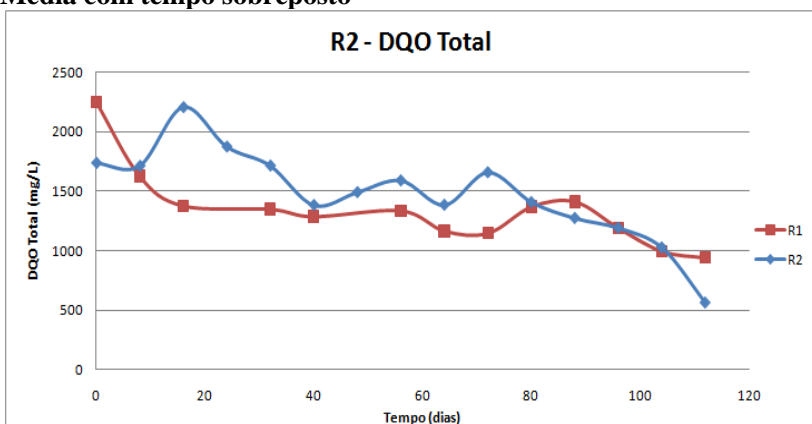
Média R1



Média R2

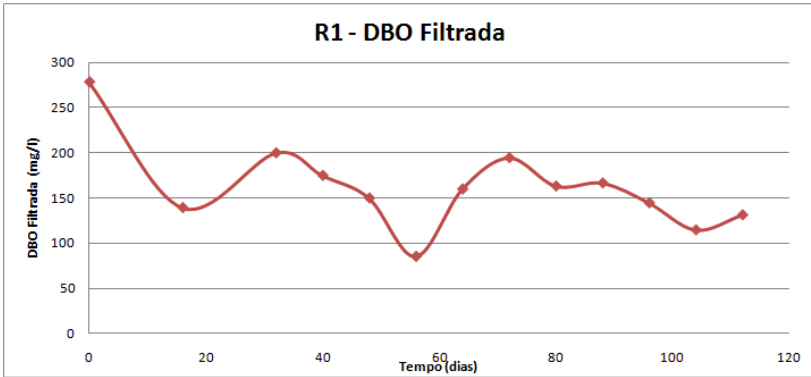


Média com tempo sobreposto

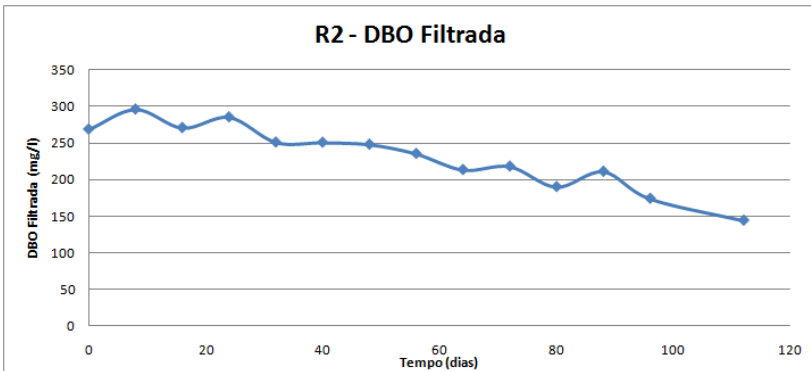


DBOf

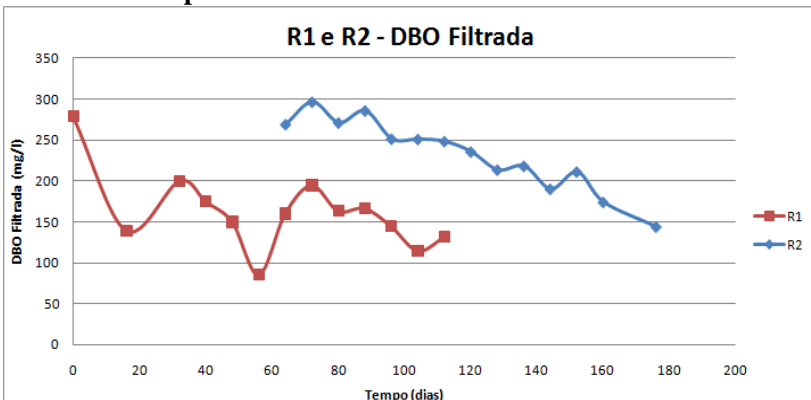
Média R1



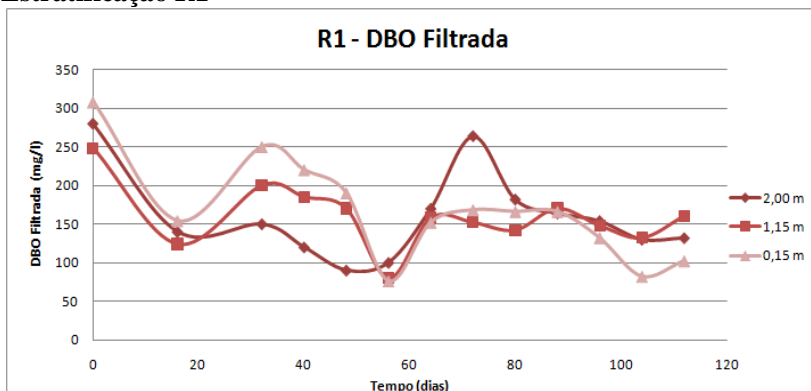
Média R2



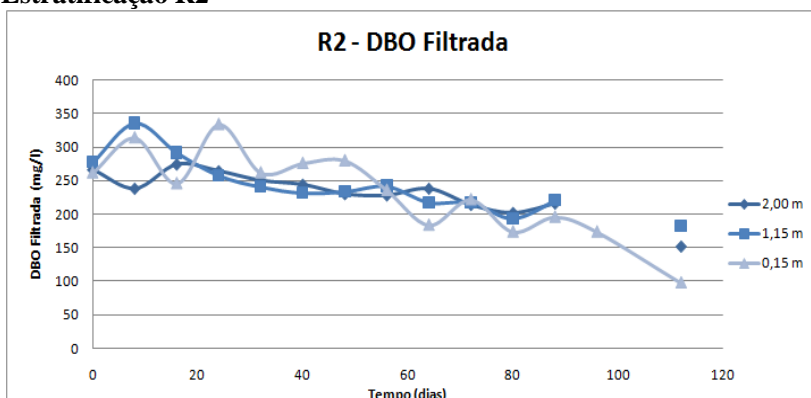
Média com tempo acumulado



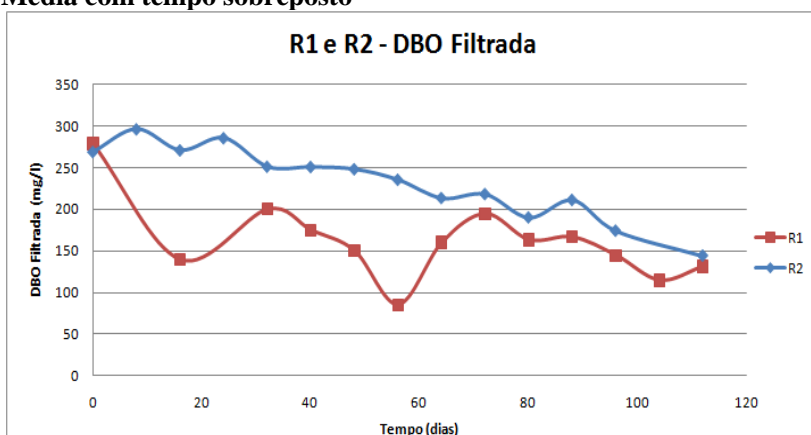
Estratificação R1



Estratificação R2

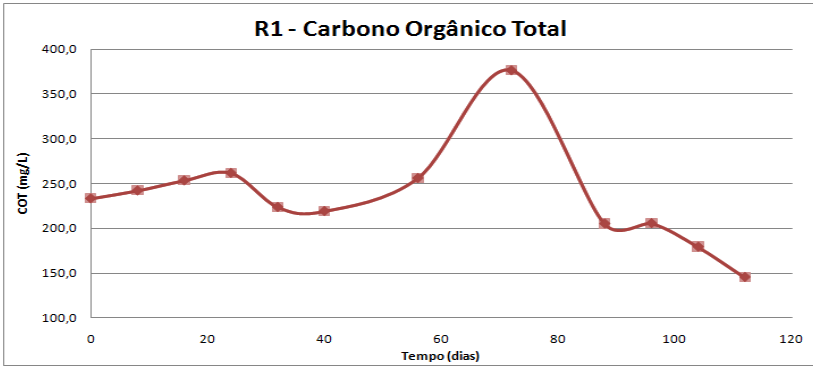


Média com tempo sobreposto

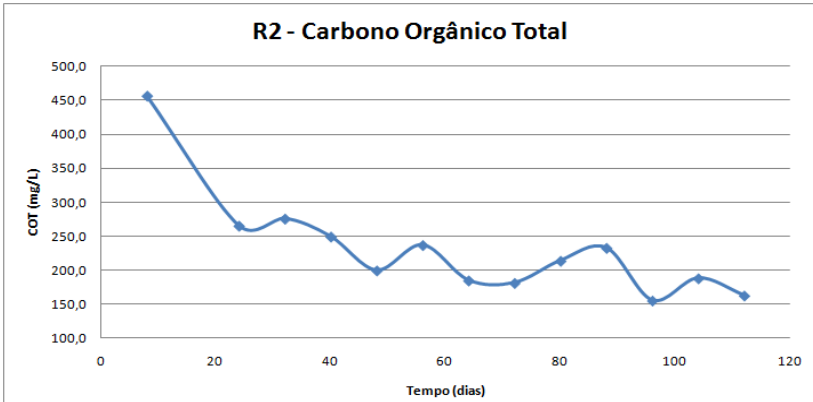


COT

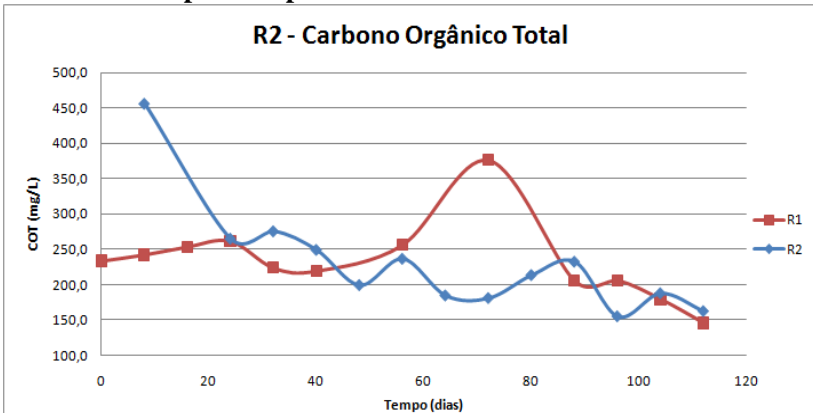
Média R1



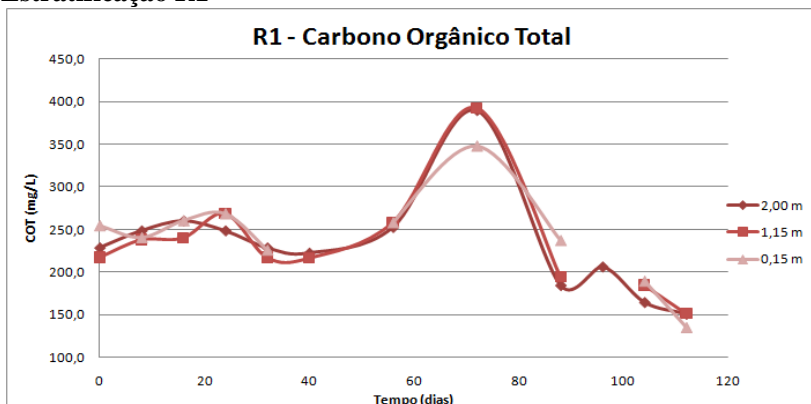
Média R2



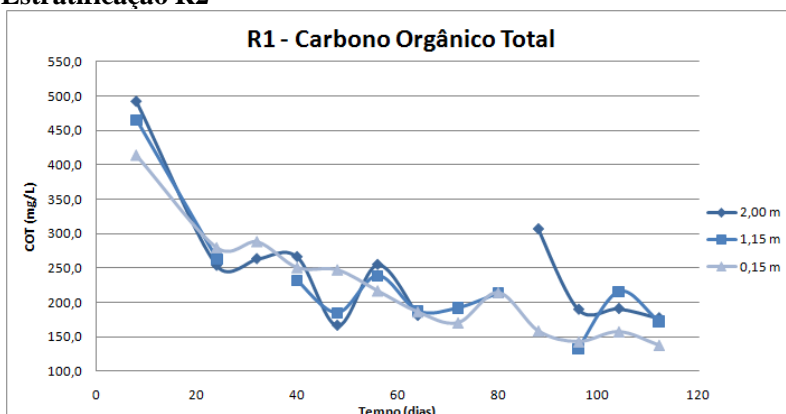
Média com tempo sobreposto



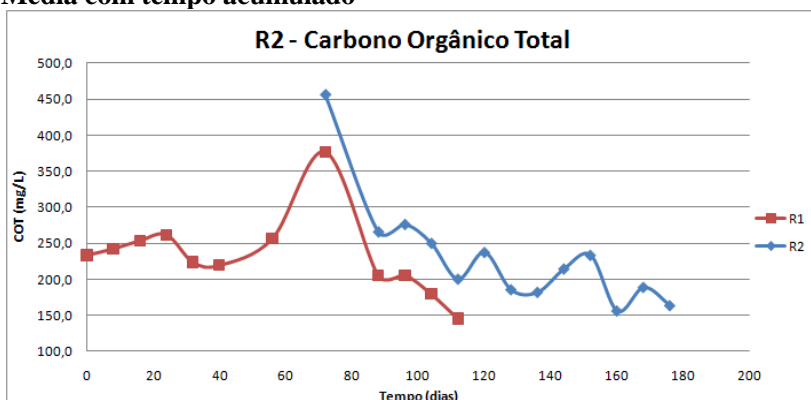
Estratificação R1



Estratificação R2

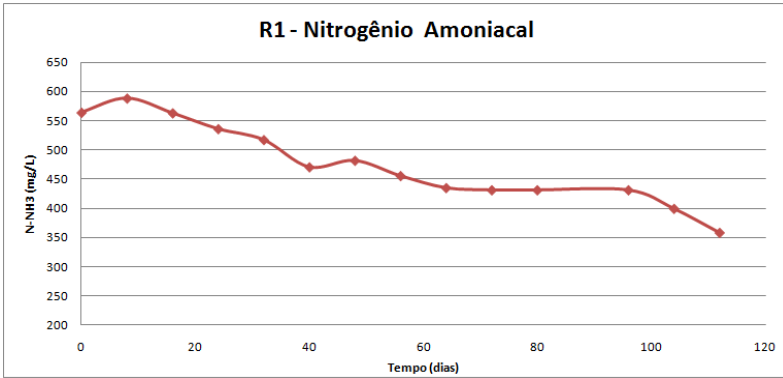


Média com tempo acumulado

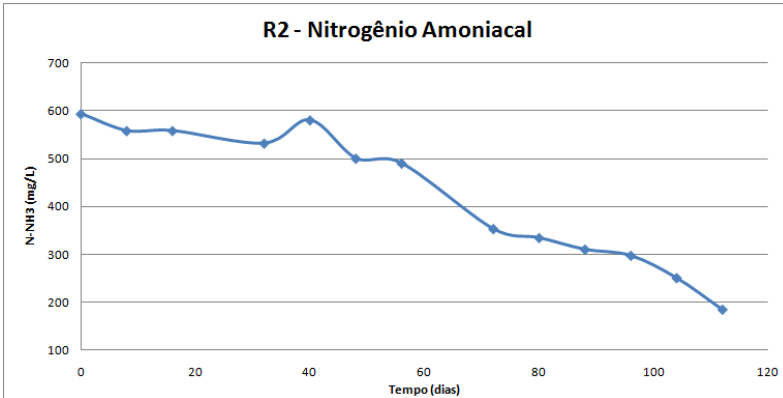


N.Amoniacal

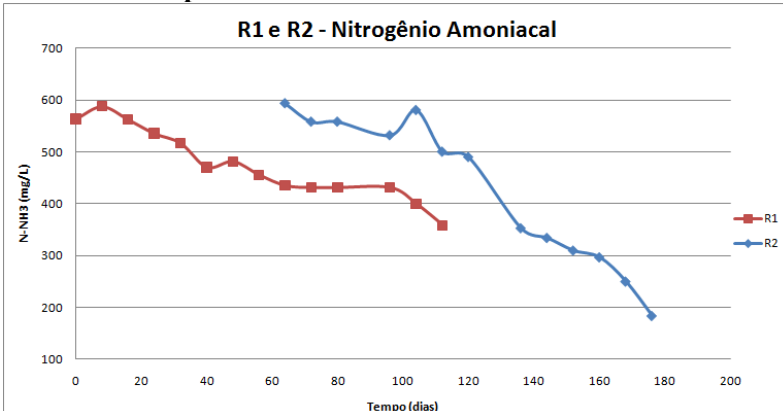
Média R1



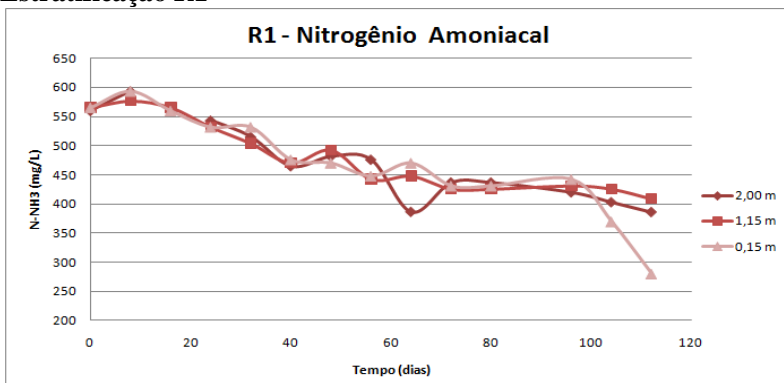
Média R2



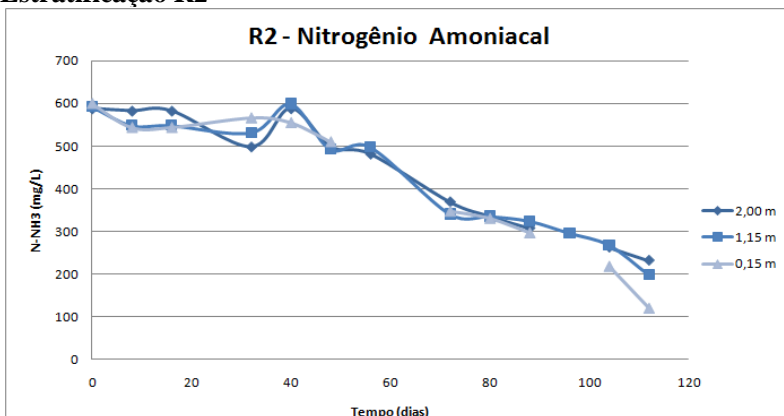
Média com tempo acumulado



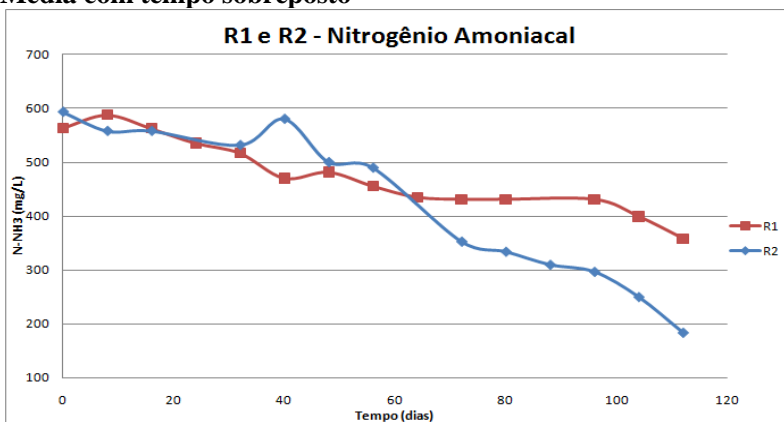
Estratificação R1



Estratificação R2

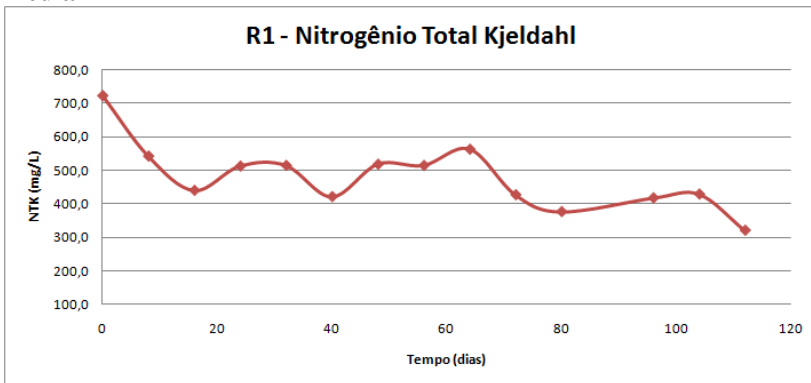


Média com tempo sobreposto

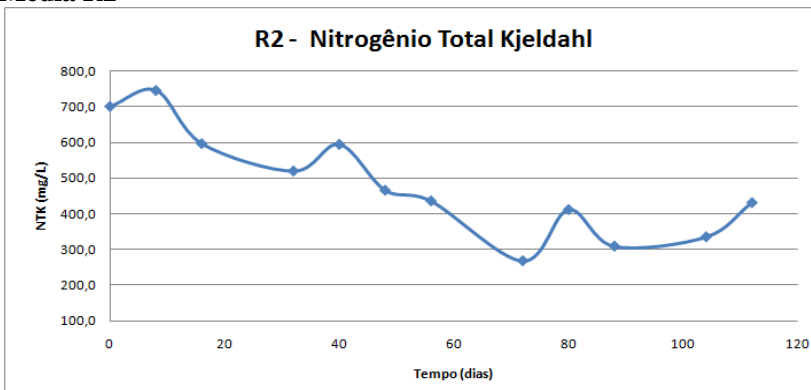


NTK

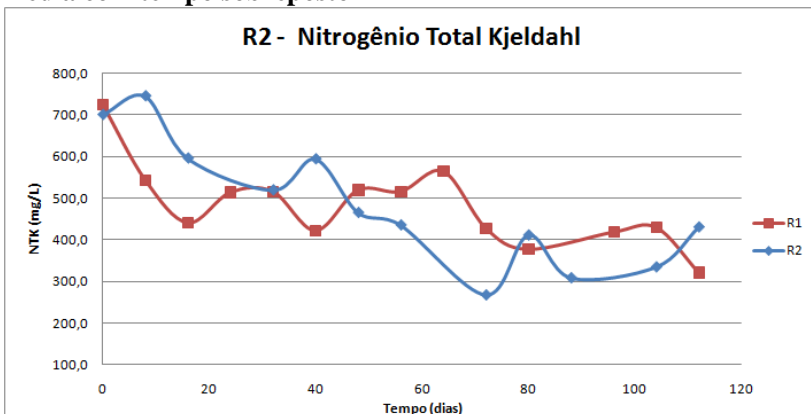
Média R1



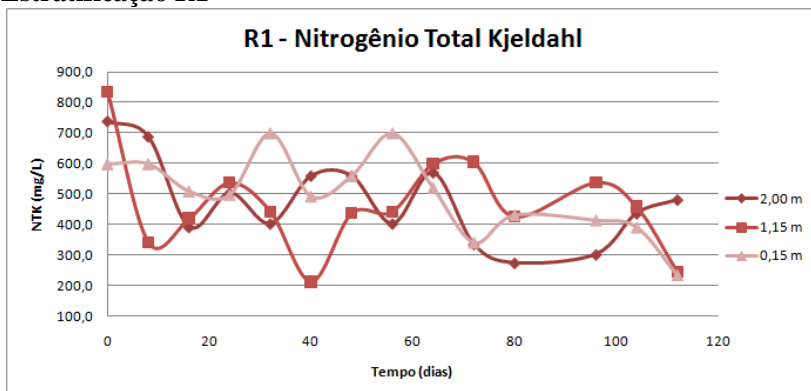
Média R2



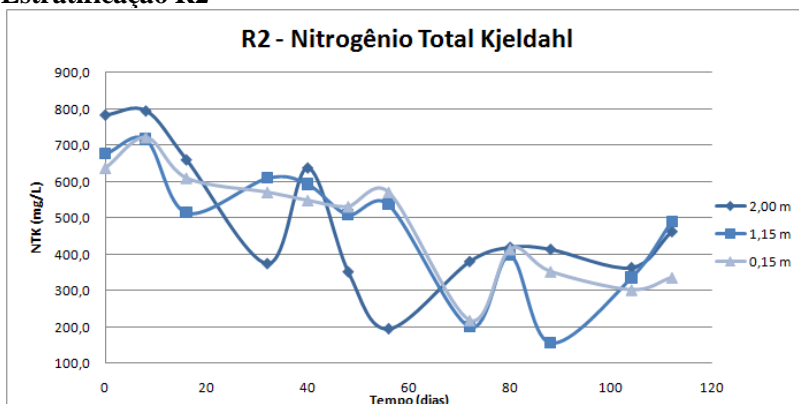
Média com tempo sobreposto



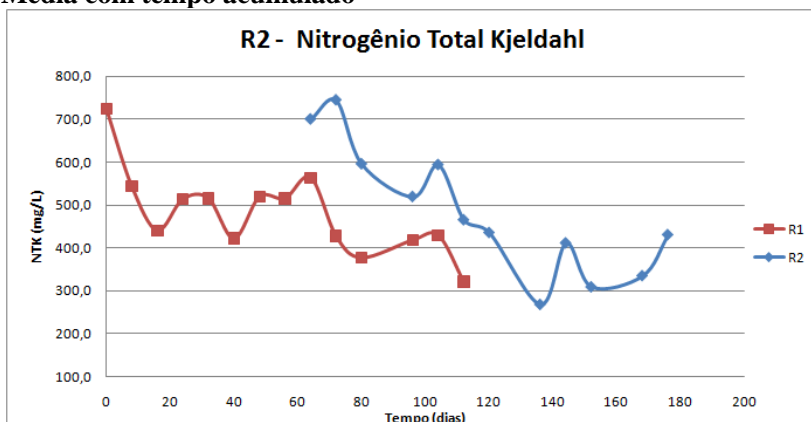
Estratificação R1



Estratificação R2

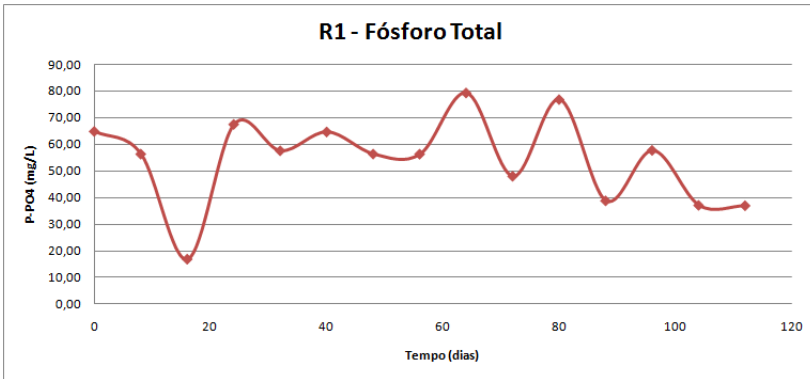


Média com tempo acumulado

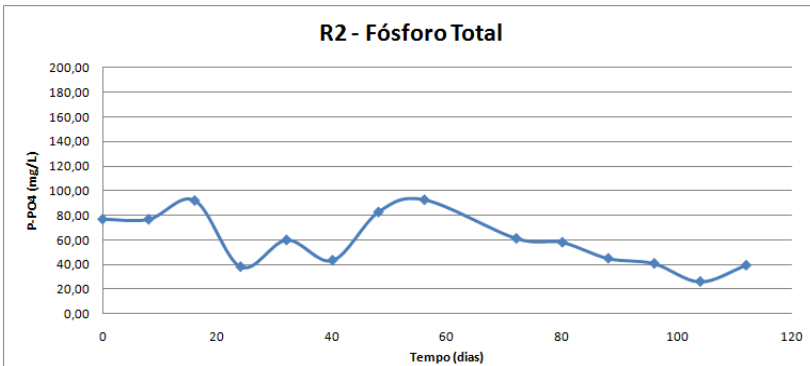


Fósforo Total

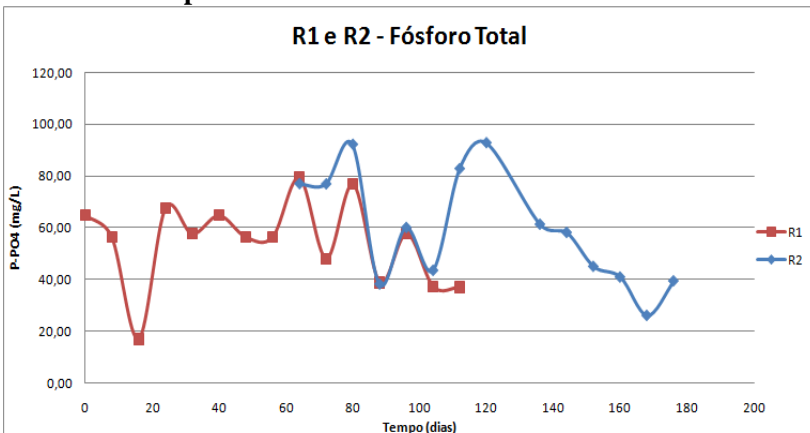
Média R1



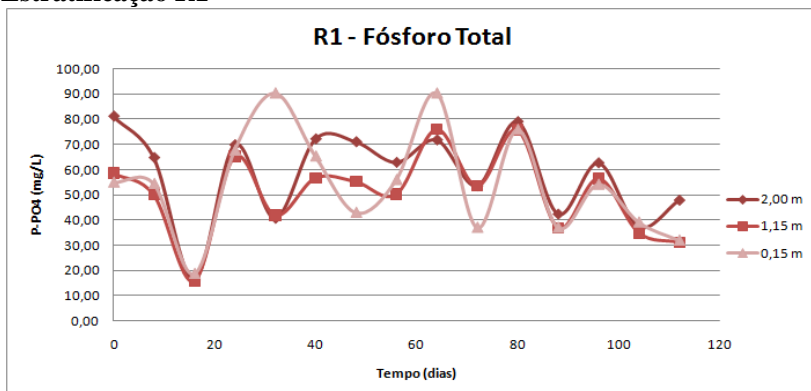
Média R2



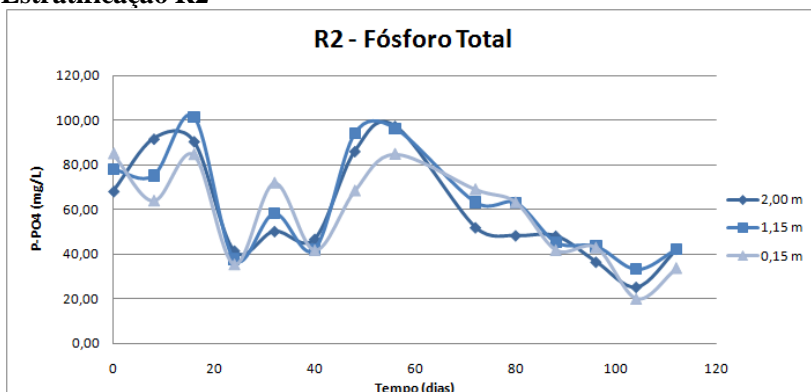
Média com tempo acumulado



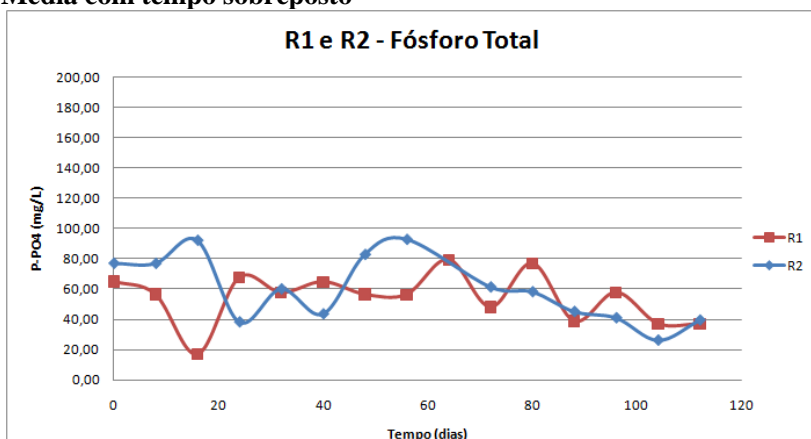
Estratificação R1



Estratificação R2

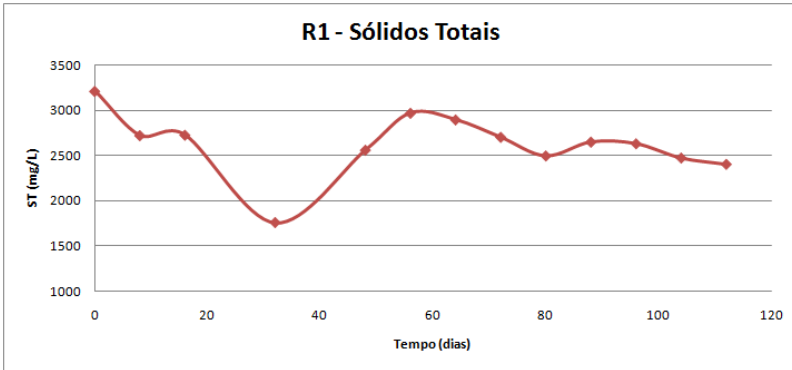


Média com tempo sobreposto

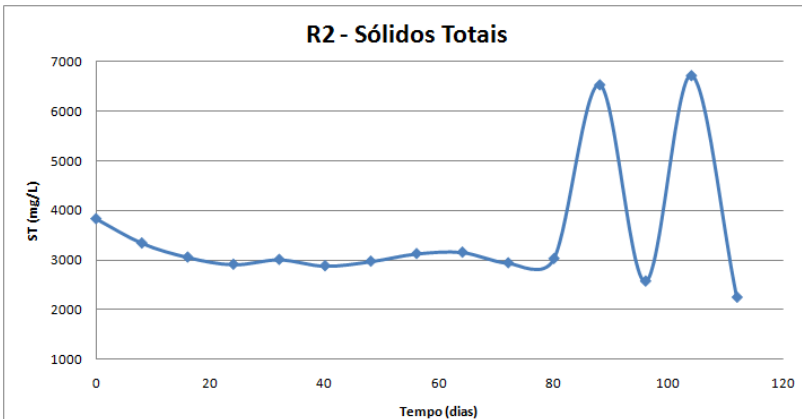


ST

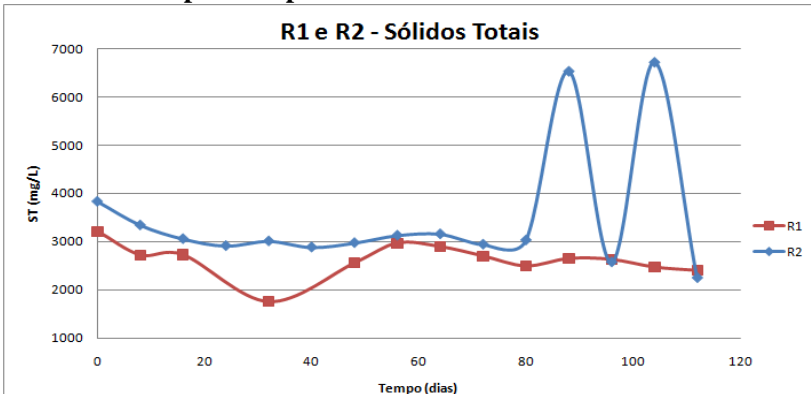
Média R1



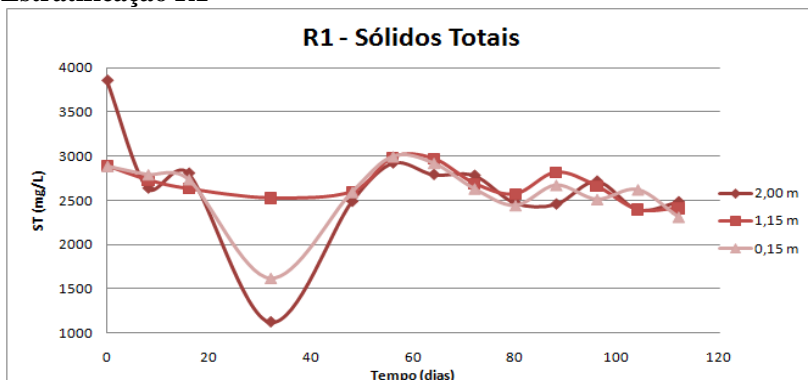
Média R2



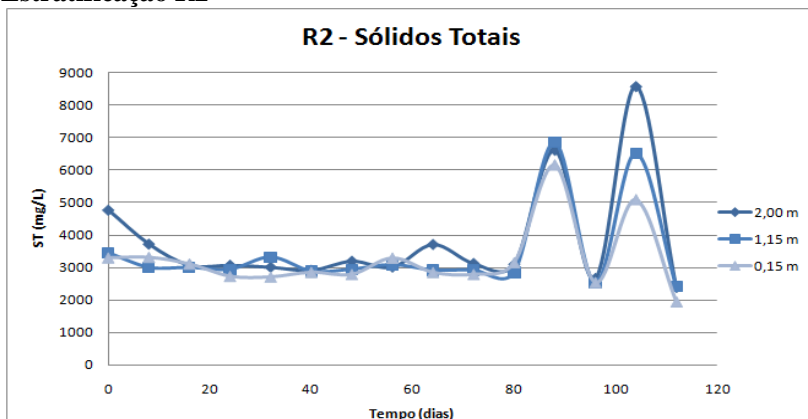
Média com tempo sobreposto



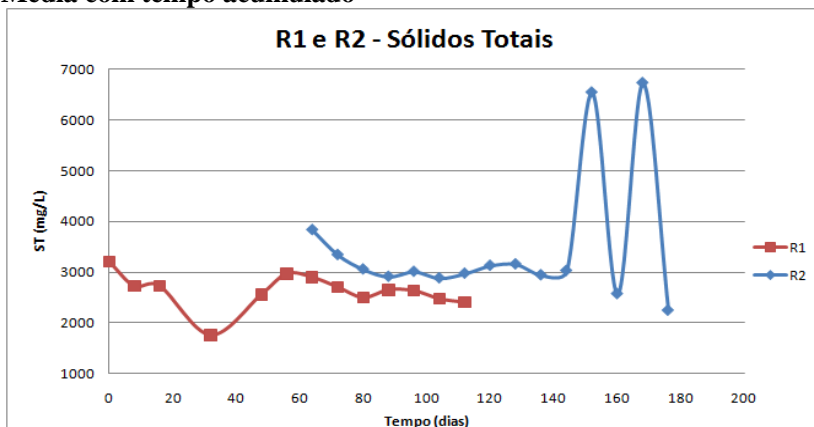
Estratificação R1



Estratificação R2

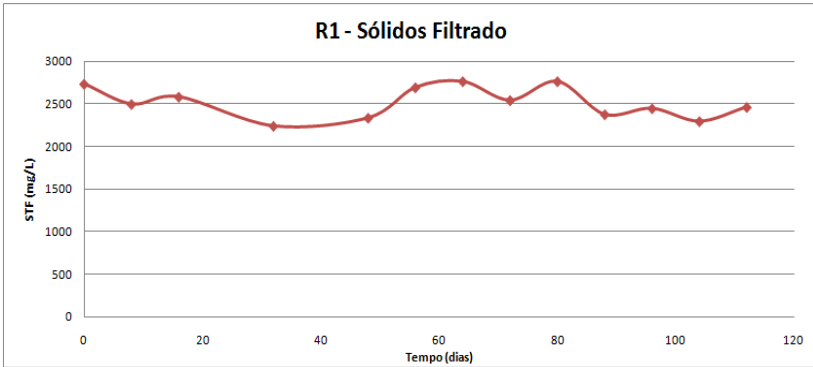


Média com tempo acumulado

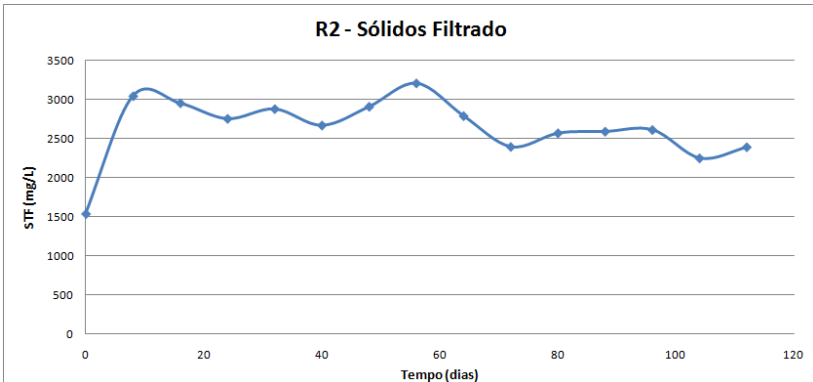


S Filtrados

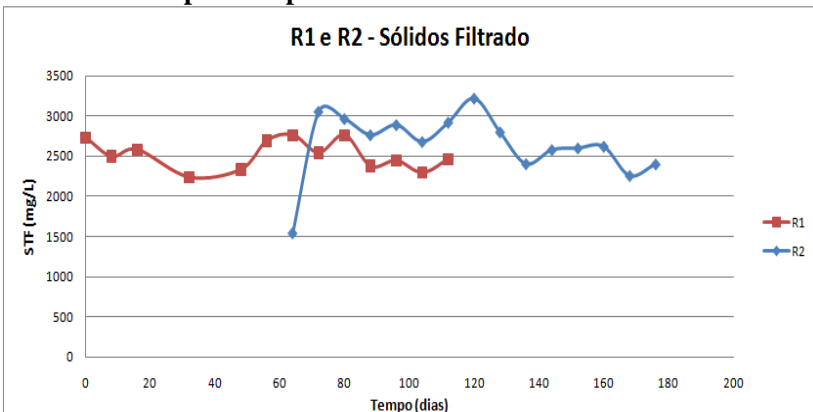
Média R1



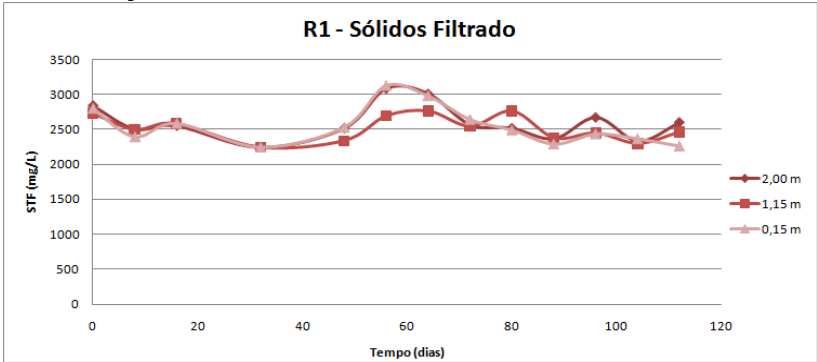
Média R2



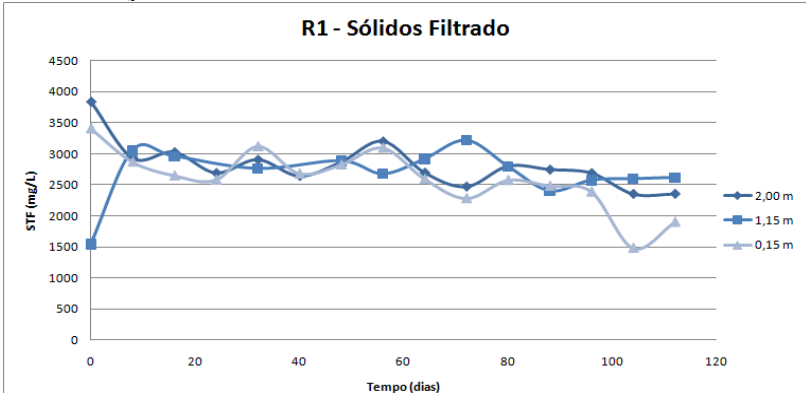
Média com tempo sobreposto



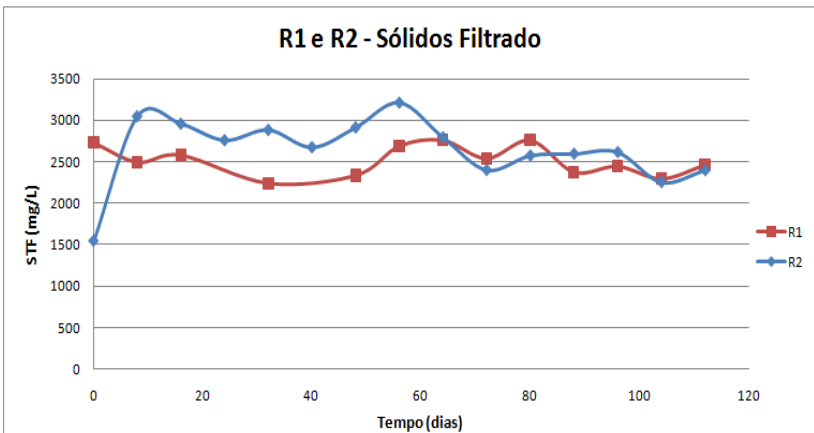
Estratificação R1



Estratificação R2

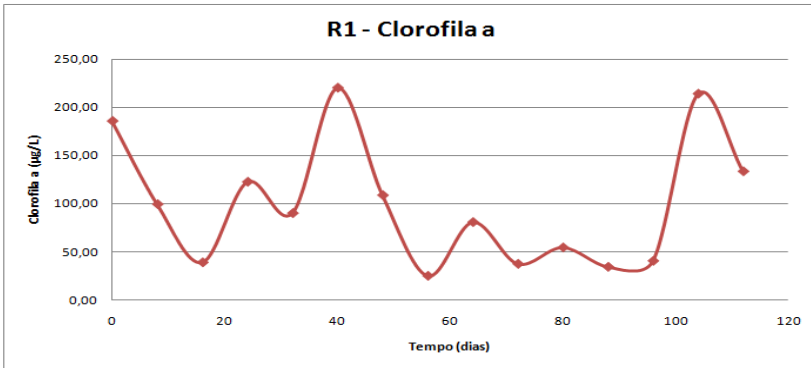


Média com tempo sobreposto

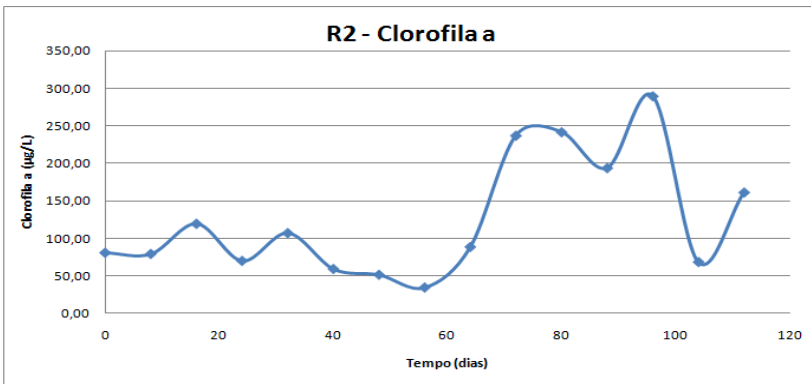


Clorofila a

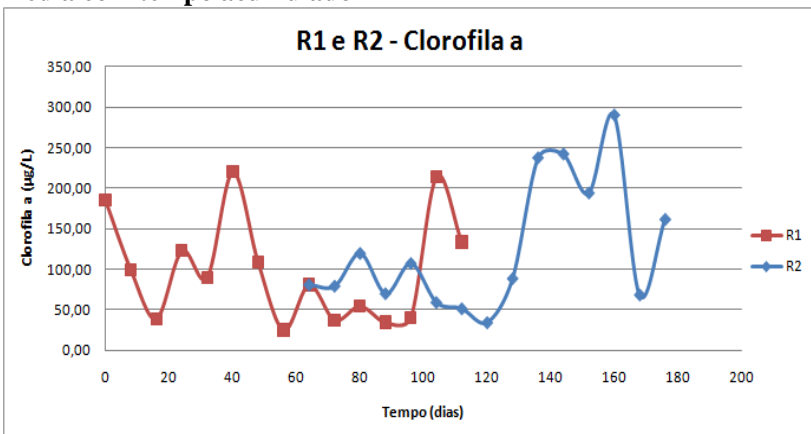
Média R1



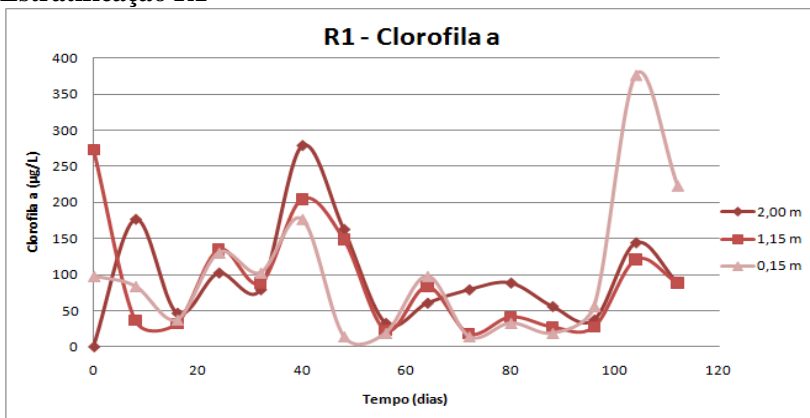
Média R2



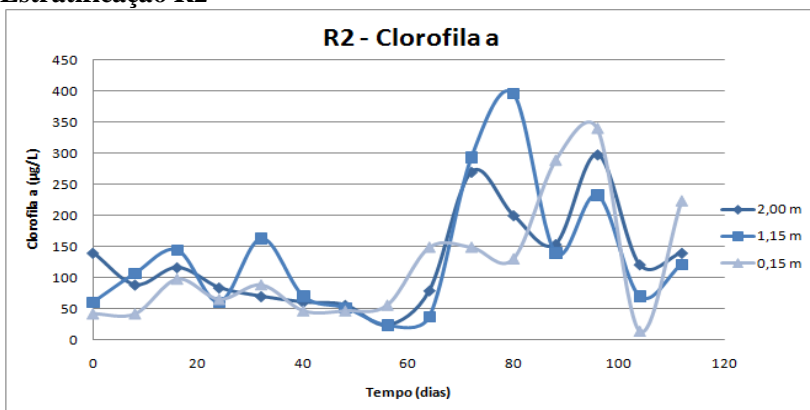
Média com tempo acumulado



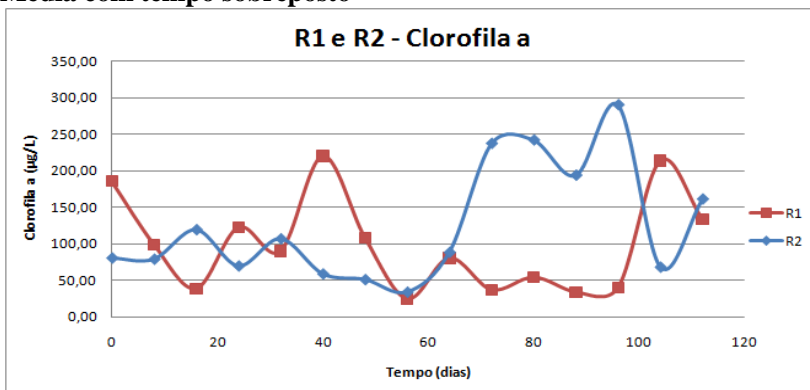
Estratificação R1



Estratificação R2

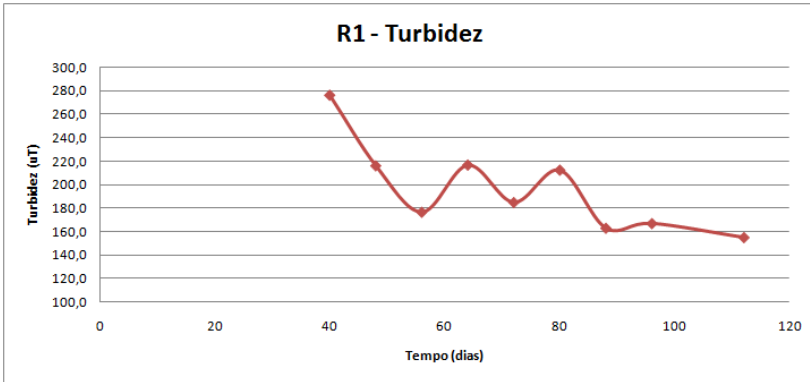


Média com tempo sobreposto

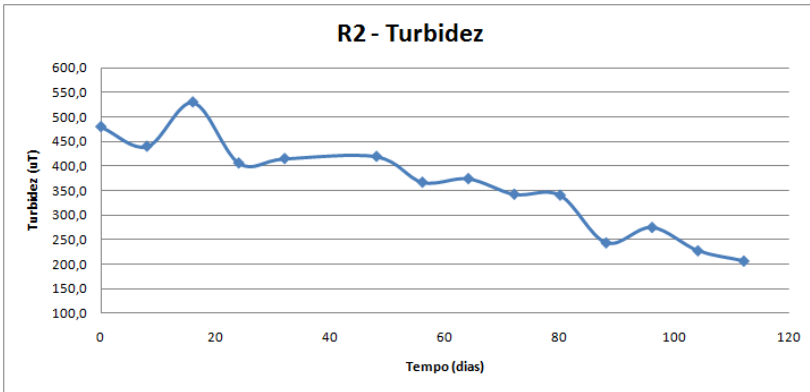


Turbidez

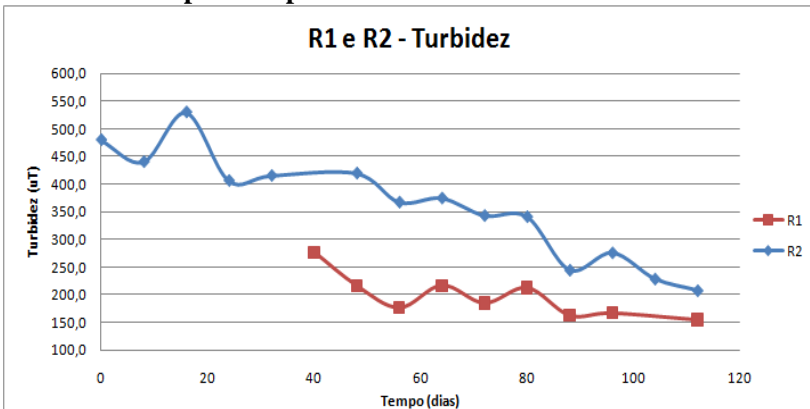
Média R1



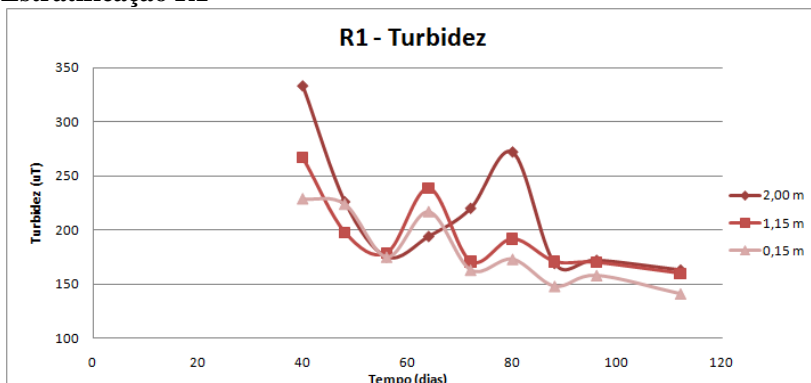
Média R2



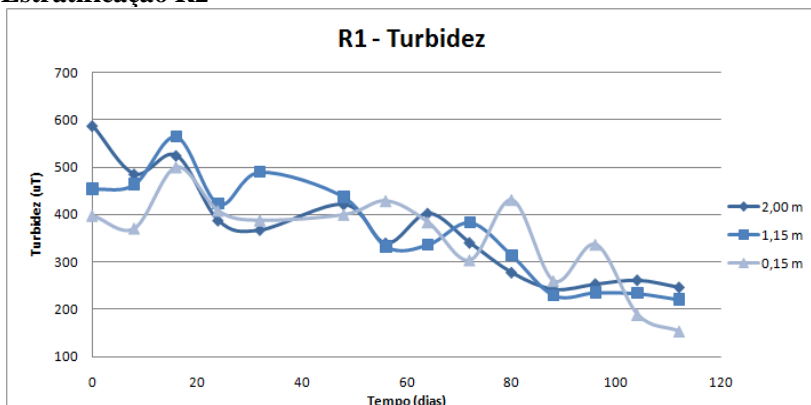
Média com tempo sobreposto



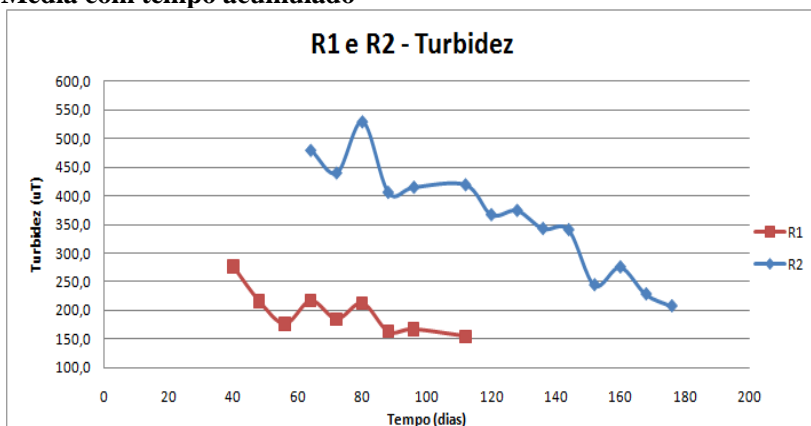
Estratificação R1



Estratificação R2

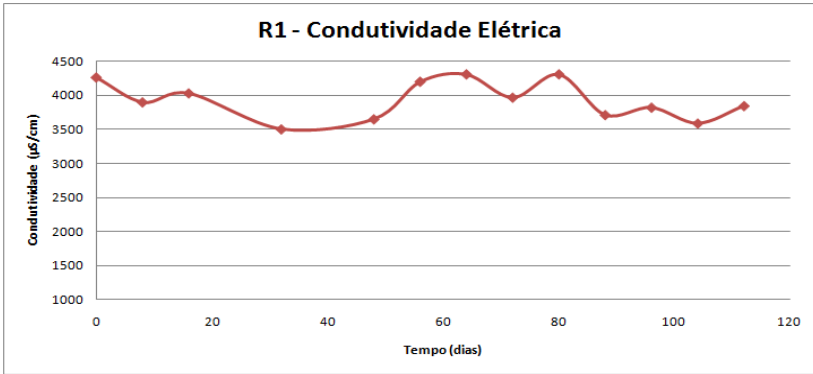


Média com tempo acumulado

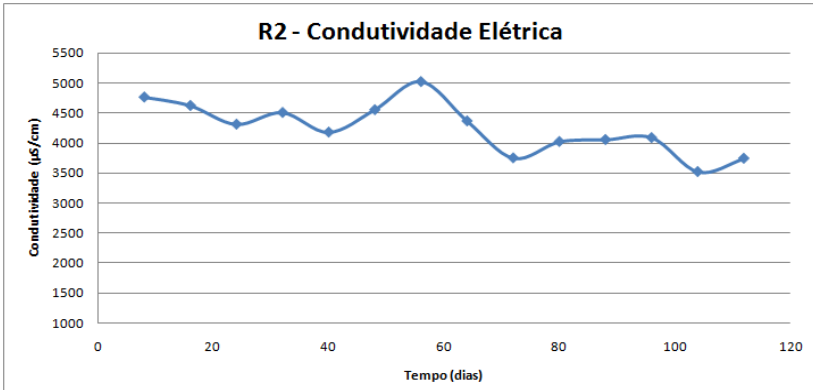


Condutividade

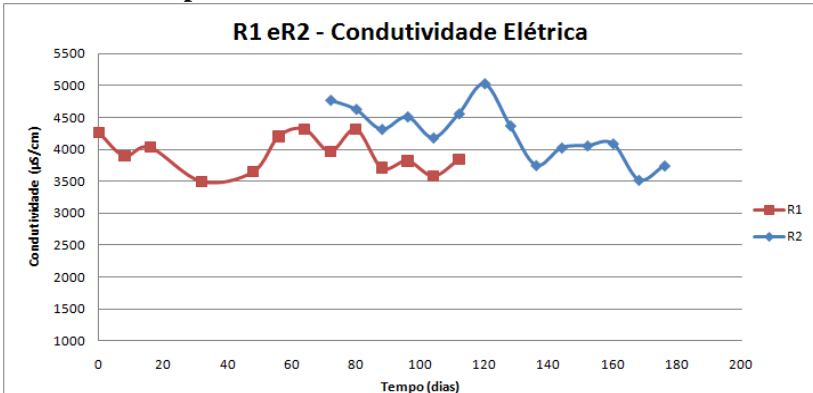
Média R1



Média R2

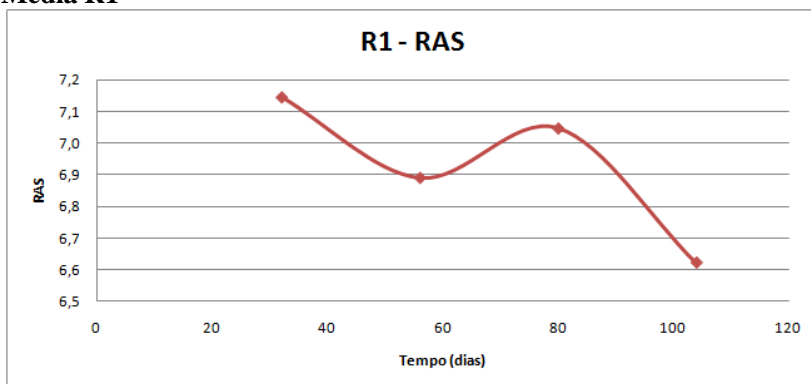


Média com tempo acumulado

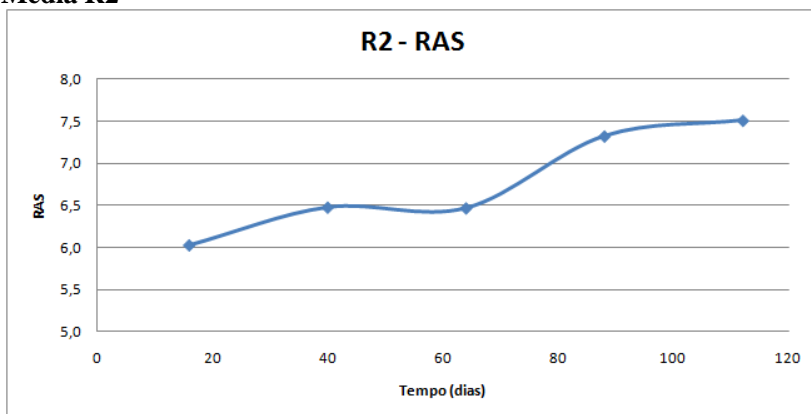


RAS

Média R1



Média R2



Média com tempo acumulado

