

UNISC
UNIVERSIDADE DE SANTA CRUZ DO SUL

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL -
MESTRADO
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM GESTÃO E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

Adalberto Luis Voese

**TRATAMENTO DE ESGOTO DE CAMPUS UNIVERSITÁRIO ATRAVÉS DE
UNIDADE INTEGRADA UASB + WETLANDS ALTERNADOS**

Santa Cruz do Sul, fevereiro de 2008.

Livros Grátis

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

Milhares de livros grátis para download.



Adalberto Luis Voese

**TRATAMENTO DE ESGOTO DE CAMPUS UNIVERSITÁRIO ATRAVÉS DE
UNIDADE INTEGRADA UASB + WETLANDS ALTERNADOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental – Mestrado, Área de Concentração em Gestão e Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Enio Leandro Machado

Co-Orientador: Prof. Dr. Diosnel Antonio Rodriguez Lopez

Santa Cruz do Sul, fevereiro de 2008.



Adalberto Luis Voese

**TRATAMENTO DE ESGOTO DE CAMPUS UNIVERSITÁRIO ATRAVÉS DE
UNIDADE INTEGRADA UASB + WETLANDS ALTERNADOS**

Esta Dissertação foi submetida ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental – Mestrado, Área de Concentração em Gestão e Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Dr. Djalma Dias da Silveira

Universidade Federal de Santa Maria

Dr. Eduardo Aléxis Lobo Alcayaga

Universidade de Santa Cruz do Sul

Dr. Enio Leandro Machado

Professor Orientador

Universidade de Santa Cruz do Sul

Dr. Diosnel Antonio Rodriguez Lopez

Professor Co-Orientador

Universidade de Santa Cruz do Sul

Santa Cruz do Sul, fevereiro de 2008.



AGRADECIMENTOS

Agradeço inicialmente a minha família pelo amor, auxílio, compreensão e ênfase nos meus estudos.

Meus agradecimentos aos meus orientadores, Enio Leandro Machado e Diosnel Antonio Rodriguez Lopez que muito me auxiliaram, contribuindo com aportes intelectuais e discussões técnicas de grande valia para elaboração deste projeto.

Um agradecimento muito especial ao professor Enio Leandro Machado, que me incentivou a participar desta jornada de conhecimentos, compartilhando suas idéias e reflexões e possibilitando assim o meu aperfeiçoamento técnico-profissional.

Ao acadêmico e colega de projeto, Leonardo Benvegnú pela abnegada dedicação e presteza, que muito contribuiu na consecução dos objetivos propostos neste trabalho.

Agradeço também ao acadêmico Filipe Zerwes, ao ex-funcionário da instituição, César Neitzke e ao colega de trabalho, Jorge Loebens, pelos auxílios e colaborações na execução inicial deste projeto.

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), a qual me oportunizou a concessão da bolsa de Mestrado, sem a qual não teria condições de realizar este Mestrado.

Aos demais colegas laboratoristas e bolsistas da instituição pela atenção e colaboração dispensada.

Muito Obrigado a todos!



“A sabedoria não nos é dada; temos que descobri-la sozinhos, depois de fazer uma jornada que ninguém pode fazer por nós ou nos poupar de fazer.”

(Marcel Proust, escritor)



RESUMO

No presente trabalho foi concebida e operada uma unidade piloto para tratamento biológico de efluentes domiciliares integrados por reator “UASB”, seguido de “*wetlands*” construídos, visando a remoção de matéria orgânica e nutrientes, em especial, nitrogênio amoniacal e nitrato. O sistema piloto buscou caracterizar a eficiência do sistema de tratamento, relacionando-a com a configuração de um protótipo compacto, simplificado e baixo custo operacional. O local dos ensaios foi a ETE do Campus central da UNISC (Universidade de Santa Cruz do Sul). Todos os parâmetros caracterizados foram analisados por meio de uma sonda multiparâmetros IQ Sensor Net da WTW cujo sensor determina “*in situ*” compostos de carbono e compostos nitrogenados, assim como sólidos totais em suspensão e turbidez, utilizando a espectrometria de luz UV visível. A caracterização demonstrou baixa concentração de DQO (inferior a 400 mg L^{-1}) e altos valores de nitrogênio amoniacal ($70\text{-}500 \text{ mg L}^{-1}$). Duas espécies de vegetais foram utilizados nos *wetlands* construídos: capim *Napier* e *Typha sp.* Após quatro meses de operação, em regime misto (fluxos ascendente e descendente) obteve-se 72% de redução de DQO (UASB + *wetland*) e 65% de redução de nitrogênio amoniacal. A conversão para nitrogênio nitrato ocorreu principalmente no *wetland* de fluxo descendente. A *Typha sp.* mostrou maior adaptação para as variações de temperatura e no *wetland* de fluxo ascendente (regime alagado). Menores cargas volumétricas são necessárias para adequações dos valores finais de nitrogênio amoniacal e nitrato. No entanto, o reúso dos efluentes finais para fertirrigação também aparece como potencial.

PALAVRAS CHAVE: Saneamento de baixo custo; UASB; *wetlands*.



ABSTRACT

In the present work was conceived and operated a unit pilot for biological treatment of sanitary effluent integrated by reactor "UASB", followed of "wetlands" constructed, aiming at the removal of organic substance and nutrients, in special, ammoniac nitrogen and nitrate. The system pilot searched to characterize the efficiency of the treatment system, being related it with the configuration of an archetype compact, simplified and low operational cost. The place of the assays was the wastewater treatment plant (WTW) of the central Campus of the UNISC (Universidade de Santa Cruz do Sul). All the characterized parameters had been analyzed by means of a sounding lead multiparameters IQ SensorNet of the WTW whose sensor determines "in situ" nitrogen compounds (as NH_4^+ and NO_3^-) carbon composites and composites, as well as total solids in suspension and turbidity, using the spectrometry of visible light and UV. The characterization demonstrated low to concentration of COD ($< 400 \text{ mg L}^{-1}$) and high values of ammoniacal nitrogen ($70\text{-}500 \text{ mg L}^{-1}$). Two vegetable species had been used in wetlands constructed: *Napier* and *Typha sp.* After four months of operation, in mixing regimen (flows ascending and descent) got 72% of reduction of COD (UASB + wetland) and 65% of ammoniacal nitrogen reduction. The conversion for nitrogen nitrate occurred mainly in wetland of descending flow. The *Typha sp.* showed to greater adaptation for the variations of temperature and in wetland of ascending flow (flooded regimen). Lesser volumetric loads are necessary for adequacies of the final values of ammoniacal nitrogen and nitrate. However, reuse of treated effluent fertilizer irrigation also appears as potential.

KEY-WORDS: Sanitation of low cost; UASB; wetlands



LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** Esquema geral da unidade de tratamento de efluentes da UNISC
- Figura 2:** Perfil dos decantadores primário e secundário
- Figura 3:** Corte esquemático dos decantadores
- Figura 4:** Partes integrantes do reator UASB
- Figura 5:** Partes integrantes do reator UASB
- Figura 6:** Detalhes de medidas dos wetlands construídos
- Figura 7:** Perfil do leito de secagem
- Figura 8:** Lay-out da unidade integrada
- Figura 9:** Unidade piloto de tratamento
- Figura 10:** Vista panorâmica da unidade piloto implantada com detalhe dos wetlands
- Figura 11:** Redução de material carbonáceo nas etapas seqüenciais de anaerobiose e fitorremediação
- Figura 12:** Redução de nitrogênio amoniacal nas etapas seqüenciais de anaerobiose e fitorremediação
- Figura 13:** Redução de nitrato nas etapas seqüenciais de anaerobiose e fitorremediação
- Figura 14:** Redução de material carbonáceo nas etapas seqüenciais de anaerobiose e fitorremediação
- Figura 15:** Redução nitrogênio amoniacal nas etapas seqüenciais de anaerobiose e fitorremediação
- Figura 16:** Redução de nitrato nas etapas seqüenciais de anaerobiose e fitorremediação
- Figura 17:** Redução de material carbonáceo nas etapas seqüenciais de anaerobiose e fitorremediação
- Figura 18:** Redução de nitrogênio amoniacal nas etapas seqüenciais de anaerobiose e fitorremediação
- Figura 19:** Redução de nitrato nas etapas seqüenciais de anaerobiose e fitorremediação



LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Municípios brasileiros com coleta e tratamento de esgotos sanitários por Bacias Hidrográficas

Tabela 2: Índices de saneamento por COREDE no Rio Grande do Sul (FEE, 2004)

Tabela 3: Composição (%) de fezes e urina humana na fração orgânica dos esgotos

Tabela 4: Características dos esgotos sanitários

Tabela 5: Classes e usos conforme Resolução CONAMA 357/2005

Tabela 6: Padrões de emissão de efluentes líquidos domésticos para os parâmetros DBO₅, DQO e SS, em função da vazão de lançamento, conforme Resolução CONSEMA/RS 128/06.

Tabela 7: Padrões de emissão de efluentes líquidos domésticos para os parâmetros Fósforo Total e Coliformes Termotolerantes, conforme Resolução CONSEMA/RS 128/06.

Tabela 8: Esquema de preenchimento do leito filtrante por unidade construída

Tabela 9: Métodos analíticos para caracterização dos efluentes da unidade piloto

Tabela 10: Dados de caracterização do efluente do tanque equalizador



LISTA DE ABREVIATURAS

COD	Carbono Orgânico Dissolvido
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA-RS	Conselho do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul
COREDE-VRP	Conselho Regional de Desenvolvimento do Vale do Rio Pardo
COT/TOC	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQOt	Demanda Química Total de Oxigênio
DQOd	Demanda Química de Oxigênio Dissolvido
ECOPLAN	Empresa de Consultoria e Planejamento
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FAO/ONU	Organização Nações Unidas para a Agricultura e o Abastecimento
FAPERGS	Fundação de Apoio à Pesquisa no Rio Grande do Sul
FEE/RS	Fundação de Economia e Estatística do Rio Grande do Sul
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDESE/RS	Índice de Desenvolvimento Sócio-Econômico do RS
K	Potássio
N_{total}	Nitrogênio Total
NH_4^-	Amônia Ionizada
NH_4-N	Nitrogênio Amoniacal
NH_3^-	Amônia Livre



NMP	Número Mais Provável
NO ₃ ⁻	Nitrato
NO ₃ -N	Nitrogênio Nitrato
NTK	Nitrogênio Total Kjeldal
NTU	Unidade Nefelométrica de Turbidez
OD	Oxigênio Dissolvido
OMS	Organização Mundial da Saúde
P	Fósforo
pH	Potencial Hidrogênio Iônico
PNMA	Política Nacional de Meio Ambiente
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SST/TSS	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
TURB	Turbidez
UASB	Uplow Anaerobic Sludge Blanket (Reator Anaeróbio de Manta de Lodo)
UV	Ultravioleta



SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	13
1 OBJETIVO GERAL.....	16
1.1 Objetivos específicos.....	16
2 REVISÃO DA LITERATURA.....	17
2.1 Gestão de usos e geração de águas residuárias	17
2.2 Características dos esgotos domésticos.....	20
2.3 Reúso de águas residuárias.....	22
2.4 Unidades de tratamento de águas residuárias de baixo custo operacional.....	26
2.5 Wetlands como pós-tratamento anaeróbio.....	28
2.6 Legislação hídrica e ambiental brasileira pertinente à gestão das águas.....	30
3 METODOLOGIA.....	35
3.1 Caracterização do local de estudo.....	35
3.2 Concepção e montagem da unidade de tratamento.....	36
3.3 Operação da ETE de saneamento domiciliar.....	43
3.4 Caracterização analítica dos efluentes.....	44
3.5 Procedimentos de tratamento.....	46
3.6 Processamento dos dados.....	47
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	48
4.1 Dados analíticos dos efluentes brutos.....	48
4.2 Ensaio de tratamento.....	49
4.2.1 Wetlands seqüenciais com capim Napier.....	49
4.2.2 Wetlands seqüenciais com <i>Typha sp.</i>	53
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	56
SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	58
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	59



INTRODUÇÃO

A partir do final do século XIX e início do século XX é que passou-se a tratar águas residuárias visando controlar a degradação de corpos hídricos. Os primeiros sistemas de tratamento visavam somente a remoção de sólidos sedimentáveis presentes nos esgotos domésticos (CHERNICHARO et al, 2001).

O aumento do consumo de água gera simultaneamente, um maior volume de esgotos sanitários. Estes, por sua vez, exigem uma destinação adequada; caso contrário, haverá o risco de poluição do solo e contaminação dos ecossistemas aquáticos. Estudos realizados apontaram que a água contaminada provoca 12 milhões de mortes ao ano no mundo, enquanto que a poluição do ar é responsável por 3 milhões (RUDÁ, 2001).

Os esgotos sanitários constituem-se de aproximadamente, 99,9% de líquido e 0,1% de sólido, em peso. O líquido em si nada mais é do que um meio de transporte de inúmeras substâncias orgânicas, inorgânicas e microorganismos eliminados pelo homem diariamente. Todavia, as impurezas que completam sua constituição impedem seu uso como sucedâneo da água natural (McGHEE & STEEL, 1991), sendo a matéria orgânica em decomposição a principal responsável por suas características indesejáveis (DACACH, 1991; BARROS et al, 1995; VON SPERLING, 1996; FERNANDEZ, 1997).

Fatores como a constante depreciação dos recursos hídricos, aumento de enfermidades por veiculação hídrica, falta de conhecimento técnico sobre o assunto, aliado aos poucos recursos financeiros para investimento, corroborou a necessidade urgente de desenvolverem-se tecnologias adaptadas às realidades regionais que fossem economicamente viáveis para tratamento das águas residuárias. Resultaram no aumento de estudos relacionados a atender esta demanda na busca de sistemas de tratamento mais baratos, eficientes e de fácil operação e manutenção. Paralelamente com o conhecimento da população, o desperdício de



água potável pode ser diminuído utilizando o esgoto tratado para fins menos nobres, como lavagens, irrigação e descargas de vasos sanitários.

Nos últimos anos, verificaram-se no País grandes avanços em pesquisa e desenvolvimento de processos e técnicas de tratamento de águas residuárias, direcionados tanto para sistemas de grande porte e de maior complexidade, quanto de pequeno porte, baixo custo e simplicidade operacional, tais como; tanques sépticos, lagoas de estabilização, reatores anaeróbios, disposição nos solos e leitos cultivados (MAZOLLA, 2003).

A tendência geral das novas estações de tratamento de esgotos é de serem compactas e de baixo impacto ambiental (UPTON & GREEN, 1995). BOF et al. (2001) ressaltam que as estações compactas possuem baixos custos de implantação, operação e manutenção, não exigindo mão-de-obra qualificada, além de apresentarem baixo consumo de energia e produção de lodo, devendo, portanto, serem consideradas também, para aplicação em ETE's de maior porte.

O uso combinado de tecnologias simples e de baixo custo, como reatores anaeróbios e leitos cultivados (*wetlands*) para tratamento e pós-tratamento destas águas, já tem sido testado por diversos autores (ANDRADE NETO, 1997; ALMEIDA et al. 2005; SEZERINO et al. 2003; OLGUÍN et al. 1994; SOUZA et al. 2000; NUVOLARI, 2003; CHERNICHARO, 1997). Associando-se a essa tecnologia métodos simples de desinfecção, pode-se tornar possível o reaproveitamento de efluentes tratados no local, minimizando o consumo de água.

O sistema de tratamento integrado foi idealizado para atender aos seguintes requisitos: baixo custo de implantação e manutenção com viabilidade e eficiência operacional. A preocupação financeira não deveria prejudicar a obtenção de efluente de qualidade tal que pudesse ser lançado em qualquer corpo hídrico, e também apresentar condições de reúso no local onde foi gerado, reduzindo assim o consumo de água.

No entanto é sabido que a maioria dos processos biológicos utilizados no tratamento de esgotos não apresentam uma eficiência de remoção de patógenos que possibilite o enquadramento dos corpos receptores, após o recebimento dos esgotos tratados, aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental. Apresenta-se como alternativa de pós-tratamento, a desinfecção e inativação de microrganismos patogênicos através do uso de radiação ultravioleta (UV), que apresenta como maiores vantagens a simplicidade operacional, pouca área requerida e ausência de geração de subprodutos (ALVES, 2003).



Neste contexto, o presente trabalho objetivou a concepção, estabelecendo parâmetros operacionais e avaliação da eficiência de um sistema de tratamento biológico de esgoto sanitário, integrando os processos UASB e *wetlands* com fluxo sub-superficial ascendente e descendente, contribuindo com a disseminação de uma tecnologia simplificada, concreta, e que apresentasse viabilidade social, econômica e ambiental no país.



1 OBJETIVO GERAL

O presente trabalho teve por objetivo estabelecer uma configuração de sistema de tratamento sanitário.

1.1 Objetivos específicos

Este trabalho de pesquisa tem como objetivos específicos:

- Conceber e construir uma unidade de saneamento;
- Estabelecer parâmetros operacionais e avaliar a eficiência da unidade de tratamento proposta;
- Verificar contribuições de inovação de sistema alternado de alimentação dos *wetlands* com a combinação de fluxos sub-superficiais ascendentes e descendentes.



2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Gestão de usos e geração de águas residuárias

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, (2000), a universalização dos serviços de saneamento básico no Brasil exigirá muito investimento. A partir da análise das características territoriais do Brasil e da distribuição da população nas áreas urbana e rural fica claro que a oferta de um sistema de gerenciamento de efluentes para todo o país pode não se tornar possível ou desejável por razões geográficas e/ou econômicas. Pelo fato de que um sistema de esgotamento completo é pouco provável para muitos lares, sistemas descentralizados se tornarão muito importantes para o futuro do meio ambiente. Conforme este mesmo censo, do total da população brasileira, 40% possuem rede de coleta de esgoto e 76% são servidos por água tratada. Dentre o tipo de tratamento de esgoto, 60% da população brasileira tratam seus esgotos por meio de sistema fossa séptica, fossa rudimentar ou por lançamento direto em valas, rios, lagos ou mar. Os investimentos públicos na área de saneamento ambiental são poucos e geralmente aplicados de forma isolada. Isto explica em parte porque os indicadores sociais estão tão comprometidos.

A Tabela 1 retrata condições de esgotamento sanitário segundo as grandes Bacias Hidrográficas brasileiras. Nas condições da realidade brasileira atual, a adoção de sistemas simples e descentralizados para tratamento de esgotos sanitários, mais do que desejável, é uma necessidade imperativa (ANDRADE NETO, 1997).

Diante de tal situação, é necessário promover o desenvolvimento e a utilização de tecnologias que permitam melhorar a qualidade dos efluentes e que, ao mesmo tempo, sejam adequadas ao contexto sócio-econômico do país (OLGUIN et al, 1994; HELLER & NASCIMENTO, 2005).

**Tabela 1.** Municípios com coleta e tratamento de esgotos sanitários por Bacias Hidrográficas.

Bacias Hidrográficas	Municípios, por condição de esgotamento sanitário				
	Total	Com coleta		Com tratamento	
		Absoluto	Relativo	Absoluto	Relativo
		%		(%)	
I.Bacia Hidrog. do Rio Amazonas	246	17	7	17	7
II.Bacia Hidrog. do Rio Tocantins	407	27	7	23	6
III.Bacia Hidrog. do Rio Parnaíba	259	6	2	6	2
IV.Bacia Hidrog. do Rio São Francisco	444	279	63	247	56
V.Bacia Hidrog. do Rio da Prata	1802	1128	63	1078	60
VI.Bacias costeiras do Norte	10	2	20	2	20
VII.Bacias costeiras do Nordeste Ocidental	180	4	2	4	2
VIII.Bacias costeiras do Nordeste Oriental	1211	690	57	658	54
IX.Bacias costeiras do Sudeste	535	509	95	501	94
X.Bacias costeiras do Sul	412	200	49	187	45

Fonte: IBGE, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2000

Segundo o Conselho Regional de Desenvolvimento do Vale do Rio Pardo (COREDE/VRP, 1998), em relação às atividades domésticas, o saneamento básico, incluindo abastecimento de água, destino do lixo e esgoto, mostra-se deficientes na região do Vale do Rio Pardo/RS. Além da agricultura, os rejeitos domésticos e sanitários constituem-se em importantes fontes de poluição das águas. Conforme o diagnóstico, os recursos hídricos recebem a maior parte das descargas de dejetos líquidos provenientes das conglomerações humanas. O esgoto está composto principalmente por substâncias orgânicas biodegradáveis e inorgânicas persistentes; estas têm uma composição favorável ao desenvolvimento da biomassa nos vários níveis tróficos, incluindo patógenos.

De acordo com a Fundação de Economia e Estatística (FEE/RS, 2004), quanto ao destino correto do esgoto sanitário, os índices de desenvolvimento social (IDESE) são bastante baixos na região do Vale do Rio Pardo. Esses índices têm por objetivo mensurar e acompanhar o nível de desenvolvimento do Estado, de seus municípios e COREDES,



informando a sociedade e orientando os governos (municipal e estadual) nas suas políticas sócio-econômicas. Os índices levantados por COREDE na área de saneamento estão elencados na Tabela 2.

Tabela 2. Índices de saneamento por COREDE no Rio Grande do Sul (FEE, 2004)

COREDES – Saneamento e Domicílios	Pontuação dos Índices de Saneamento
1º Serra	0,687
2º Metropolitano Delta do Jacuí	0,681
3º Campanha	0,632
4º Fronteira Oeste	0,583
5º Central	0,580
6º Sul	0,576
7º Hortênsias – Campos de Cima da Serra	0,573
8º Vale do Rio dos Sinos	0,556
9º Produção	0,526
10º Centro-Sul	0,525
11º Jacuí-Centro	0,522
12º Missões	0,517
13º Alto Jacuí	0,516
14º Fronteira Noroeste	0,481
15º Norte	0,481
16º Nordeste	0,466
17º Vale do Caí	0,440
18º Litoral	0,437
19º Vale do Taquari	0,433
20º Noroeste Colonial	0,432
21º Paranhana-Encosta da Serra	0,412
22º Vale do Rio Pardo	0,397
23º Alto da Serra do Botucaraí	0,354
24º Médio Alto Uruguai	0,307

Fonte: FEE/Centro de Informações Estatísticas/Núcleo de Produtos Estatísticos

Conforme estudo realizado pela ECOPLAN ENGENHARIA (2005), junto ao Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Pardo, na caracterização do diagnóstico ambiental sanitário, ocorrem diferentes tipos de efluentes desta natureza na bacia: efluentes originados



de atividades agrícolas relacionadas aos cultivos mais significativos (arroz, fumo, milho), com destaque para os lançamentos oriundos do volume excedente de água aplicada à área irrigada (arroz); os efluentes provenientes das criações de animais, notadamente de caráter intensivo; os efluentes resultantes da exploração dos recursos minerais; e os efluentes das residências localizadas nas áreas urbanas e rurais.

Embora os levantamentos executados pela empresa no âmbito da Bacia do Pardo para identificar os principais efluentes sanitários, apresentem como maiores quantitativos, a geração de efluentes domésticos oriundos do meio urbano, torna-se evidente a ocorrência de poluição difusa das residências rurais sem tratamento.

Entre as atividades de pecuária, a que representa maior risco à contaminação das águas é a suinocultura, devido à grande produção de efluentes eutrofizantes (nitrogênio, fósforo) e consumidores de oxigênio (Demanda Bioquímica de Oxigênio), produzidos e lançados ao solo e nos cursos de água sem tratamento prévio (EMBRAPA, 1998).

2.2 Características dos esgotos domésticos

A composição e concentração dos esgotos sanitários dependem das condições sócio-econômicas da população bem como do nível de desenvolvimento desta região.

Em relação às concentrações dos compostos de esgoto sanitário (material particulado e solúvel, material nitrogenado, etc.), notam-se algumas discordâncias na literatura. Segundo HUNTER & HEUKELEKIAN (1965), apud OLIVA (1997), isso ocorre devido as diferenças de processos analíticos ou a variação na composição dos esgotos analisados, além dos motivos acima citados.

Com relação à matéria orgânica, os esgotos domésticos contêm aproximadamente 99% de água e apenas 1% de sólidos, que são a razão maior do tratamento dos esgotos. As fezes e a urina humana são partes da composição orgânica dos esgotos (SILVA, 1993), conforme visualizado na Tabela 3.

**Tabela 3.** Composição (%) de fezes e urina humana na fração orgânica dos esgotos

Composição média (%)	Fezes	Urina
Umidade	73	95
Matéria orgânica	93	75
Nitrogênio	6	17
Fósforo	4	3,5
Potássio	2	4
Carbono	48	9
Cálcio	4,5	5

Fonte: SILVA (1993).

A tabela 4 apresenta, de uma maneira geral, as características básicas dos esgotos domésticos.

Tabela 4. Características dos esgotos sanitários

Parâmetro	Unidade	AUTORES			
		QUASIN (1985)	METCALF & EDDY, 2003	HENZE et al. (1990) ⁽¹⁾	OLIVA (1997)
DBO ₅	mg O ₂ L ⁻¹	210	220	200	220
DQO	mg O ₂ L ⁻¹	400	500	425	500
SST	mg L ⁻¹	230	220	245	200-300
N-NTK	mg L ⁻¹	40	40	40	50
N-NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	20	25	24	25-40
N-NO ₂ ⁻ -NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	0	0	0,1	0
P total	mg L ⁻¹	8	8	8 ⁽²⁾	10
pH	mg L ⁻¹	7,0	-	7-8	7-7,5
Alcalinidade	mg CaCO ₃ L ⁻¹	100	100	150-350	100-750
Óleos e graxas	mg L ⁻¹	100	100	-	Até 100

(1) Valores médios dos efluentes tipos moderado e diluído.

(2) Fósforo para regiões em que não se usa detergente com fosfato.

Fonte: QUASIN (1985); METCALF & EDDY(2003); HENZE et al. (1990); OLIVA (1997)



2.3 Reúso de águas residuárias

Nas regiões áridas e semi-áridas, a água tornou-se um fator limitante para o desenvolvimento regional daquelas comunidades. Pesquisadores e entidades gestoras de recursos hídricos procuram continuamente novas fontes de recursos para complementar a pequena disponibilidade hídrica ainda existente.

O fenômeno da escassez, como bem se sabe, não é exclusivo das regiões áridas e semi-áridas brasileiras. Muitas áreas com taxas de precipitação anuais significativas, mas insuficientes para gerar vazões capazes de atender a demandas excessivamente elevadas, também experimentam conflitos de usos e sofrem restrições de consumo que afetam o desenvolvimento econômico e a qualidade de vida.

Essa condição tem levado à busca incessante de recursos hídricos complementares que trazem como consequência direta, aumentos consideráveis de custos para tratamento, além dos evidentes problemas legais e político-institucionais associados. Essa prática tende a se tornar cada vez mais restritiva ante a conscientização popular, a arregimentação de entidades de classe, e o desenvolvimento institucional dos Comitês de Bacias afetadas pela perda de recursos hídricos valiosos.

Nessas condições o conceito de “substituição de fontes” mostra-se como alternativa mais plausível para satisfazer as demandas menos restritivas, liberando as águas de melhor qualidade para usos mais nobres, como o abastecimento doméstico (HESPANHOL, 1999).

As águas de qualidade inferior, tais como esgotos, particularmente os de origem doméstica, águas de chuva, águas de drenagem agrícola e águas salobras devem, sempre que possível, ser consideradas como fontes alternativas para usos menos restritivos. O uso de tecnologias apropriadas para o desenvolvimento dessas fontes constitui-se, atualmente, em associação com a melhoria da eficiência do uso e o controle da demanda, em estratégia básica para a solução do problema da falta universal de água.

A água é um recurso renovável através do ciclo hidrológico. Quando reciclada por sistemas depurativos é limpa e segura, sendo deteriorada a níveis diferentes de poluição por meio da atividade antrópica. Entretanto, uma vez poluída, a água quase sempre pode ser recuperada e reusada para diversos fins.



A qualidade da água utilizada e o objeto específico do reúso estabelecerão os níveis de tratamento recomendados, os critérios de segurança a serem adotados, os custos de capital, de operação e de manutenção associados. As possibilidades e formas potenciais de reúso dependem, evidentemente, de características, condições e fatores locais, tais como a decisão política, esquemas institucionais e disponibilidade.

Recentemente a Agência Nacional de Águas (ANA), criou uma equipe de estudos para desenvolver um programa nacional de reúso de água como uma das medidas para diminuir a sua retirada dos mananciais e prolongar a reserva hídrica, fortalecendo a posição de que a gestão racional e sustentável deve incluir a conservação e o reúso.

Com relação aos usos agrícolas, a utilização de esgoto tratado apresenta diversas vantagens; além de dar uma destinação final aos dejetos líquidos, impede que os mesmos sejam lançados no meio ambiente evitando, desta forma, a contaminação e poluição dos mananciais das águas de superfície e do solo, e portanto, a disseminação de doenças (SHUVAL et al, 1997).

A Organização Mundial da Saúde (OMS), assegura que o tratamento primário de esgotos domésticos já é suficiente para torná-los adequados à irrigação de culturas de consumo indireto. No entanto, recomendam-se tratamentos secundário e terciário quando estas águas forem utilizadas na irrigação das culturas para uso direto (METCALF & EDDY, 2003).

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

- Dificuldade crescente de identificar fontes alternativas de águas para irrigação;
- Custo elevado de fertilizantes;
- A segurança de que os riscos de saúde pública e impactos sobre os solos são mínimos, se as precauções adequadas forem efetivamente tomadas;
- Os custos elevados dos sistemas de tratamento, necessários para descarga de efluentes em corpos receptores;
- A aceitação sócio-cultural da prática do reúso agrícola;
- Reconhecimento, pelos órgãos gestores de recursos hídricos, do valor intrínseco da prática.

A demanda atual para o setor agrícola brasileiro representa 70% do volume total captado, com forte tendência para chegar a 80% até o final desta década. Assim, diante do



significado que essas grandes vazões assumem, em termos de gestão de nossos recursos hídricos, é de extrema importância que se atribua prioridade para institucionalizar, promover e regulamentar o reúso para fins agrícolas, em âmbito nacional (HESPANHOL, 1999).

a) Efeitos positivos

Estudos efetuados em diversos países demonstraram que a produtividade agrícola aumenta significativamente em sistemas de irrigação com esgotos adequadamente administrados. Um exemplo de recuperação econômica, associada à disponibilidade de esgotos para irrigação, é o caso do Vale do Mesquital, no México, onde a renda agrícola aumentou de quase zero no início do século passado, quando os esgotos da cidade do México foram postos à disposição da região, até aproximadamente 4 milhões de dólares por hectare, em 1990 (BEEKMAN, 1998).

A produção de adubo orgânico líquido, gerado ao término do processo de biodigestão do esgoto doméstico, é rico em macro e micronutrientes e pode ser utilizado para complementar a adubação de NPK na ordem de, aproximadamente, 4.200 kg por ano. Estimando-se um preço médio de R\$ 700,00 por tonelada da composição NPK, o uso do adubo orgânico líquido produzido pela fossa pode representar uma economia para o produtor em torno de R\$ 3.000,00 ao ano com a aquisição de adubo (EMBRAPA, 2003).

Sistemas de reúso de água para fins agrícolas adequadamente planejados e administrados, proporcionam melhorias ambientais e melhorias de condições de saúde, dentre as quais:

- Minimização das descargas de esgotos em corpos de água;
- Preservação dos recursos subterrâneos, principalmente em áreas onde a utilização excessiva de aquíferos provoca intrusão de cunho salino ou subsidência de terrenos;
- Conservação do solo, pela acumulação de húmus, e aumento da resistência à erosão;
- Aumento da concentração de matéria orgânica do solo e melhoria da textura do solo;
- Suprime a carência da falta de água para a planta em épocas de estiagem;
- Aumento da produção de alimentos, principalmente em áreas carentes, elevando, desta forma, os níveis de saúde, qualidade de vida e condições sociais de populações associadas aos esquemas de reúso.



b) Efeitos negativos

Projetos cujos sistemas sejam operacionalmente inadequados e deficientes podem provocar efeitos deletérios como, por exemplo, a poluição por nitratos nos aquíferos subterrâneos utilizados para abastecimento de água. Isso ocorre 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 bastante pequena. A assimilação de nitrogênio pelas culturas reduz, a possibilidade de contaminação por nitrato, mas isso depende das taxas de assimilação pelas plantas e das taxas de aplicação de esgotos no solo (BEEKMAN, 1996).

O acúmulo de contaminantes químicos no solo é outro efeito negativo que pode ocorrer. Dependendo das características dos esgotos, a prática da irrigação por longos períodos pode levar a acumulação de compostos tóxicos, orgânicos e inorgânicos e ao aumento significativo da salinidade em camadas insaturadas.

A fim de evitar efeitos indesejáveis, a irrigação deve ser efetuada com esgotos de origem predominantemente doméstica. A necessidade de um sistema adequado de drenagem também deve ser considerado, visando minimizar o processo de salinização do solo. Da mesma forma, a aplicação de esgotos por períodos muito longos pode levar a criação de habitats propícios à proliferação de vetores transmissores de doenças, tais como mosquitos e algumas espécies de caramujos. Neste caso, devem ser empregadas técnicas integradas de controle de vetores, para proteger os grupos de risco correspondentes (HESPANHOL, 1999).



2.4 Unidades de tratamento de águas residuárias de baixo custo operacional

Todos os sistemas pequenos e descentralizados de gerenciamento de efluentes têm por objetivos: a proteção da saúde pública e o meio ambiente da degradação ou da contaminação, buscando a redução de custos de tratamento, dispondo as águas perto do seu ponto de origem por meio do reúso (CRITES & TCHOBANOGLIOUS, 1998).

Por causa de seu tamanho, dispersividade e finanças limitadas, é que pequenas comunidades (menores que 1000 habitantes), e por conseguinte, famílias que ali habitam, sofrem com uma variedade de problemas, e dentre elas a de ordem sanitária. Para proteger o meio ambiente, as exigências legais de descarga de efluentes tratados são as mesmas para comunidades grandes ou pequenas (METCALF & EDDY, 2003). É com este propósito que pesquisadores do mundo inteiro, vêm buscando alternativas de sistemas de saneamento que são apropriadas para as residências unifamiliares e plurifamiliares. Segundo o mesmo autor, embora uma variedade de sistemas externos seja usada, o sistema mais comum consiste em tanque séptico para o tratamento parcial do esgoto, seguido de um campo subsuperficial para infiltração no solo. Ocorre que muitas vezes devido ao baixo índice de permeabilidade ou superficialidade do lençol freático, esse sistema não pode ser utilizado. Desenvolveram-se outros sistemas alternativos, dentre os quais os mais bem sucedidos são filtros de areia intermitente e recirculação em filtros de meio suporte granular; este, associado com o tanque séptico onde um nível mais elevado de tratamento é requerido.

A defasagem de investimentos no setor de saneamento brasileiro, permite prever que as soluções individuais para o destino dos esgotos, como tanques sépticos e filtros anaeróbios serão ainda amplamente adotadas (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2005). Em consequência do já avançado estágio de poluição das águas, num futuro próximo seu tratamento se tornará bem mais dispendioso que atualmente. O setor agropecuário, sendo uma atividade de risco e contaminação, vem procurando aos poucos, inovar-se usando técnicas modernas de produção para um melhor planejamento da atividade.

A situação ideal para a purificação da água seria eliminar todas as substâncias nocivas nela presentes com ausência de geração de subprodutos (ALVES, 2003). Com a aplicação rigorosa de tecnologias atualmente disponíveis, as águas servidas hoje, podem ser consideravelmente descontaminadas.



Várias técnicas associadas, e dentre estas, as de *wetlands* construídas foram desenvolvidas nestes últimos anos, as quais são utilizadas de acordo com as características do efluente a ser tratado, da eficiência final desejada na remoção de nutrientes, contaminantes e outros poluentes, do interesse da utilização de biomassa produzida e do interesse paisagístico BRIX, (1993).

No Brasil, ainda são poucos os trabalhos publicados sobre o assunto. SOUZA & BERNARDES (1996) trataram esgoto doméstico de uma comunidade próxima a Brasília, por uma combinação de reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) com pós-tratamento em leitos cultivados de fluxo subsuperficial cultivados com *Typha latifolia*. SEZERINO, et al. (2002), avaliaram o potencial dos leitos cultivados no tratamento de efluentes de lagoa de estabilização que tratava dejetos de suínos.

Em Minas Gerais, a Companhia de Saneamento (COPASA), adotou novas experiências do saneamento rural a partir da década de 80, quando pequenos aglomerados rurais foram gerenciados por municípios e próprias comunidades. As estações eram dotadas de tanques sépticos (ABNT, 1993), seguidas por pós-tratamento (ABNT, 1997) – filtro anaeróbio, valas de infiltração, etc. Com a evolução dos processos passou-se a adaptar novos modelos que aplicassem a tecnologia dos reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo – UASB, seguidos por filtro anaeróbio e leito de secagem. Denota-se a substituição do tanque séptico por um reator UASB, sem modificações adicionais. A relação entre o custo e o desempenho dessas unidades de tratamento é um fator de extrema importância para a adoção desses sistemas no meio rural.

NOUR, E. A. A., et al (2000), pesquisaram na Universidade de Campinas, um sistema de pós-tratamento de efluentes de filtro anaeróbio, adotando modelo reduzido em valas de filtração, visando minimização de custos de implantação e operação com resultados satisfatórios no reúso para fins não potáveis.

SANTOS, K. D., et al (2005), testaram, na Universidade de Campina Grande, um sistema de tratamento anaeróbio de esgoto doméstico – UASB, seguido de filtro anaeróbio compartimentado, para uso na fertirrigação; obtendo excelente remoção de carga orgânica, no entanto, alto teor de N e P, e índices de coliformes acima das recomendações da Organização Mundial da Saúde (OMS), para aplicabilidade em culturas consumidas cruas.

Na Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” - ESALQ/USP, em parceria com instituições e empresas privadas, foram implantados experimentos na Estação



Experimental de Itatinga, e atualmente existem outros implantados em empresas florestais: Duratex, Eucatex, International Paper, Suzano, Votorantim Celulose e Papel, de modo a avaliar a utilização de lodo de esgoto, melhor modo de aplicação, dosagem ideal, crescimento das árvores, sustentabilidade florestal e os possíveis impactos advindos desta prática. O adubo orgânico líquido gerado, ao término do processo de biodigestão do esgoto doméstico, é rico em macro e micro nutrientes e pode ser utilizado para complementar a adubação. Este material também poderá ser reaproveitado na recomposição de camadas vegetais em áreas com erosão (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E ABASTECIMENTO, 2005).

Em 2001, um sistema experimental da EMBRAPA, constituído de Fossa Séptica Biodigestora foi instalado em uma fazenda em Jaboticabal, interior de São Paulo, sendo que o adubo orgânico foi usado com sucesso em pés de graviola e macadâmia, gerando economia de adubo químico de quase três mil reais/ano para o produtor rural. (EMBRAPA, 2003).

2.5 *Wetlands* como pós-tratamento anaeróbio

O termo *wetlands* ou áreas alagáveis é utilizado para caracterizar vários ecossistemas naturais que ficam parcial ou totalmente inundados durante o ano. Apesar das potencialidades dos ecossistemas alagados naturais em controlar fluxo de nutrientes e poluentes, esforços conservacionistas inibiram o uso dessas áreas para propósitos aplicados. Estes e outros fatores orientaram o rápido desenvolvimento de estudos em áreas alagadas construídas (HAMMER, 1989).

Do ponto de vista prático, a utilização de *wetlands* construídas oferecem melhores oportunidades de redução de contaminantes de esgotos, maximizando a eficiência quanto à diminuição da DBO, remoção de nutrientes, e máximo controle sobre o sistema hidráulico e a vegetação da área alagada (VERHOEVEN & MEULEMAN, 1999). Os resultados são bastante variáveis em função, basicamente, dos tipos de espécies químicas presentes nos efluentes, da carga dos mesmos e do tipo de *wetlands* construídas utilizada. Tendo em vista que cada técnica de *wetlands* tem maior eficiência para purificação de alguns parâmetros, alguns sistemas de purificação hídrica têm sido projetados utilizando uma combinação de técnicas (BRIX, 1993; SALATI, 1987).



O sistema de *wetlands* em leito filtrante cultivado, utilizando-se macrófitas emergentes (plantas que se desenvolvem tendo o sistema radicular preso ao sedimento e o caule e as folhas parcialmente submersos), são sistemas constituídos por camadas superpostas de brita, pedrisco e substrato. A ação depuradora destes leitos filtrantes se dá através de sua ação como filtro mecânico, filtro físico-químico e filtro biológico.

- a) Ação de filtração mecânica: depende fundamentalmente da estrutura granulométrica do solo e da sua composição;
- b) Ação de filtração físico-química: retenção de cátions e ânions. Esta ação está intimamente ligada à capacidade de troca catiônica do solo;
- c) Ação biológica: exercida através de microorganismos do solo que decompõem a matéria orgânica, e plantas que crescem nos solos e retiram os nutrientes através de seu sistema radicular.

Um dos sistemas básicos comumente utilizados, empregando-se plantas aquáticas emergentes para purificação das águas é o sistema de fluxo sub-superficial horizontal, onde a água residuária afluente na entrada do sistema e sujeita-se a um atravessamento (translação) mais ou menos prolongado ao longo da zona rizosférica (ao redor das raízes), onde coexistem áreas aeróbias, anóxicas e anaeróbias. Estes sistemas de leitos cultivados funcionam, dependendo do efluente a ser tratado, com fluxo descendente ou ascendente. O sistema de fluxo ascendente é normalmente utilizado no tratamento secundário ou terciário de esgoto. As vantagens do funcionamento com fluxo ascendente são: diminuição dos custos do tratamento primário convencional, associando-se a esta tecnologia sistemas de pré-tratamento anaeróbio. Também evita o contato direto com o efluente a ser tratado, eliminando substancialmente problemas de maus odores e proliferação de insetos.

As principais vantagens do uso de sistemas anaeróbios seguidos por *wetlands* construídos são (BRIX, 1993):

- a) baixo custo de implantação;
- b) alta eficiência de melhoria dos parâmetros que caracterizam os recursos hídricos;
- c) alta produção de biomassa que pode ser utilizada como ração animal, energia e biofertilizantes.



2.6 Legislação hídrica e ambiental brasileira pertinente à gestão das águas

Diante do perfil de escassez e comprometimento da qualidade da água nas diversas localidades, urge a implementação de instrumentos que estimulem o desenvolvimento de novas tecnologias capazes de garantir economia desse recurso natural com a racionalização dos usos e tratamentos. Nesse sentido, o reúso também está relacionado com o enfoque desses instrumentos, sendo uma hipótese para atingir metas de racionalização.

A Lei nº 6.938/81, que instituiu a Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA), estabelece, como princípios norteadores das ações governamentais para o meio ambiente, “incentivos ao estudo e pesquisa de tecnologias orientadas para o uso e a proteção dos recursos naturais”, além da “racionalização do uso da água”. A Lei define ainda como objetivos a serem atingidos, a “preservação e restauração dos recursos ambientais com vistas à sua utilização racional e disponibilidade permanente, concorrendo para a manutenção do equilíbrio ecológico propício à vida”.

A Lei nº 9.433/97, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), também oferece fundamentos jurídicos para a racionalização do uso da água, e conseqüentemente condicionantes legais para o reúso da água, alternativa viável na preservação e conservação ambiental. A Lei tem como um de seus objetivos “a utilização racional integrada dos recursos hídricos, com vistas ao desenvolvimento sustentável”. Define também, como conteúdo mínimo dos planos de recursos hídricos, “as metas de racionalização de uso, aumento da quantidade e melhoria da qualidade dos recursos hídricos disponíveis”. Já com relação à cobrança tem como objetivo “incentivar a racionalização do uso da água”. Um dos instrumentos da PNRH que poderá estimular o reúso da água como forma de auxiliar na redução do passivo ambiental, é a cobrança pela captação e disposição final do efluente em corpos hídricos receptores, denominado de princípio do poluidor-pagador. É um dos mecanismos que permitirão a injeção de recursos na área de saneamento ambiental de modo a minimizar o descarte final de efluentes sanitários.

A Resolução nº 357 do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA (2005), que entrou em vigor em março de 2005, determina a classificação das águas com base nos usos preponderantes e prioritários (sistema de classes de qualidade), estabelecendo classes de qualidade a serem alcançadas e/ou mantidas em um trecho do corpo hídrico ao longo do tempo (Tabela 5). Esse instrumento usado pela PNRH de classificação das águas tem relação



com o reúso de água, já que esse tipo de água pode ser considerado como classe inferior, além desse tipo de água servir como medida de definição do nível de qualidade, segundo os usos preponderantes.

Tabela 5. Classes e usos conforme Resolução CONAMA 357/05

Usos	Classes	Classe Especial	Classe I	Classe II	Classe III	Classe IV
Abastecimento humano com desinfecção	humano com	X				
Preservação dos ambientes aquáticos	dos ambientes	X				
Abastecimento humano com tratamento simplificado	humano com		X			
Proteção das comunidades aquáticas	das comunidades		X	X		
Recreação de contato primário			X	X		
Irrigação de hortaliças			X	X		
Abastecimento humano com tratamento convencional avançado	humano com			X	X	
Pesca e aqüicultura				X		
Irrigação de grãos					X	
Recreação de contato secundário					X	
Criação de animais					X	
Navegação						X
Paisagismo						X

Fonte: Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Pardo

Conforme a Resolução, o padrão de lançamento pode ser excedido desde que os padrões de qualidade dos corpos de água receptores sejam mantidos e desde que haja autorização do órgão fiscalizador estadual ou municipal, resultante de estudos de impacto ambiental. É muito importante salientar que não é permitida a diluição de águas residuais com outras águas (abastecimento, mar, refrigeração), com o objetivo de atender aos padrões de lançamento. O nível de tratamento desejado ou exigido por lei, depende das características do próprio esgoto e do padrão de lançamento, ou mesmo se a água residual tratada for reutilizada. De um modo geral o que se deseja remover das águas residuais é matéria



orgânica, sólidos em suspensão, compostos tóxicos, compostos recalcitrantes, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e organismos patogênicos.

Somente o setor agrícola brasileiro, já utiliza aproximadamente 70% do consumo total de água (IBGE, 2000). Esta realidade encontra-se mais acentuada na região do Vale do Rio Pardo/RS, onde, conforme diagnóstico realizado pela empresa Ecoplan Engenharia no ano de 2006, na construção do Plano da Bacia do Pardo, essa demanda já alcança 80% do consumo total de água na Bacia. Conforme deliberação do Comitê, foi definido na consolidação do Plano da Bacia do Pardo, que os lançamentos de efluentes líquidos nos corpos receptores deverão atingir metas progressivas ao longo de 12 (doze) anos, buscando padrões de qualidade, enquadrados nas Classes Especial, 1 e 2, dependendo da região da mesma.

Como um dos objetivos da classificação das águas é diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes, o reúso pode ser considerado como uma dessas ações. A determinação da possibilidade de usos menos exigentes é outro objetivo da classificação, no qual o reúso pode se enquadrar.

Por meio da Resolução 357/05, as águas são divididas em três categorias: doces, salinas e salobras. Suas subdivisões são feitas em nove classes: cinco para águas doces (classe especial, classes 1, 2, 3 e 4); duas para águas salinas (classes 5 e 6); e duas para águas salobras (classes 7 e 8). Cabe ressaltar que os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor, características em desacordo com seu enquadramento de classe. Sendo assim, obedecendo aos parâmetros físico-bio-químicos definidos para cada classe na Resolução mencionada, no caso de reaproveitamento na agropecuária, tem-se que:

- As águas de classe 1 podem ser utilizadas para reúso indireto na irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película;
- As águas de classe 2 podem ser utilizadas para reúso indireto na irrigação de hortaliças, e plantas frutíferas, além da atividade de piscicultura;
- As águas de classe 3 podem ser utilizadas para reúso indireto na irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, além do mais, poderia ser usada para dessedentação dos animais;
- As águas de classe 4 podem ser utilizadas para reúso indireto na harmonização paisagística.



Na categoria de reúso de águas servidas para a agricultura irrigada de culturas e olericultura, as limitações se referem ao efeito da qualidade da água, principalmente a salinização dos solos, e a preocupação patogênica (bactérias, vírus e parasitas) na saúde pública.

No Rio Grande do Sul, o Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONSEMA), após considerar a necessidade de readequação das formas de controle e fiscalização das atividades geradoras de efluentes líquidos, levando em conta a natureza da atividade e a condição atual das águas superficiais, emitiu a Resolução 128/2006, fixando os padrões máximos de lançamento de efluentes líquidos em corpos hídricos superficiais receptores.

No caso dos efluentes líquidos domésticos devem ser observados os seguintes padrões de emissão para os parâmetros DBO, DQO, Sólidos Suspensos (SS), em função da vazão de lançamento (Tabela 6).

Tabela 6. Padrões de emissão de efluentes líquidos domésticos para os parâmetros DBO, DQO e SS, em função da vazão de lançamento.

Faixa de vazão ($\text{m}^3 \text{dia}^{-1}$)	DBO ($\text{mgO}_2\text{L}^{-1}$)	DQO ($\text{mgO}_2\text{L}^{-1}$)	SS (mgL^{-1})
$Q < 20$	180	400	180
$20 Q < 100$	150	360	160
$100 Q < 200$	120	330	140
$200 Q < 500$	100	300	100
$500 Q < 1000$	80	260	80
$1000 Q < 2000$	70	200	70
$2000 Q < 10.000$	60	180	60
$10.000 Q$	40	150	50

Fonte: Resolução CONSEMA/RS 128/06

As variações dos padrões de emissão para os parâmetros Fósforo e Coliformes Termotolerantes ou *Escherichia coli*, devem atender aos valores de concentração estabelecidos ou operarem com a eficiência mínima fixada, em função das faixas de vazão, conforme detalhamento na Tabela 7.



Tabela 7. Padrões de emissão de efluentes líquidos domésticos para os parâmetros Fósforo Total e Coliformes Termotolerantes.

Faixa de vazão (m ³ dia ⁻¹)	Fósforo Total		Coliformes	
	Concentração (mgPL ⁻¹)	Eficiência (%)	Termotolerantes Concentração (NMP/100 mL)	Eficiência (%)
Q < 200	-	-	-	-
200 Q < 500	-	-	10 ⁶	90
500 Q < 1000	-	-	10 ⁵	95
1000 Q < 2000	3	75%	10 ⁵	95
2000 Q < 10.000	2	75%	10 ⁴	95
10.000 Q	1	75%	10 ³	99

Fonte: Resolução CONSEMA/RS 128/06

§ Único A *Escherichia coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro Coliformes Termotolerantes e a proporção de correlação entre eles definida pelo órgão ambiental competente.

É importante destacar, segundo a Resolução, que para qualquer vazão de lançamento deverá ser atendido o padrão máximo de 20 mgL⁻¹ para o parâmetro Nitrogênio Amoniacal. Também é facultado ao órgão ambiental competente, se entender ser estritamente necessário, exigir condições especiais para lançamento de efluentes líquidos domésticos.

3. METODOLOGIA

3.1 Caracterização do local de estudo

Para a caracterização do local de estudo foram estabelecidos levantamentos de dados quanto à vazão afluyente, configurações das unidades geradoras de esgoto, da rede hidrossanitária e da configuração da estação de tratamento de efluentes da UNISC (ETE-UNISC).

O esgoto tratado no campus central da UNISC possui atributos das chamadas águas negras. Assim sendo, para os propósitos de remoção de carga orgânica poluente e de diminuição do índice de eutrofização (especialmente associado ao nitrogênio amoniacal e nitrato), considerou-se possível a adoção do local para simulação dos ensaios em fluxo contínuo.

A configuração da ETE em escala real é formada por sistema representado conforme a Figura 1.

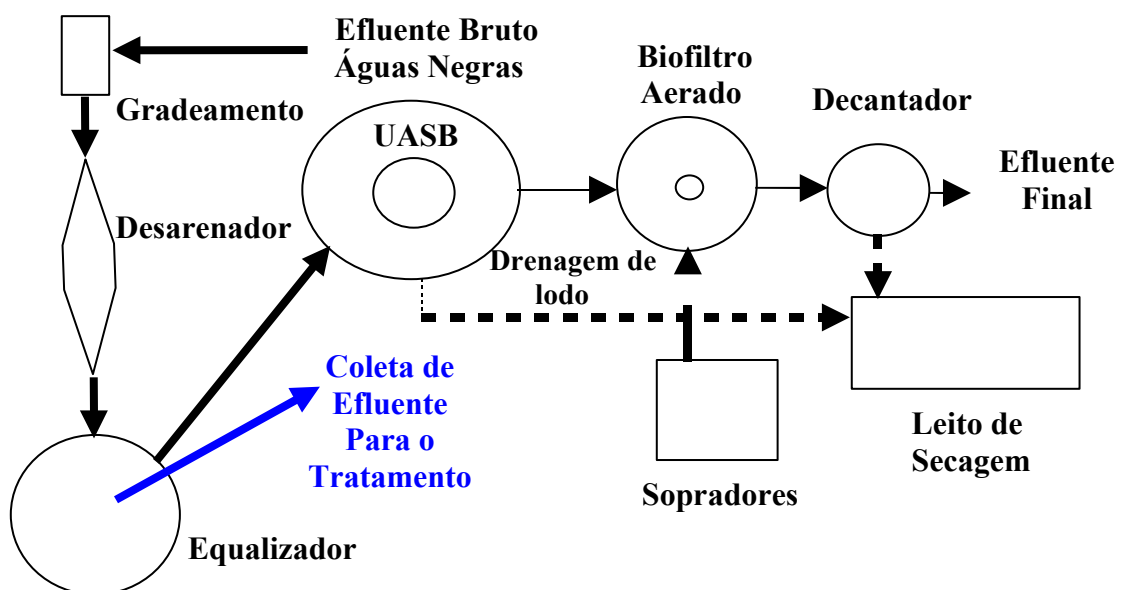


Figura 1. Esquema geral da unidade de tratamento de efluentes da UNISC



A ETE-UNISC foi dimensionada para um equivalente populacional de aproximadamente 18.000 pessoas, sendo que as vazões médias ($\text{m}^3 \text{dia}^{-1}$) registradas possuem oscilações entre 2 e $10 \text{m}^3 \text{dia}^{-1}$, o que acaba proporcionando tempos de detenção hidráulica entre 10 e 50 horas no tanque equalizador. Desta forma, pode-se considerar o início de atividade anaeróbia de forma mais expressiva nesta etapa.

A rede hidrossanitária construída para abastecimento da ETE não possui estações de recalque e todos os tanques sépticos e filtros anaeróbios anteriormente existentes foram isolados. Exclusivamente, os efluentes dos mictórios e vasos sanitários são drenados para esta rede.

3.2 Concepção e Montagem da Unidade de Tratamento

A concepção e montagem da unidade de tratamento de efluentes sanitários foi feita a partir de dados da literatura, dentre as quais: SOUZA, J. T. et al. (2001); SEZERINO, P. H. et al. (2003); METCALF & EDDY (2003); NOUR, E. A. A. et al. (1996); CHERNICHARO et al. (2001); LETTINGA, (1995), e do princípio da combinação de sistemas pré e pós-tratamento para a melhoria da eficiência. Também foram considerados outros aspectos como: características de baixo consumo operacional, especialmente energético, facilidade operacional e possibilidade de baixo custo de implantação.

Seqüencialmente, os módulos de tratamento foram assim dispostos: caixa coletora, decantador primário, reator UASB, decantador secundário, *wetland* com fluxo sub-superficial horizontal ascendente, *wetland* com fluxo sub-superficial horizontal descendente, leito de secagem e fotorreator com radiação (UV), suprido por energia solar. No entanto, o fotorreator faz parte de outra dissertação e não será abordado neste trabalho detalhadamente. As Figuras 2-7 demonstram cada uma das partes da ETE UASB + *Wetland*. As figuras 8-9 reportam o esquema geral da unidade integrando todos os módulos.

A fabricação de algumas unidades foi terceirizada. Projetou-se o dimensionamento da ETE piloto para uma escala unifamiliar, seguindo normativa técnica da ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas (NBR 7229/93).

Considerando-se a necessidade inicial da montagem da planta piloto em configuração móvel, procedeu-se na construção de suportes metálicos e unidades em fibra de

vidro. Ajustes de resistência estrutural foram necessários para eliminação de fissuras e vazamentos.

Todos os módulos foram construídos em fibra de vidro, à exceção da caixa armazenadora (polietileno).

Para retenção dos sólidos sedimentáveis e gorduras foram concebidos decantadores em forma cônica, com $0,15 \text{ m}^3$ de capacidade volumétrica unitária.

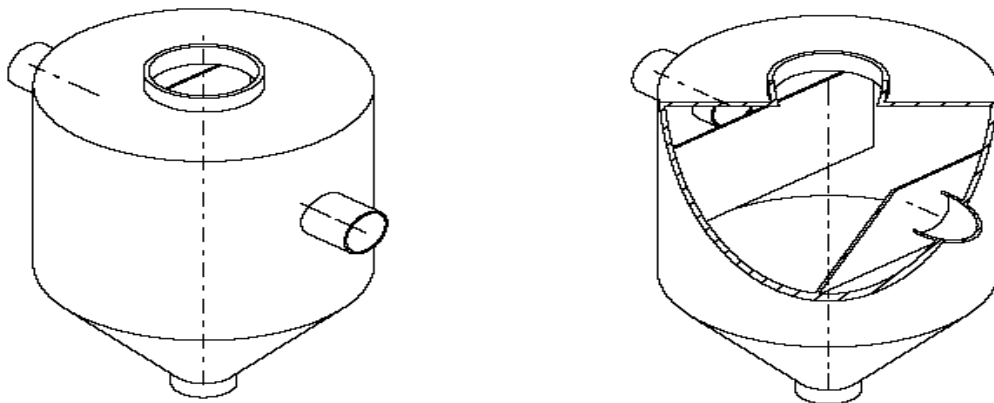


Figura 2. Perfil dos Decantadores Primário e Secundário

Fonte: César Neitzke

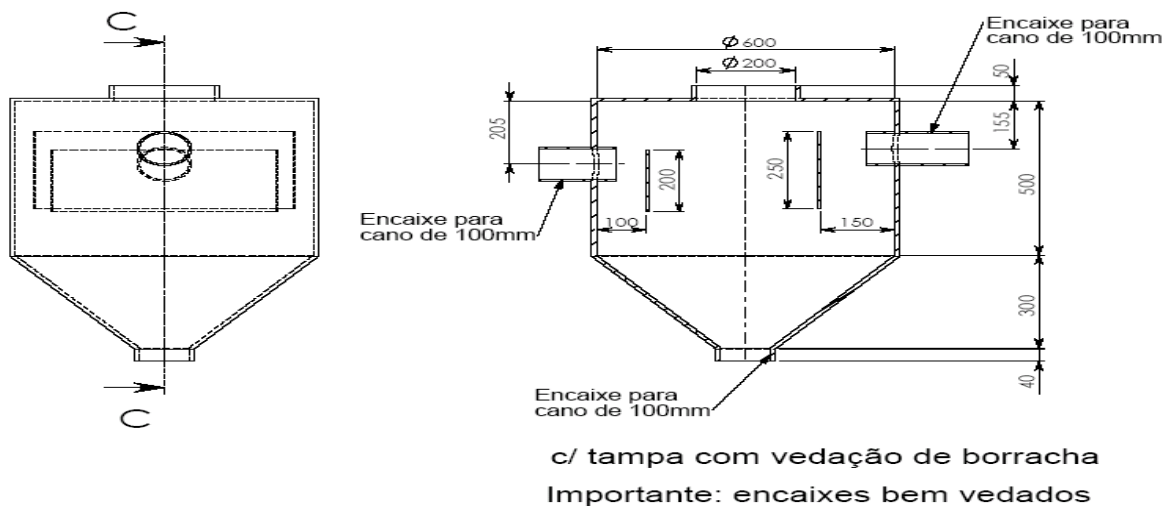


Figura 3. Corte Esquemático dos Decantadores

Fonte: César Neitzke

O reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), foi concebido em forma cilíndrica com $1,47 \text{ m}^3$ de capacidade. A velocidade de escoamento ascensional aplicado foi de $0,016 \text{ m.h}^{-1}$.

Os tubos de alimentação de efluente no reator UASB foram dispostos a 15 cm do fundo cônico do reator, sendo empregados canos de PVC de 50 mm de diâmetro. As vedações da calha circular de distribuição dos efluentes de entrada foram feitas com lâmina plástica de polietileno de baixa densidade.

Dispositivos de coleta e/ou queima de gases provenientes da biometanização não foram feitas nesta etapa dos estudos. Vedações da tampa do reator UASB foram feitas com borracha de vedação e cola de silicone.

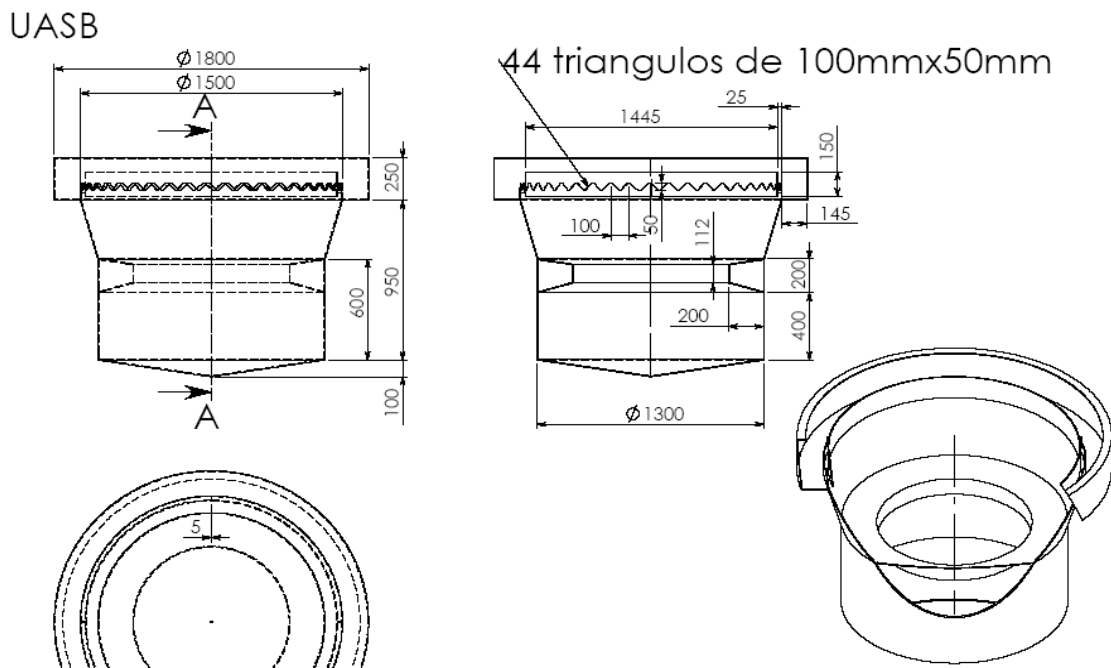


Figura 4. Partes integrantes do reator UASB.

Fonte: César Neitzke

Tampa módulo UASB

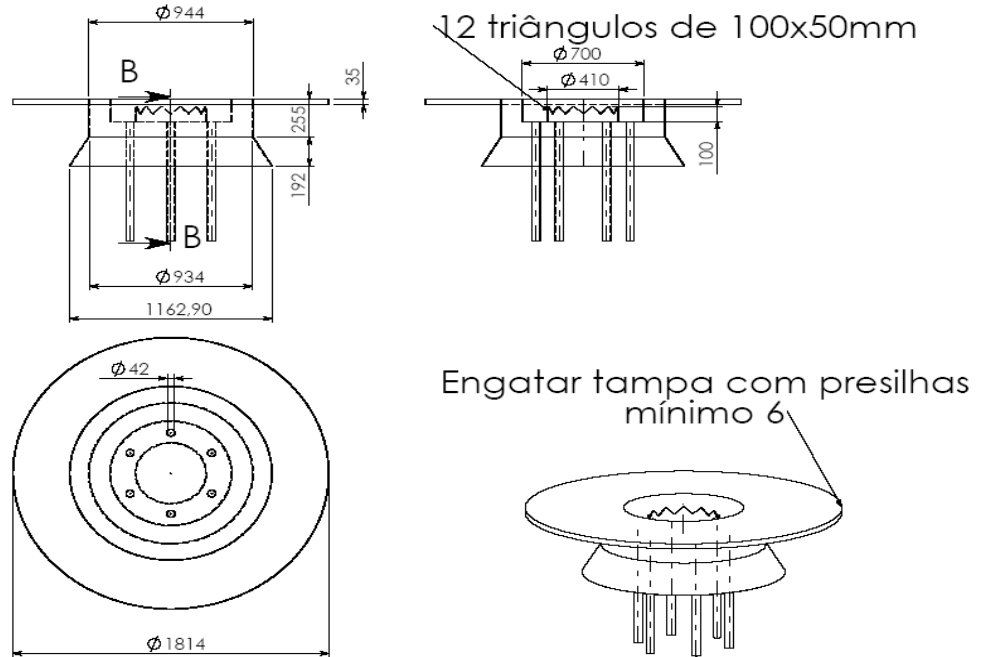


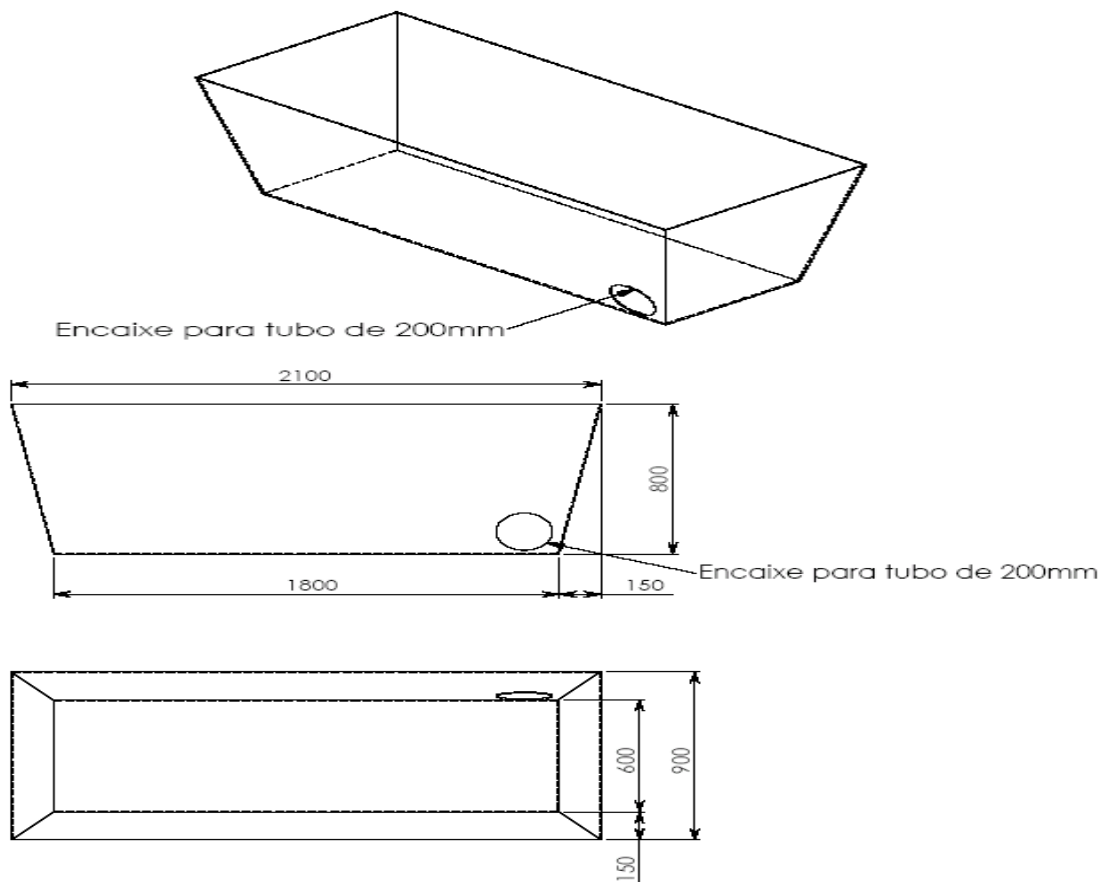
Figura 5. Partes integrantes do reator UASB.

Fonte: César Neitzke

O processo hidrodinâmico do reator UASB, ocorria da seguinte maneira: o esgoto bruto ao passar pelos três tubos de distribuição escoava em fluxo ascendente no interior do reator. O líquido atravessa a zona de digestão de lodo ocasionando a retenção física por sedimentação, adsorção e degradação biológica da matéria orgânica (CHERNICHARO, 2001). A massa líquida com partículas em suspensão provenientes da zona de digestão escoava através da abertura entre o separador trifásico e o defletor de gases, atingindo o compartimento de onde a carga superficial aplicada permite a decantação de partículas em suspensão. As partículas sedimentadas retornam a zona de digestão pelas paredes inclinadas do separador trifásico e as não sedimentadas são carregadas junto com o líquido, sendo o efluente encaminhado para uma canaleta periférica localizada na parte superior do compartimento de decantação. Os gases gerados são encaminhados a uma saída no topo do reator e liberados na atmosfera. Os materiais flutuáveis direcionados e retidos no retentor de espuma são removidos conforme a necessidade no bocal de inspeção. Na zona de digestão está distribuído um registro de gaveta, em PVC, com diâmetro de 3/4", distanciados 0,10 m da base do reator. Este registro possibilita a amostragem do lodo para verificação do perfil de sólidos ao longo da zona de digestão.

Outro aspecto de concepção e montagem diz respeito aos alagados construídos. O dimensionamento considerou os dados recomendados por METCALF & EDDY, (2003), onde sistemas de 0,6 a 0,8 m de profundidade do leito suportado são adotados para fluxos subsuperficiais.

No presente estudo, foram empregados dois *wetlands* retangulares com fundo em forma de tronco de cone, ambos com volume total de $1,19 \text{ m}^3$; coeficiente volumétrico (CV) de $0,54 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1} \text{ m}^{-2}$, preenchidos com camadas sobrepostas de substrato até aproximadamente, 0,15 m de sua borda superior (volume reservado para se evitar transbordamentos em função de picos de precipitações pluviométricas ou entupimento).



Obs: Todas as medidas em mm

Figura 6. Detalhes de medidas dos *wetlands* construídos - $V \text{ útil} = 1,19 \text{ m}^3/\text{un.}$

Fonte: César Neitzke

Os tanques *wetlands* receberam reforço estrutural de barras de ferro fundido de 0,5 cm de espessura. O *wetland* do segundo estágio também foi dotado de canos distribuidores de PVC (0,5 polegadas) perfurados com espaçamento de 10 cm.

O leito de filtragem ficou assim constituído: 20% de pedra britada nº 4, 10% de brita nº 1, e finalmente 70% de areia média, conforme detalhamento apresentado na Tabela 8.

Tabela 8. Esquema de preenchimento do leito filtrante por unidade construída

Substrato	Volume (m ³)	Altura (m)
Brita nº 4	0,19	0,13
Brita nº 1	0,10	0,07
Areia média	0,66	0,45

O leito de secagem (Figura 7), também foi construído em forma retangular com fundo piramidal com capacidade de acondicionamento/desidratação de 0,75 m³ de lodo. Ficou disposto abaixo da linha de escoamento das demais unidades, de modo que a drenagem dos mesmos para remoção de lodo fosse ocorrer por gravidade, sem necessidade do auxílio de bombas.

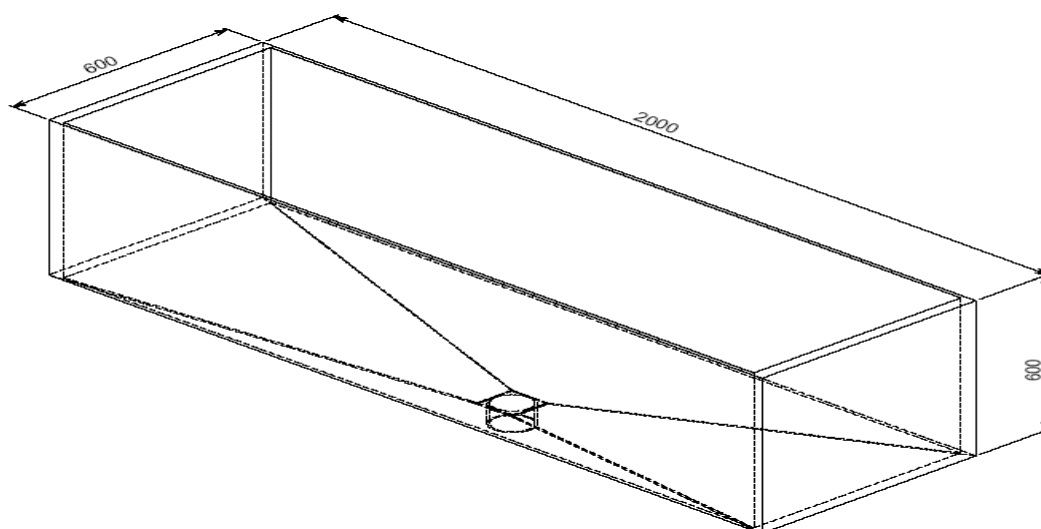


Figura 7. Perfil Leito de Secagem.

Fonte: César Neitzke

Todos os protótipos foram dispostos sobre bancadas de ferro, de modo a facilitar a operação, controle e monitoramento do sistema, inclusive eventuais transferências para outros locais de estudo.

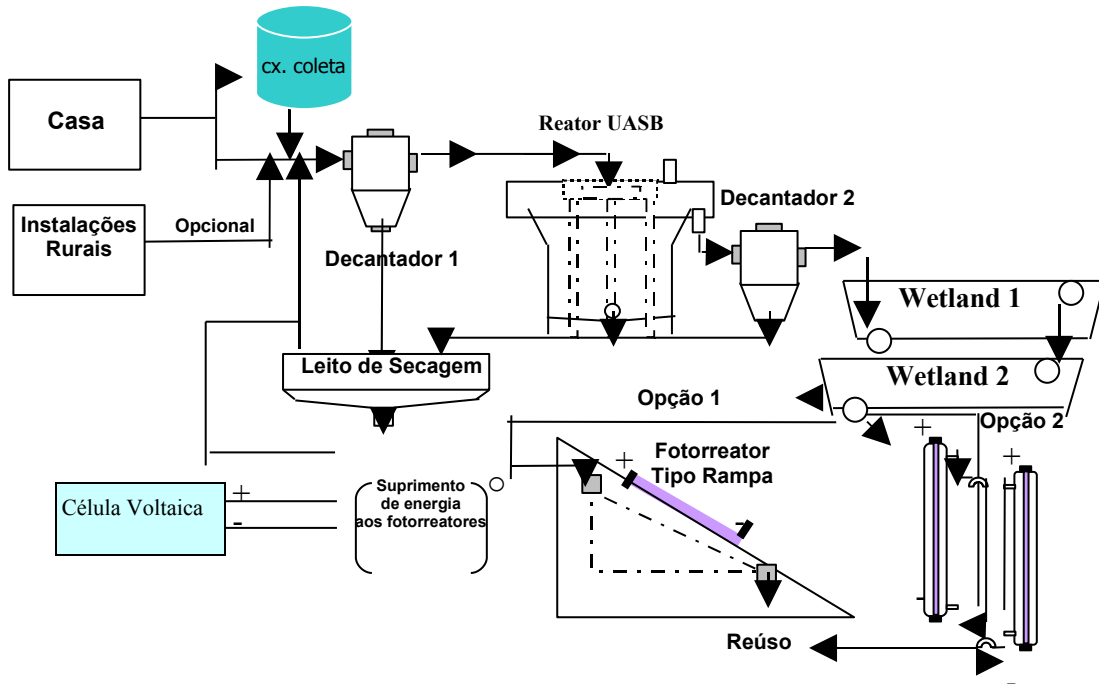


Figura 8. Lay-out da unidade integrada

Fonte: César Neitzke

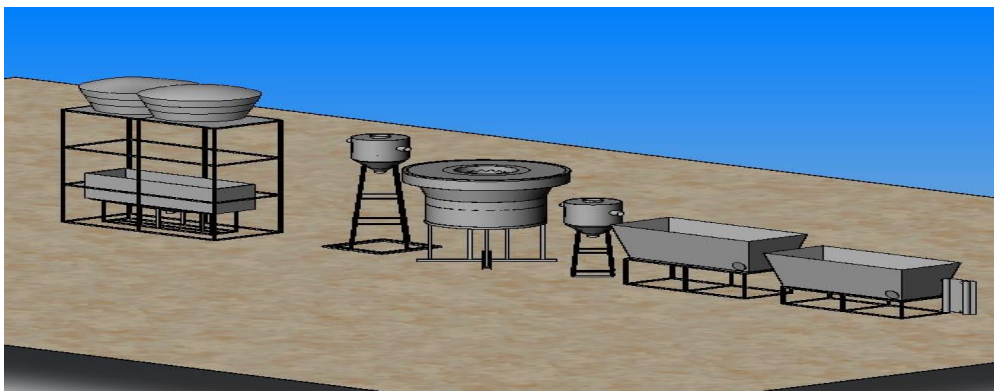


Figura 9. Unidade piloto de tratamento

Fonte: César Neitzke

3.3 Operação da ETE de saneamento domiciliar

O esgoto utilizado foi coletado diretamente da rede de esgotos do campus da UNISC, após passagem por gradeamento e condução para tanque de equalização de 50.000 litros. O bombeamento para caixa armazenadora da unidade piloto (caixa de polietileno de 500 L de volume útil) foi realizado com frequência diária. Este carregamento foi efetuado com auxílio de bomba centrífuga de 1 HP.

Os seis módulos de tratamento que compunham o sistema ficavam equidistantes 0,60 m uns dos outros, agrupados de forma linear. A ilustração abaixo (Figura 10) apresenta foto panorâmica do sistema implantado.



Figura 10. Vista panorâmica da unidade piloto implantada na UNISC com detalhe do *wetland*

A aplicação do esgoto primário foi feita de forma contínua na superfície dos módulos, uma vez a cada dois dias, no turno da manhã. Considerando-se uma contribuição média de 130 litros diários de esgoto por habitante (NBR 7229/93) - da ABNT, para residências unifamiliares de classe média de 5 pessoas, simulou-se uma vazão média de 35 litros horários, ou seja, 33% superior à recomendação teórica.

O tempo de detenção hidráulico – TDH, do esgoto na unidade UASB foi de 38 horas.

Os *wetlands* construídos foram projetados para trabalhar em condições anaeróbias, aeróbias e anóxicas, o que favorece a remoção de nutrientes. O tempo de detenção hidráulica para os *wetlands* foi de 32 horas e o coeficiente volumétrico de $0,54 \text{ m}^3\text{d}^{-1}\text{m}^{-2}$, totalizando 1,5 dias de detenção hidráulica.



As mudas das espécies vegetais (macrófitas emergentes) foram coletadas às margens de manancial hídrico, em pontos distintos, próximos ao local de estudo, e escolhidas levando-se em consideração o fato das mesmas serem abundantes e pioneiras da região. O tipo de plantas também foi escolhido em virtude do sistema de escoamento e substrato adotados. Foram utilizados inicialmente o Capim Napier (*Pennisetum purpureum*) na primeira fase do projeto (abril-agosto), e posteriormente, na segunda fase, o Capim Capivara (*Typha sp.*) entre (setembro-novembro). O plantio ocorreu em abril de 2007, concomitante a aplicação do esgoto, numa quantidade de 30 mudas por módulo, morrendo poucas mudas, as quais não foram retiradas do sistema, nem replantadas.

A partir da segunda metade de abril de 2007, quinzenalmente, por um período de quatro meses (1ª fase); e semanalmente, pelos demais quatro meses subsequentes (2ª fase), foram coletadas amostras de efluentes na entrada e saída dos módulos de tratamento. As amostras foram submetidas ao monitoramento analítico e os resultados foram utilizados no cálculo de eficiência na remoção de atributos do esgoto. As amostras e análises foram realizadas na própria Universidade, empregando-se a sonda multiparâmetros IQ Sensor Net WTW.

3.4 Caracterização analítica dos efluentes

Os procedimentos de caracterização analítica dos efluentes estudados envolveram parâmetros gerais de carga poluente, entre eles: COT; DQOt; DQOd; DBO; SST, Turbidez; $\text{NH}_4\text{-N}$; NH_4 ; $\text{NO}_3\text{-N}$; NO_3 ; pH e Temperatura. Tais determinações foram feitas com a sonda multiparâmetros IQ Sensor Net WTW. Em situações de determinações por via úmida foram observados os procedimentos de coleta, preservação e determinação recomendados em APHA, (1998).

A maioria das análises foram executadas imediatamente após a coleta, na entrada e saída dos módulos de tratamento, não necessitando de conservação das amostras.

Foram realizadas coletas complementares para determinação de fósforo total e coliformes termotolerantes, sendo que os encaminhamentos de análise foram feitos pelo Laboratório da Central Analítica da UNISC.



A Tabela 9 apresenta os métodos dos principais parâmetros analíticos caracterizados, assim como as faixas de concentração (amplitude de leitura) conforme indicações da sonda.

Tabela 9. Métodos analíticos para caracterização dos efluentes da unidade piloto.

Tipos de Análise	Método	Princípios	Faixas de Concentração por Parâmetro (Amplitude)
DQO _t	IQ Sensor NET WTW	Espectrofotométrico/ Quimiométrico	0 – 800 mg L ⁻¹
DQO _d	IQ Sensor NET WTW	Espectrofotométrico/ Quimiométrico	0 – 800 mg L ⁻¹
DBO	IQ Sensor NET WTW	Espectrofotométrico/ Quimiométrico	0 – 500 mg L ⁻¹
COT	IQ Sensor NET WTW	Espectrofotométrico/ Quimiométrico	0 – 4000 mg L ⁻¹
SST	IQ Sensor NET WTW	Ótico/Nefelométrico/ Quimiométrico	0 – 400 mg L ⁻¹
TURBIDEZ	IQ Sensor NET WTW	Ótico/Nefelométrico/ Quimiométrico	0 – 4000 NTU
NH ₄ -N	IQ Sensor NET WTW	Espectrofotométrico/ Quimiométrico	0 – 1000 mg L ⁻¹
NH ₄ ⁺	IQ Sensor NET WTW	Espectrofotométrico/ Quimiométrico	-
NO ₃ -N	IQ Sensor NET WTW	Espectrofotométrico/ Quimiométrico	0 – 1000 mg L ⁻¹
NO ₃ ⁻	IQ Sensor NET WTW	Espectrofotométrico/ Quimiométrico	-
Temperatura	IQ Sensor NET WTW	Eletrométrico	-
Coliformes Termotolerantes	Tubos Múltiplos	Princípio de Diluição para Extinção/Equação de Thompson	-
pH	Eletroquímico	Potenciométrico	-
Fósforo Total	Colorimétrico/Molibdato de Amônio	Espectrofotométrico	-

Fonte: o autor

O equipamento de leitura das amostras (sonda) é utilizado em corrente bi-volt, dispensando tempo prévio de estabilização. Os sensores, conforme princípios indicados na Tabela 8, foram imersos em um volume mínimo de amostras de 10 litros, procedendo-se sequencialmente na seleção dos parâmetros de leitura nas faixas de concentração adequadas.



3.5 Procedimentos de tratamento

Os ensaios de tratabilidade do efluente foram realizados no Laboratório do Campus central da UNISC. O efluente bruto foi coletado diretamente do tanque de equalização da ETE da Universidade.

Para analisar as propriedades físico-químicas dos efluentes nas diferentes etapas (módulos) de tratamento foi utilizada a sonda multiparâmetros IQ SensorNet da WTW. Este IQ Sensor utiliza uma sonda CarboVis 700/5 IQ TS que é um sensor on-line para determinações in-situ de compostos de carbono e seus parâmetros agregados (DBO, DQO, TOC, DQO total, DQO dissolvida e COD). A leitura de parâmetros como turbidez, SST e temperatura foi feita por uma terceira sonda Viso Turb 700 IQ, que também compõe o equipamento. O sensor utiliza o princípio da espectrometria de luz UV visível.

Para a determinação dos compostos de nitrogênio foi empregado outro sensor do tipo VARION PLUS 700 IQ da mesma empresa. Este sensor permite a medida de $\text{NH}_4\text{-N}$, NH_4^+ , $\text{NO}_3\text{-N}$ e NO_3^- . Esta sonda permite também monitorar a temperatura do efluente. Somente aqueles parâmetros que não podiam ser monitorados com a sonda foram submetidos à análise de laboratório, dentre os quais podem ser citados: NTK, Fósforo, e Coliformes Termotolerantes. Para o oxigênio dissolvido eventualmente medido, foi usado um Oxímetro da marca DIGIMED. A análise do pH foi realizada com pHmetro digital Digimed modelo DMPH2 a temperatura ambiente.

Um dos problemas encontrados, para a instalação de estações de tratamento de esgoto são os odores exalados devido a liberação de gases. Os principais gases formados nas reações destinadas ao tratamento de esgoto são: o nitrogênio (N_2), o gás carbônico (CO_2), o metano (CH_4), o gás sulfídrico (H_2S), o Oxigênio (O_2) e o Hidrogênio (H_2).

A legislação brasileira, que estabelece padrões para a emissão de gases é a Resolução CONAMA nº 3, de 28 de junho de 1990. O excesso de H_2S nos tratamentos biológicos pode causar: a inibição do processo; aceleração da degradação dos equipamentos; corrosão da estrutura e aumento no consumo de oxigênio.

A radiação ultravioleta é gerada a partir de lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio, que emitem a maior parte de sua energia (85 a 90 %) no comprimento de onda de 253,7 nm, que é efetiva na inativação de microrganismos.



3.6 Processamento dos Dados

Para os cálculos estatísticos determinou-se o índice de eficiência no tratamento de esgoto pela utilização da equação Eficiência = quociente resultante da entrada dividido pela saída, em que, Eficiência = índice de eficiência do tratamento para determinado atributo; entrada = teor médio de um determinado atributo do esgoto bruto e saída = teor de um determinado atributo do efluente, após passar pelo módulo de tratamento.

Matematicamente tem-se que:

- Cálculo da eficiência do processo (E):

$$E = \frac{(S_0 - S)}{S_0} \cdot 100$$

onde:

E = Eficiência (%)

S_0 = Afluente (mgL^{-1})

S = Efluente tratado (mgL^{-1})

Os teores médios dos atributos do esgoto bruto foram utilizados em substituição aos teores verificados em cada uma das análises, em função das coletas de esgoto bruto e tratado terem sido realizadas no mesmo dia. Como o tempo de detenção médio da unidade integrada foi de 1,5 dias (desconsiderando-se as perdas de água por evapotranspiração e ganhos por precipitação pluvial nos *wetlands*), o material de saída correspondia àquele aplicado 1,5 dias antes.



4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Dados analíticos dos efluentes brutos

A caracterização analítica dos efluentes foi iniciada a partir das determinações de padrões gerais apresentados na Tabela 10. Os dados de caracterização do efluente no tanque equalizador foram obtidos a partir do trabalho realizado por DUMMER, (2007), o qual integra projeto conjunto com esta dissertação de projeto financiado pela Fundação de Apoio à Pesquisa no Rio Grande do Sul (FAPERGS). As determinações dos efluentes do tanque equalizador foram restringidas posteriormente para o monitoramento do reservatório da unidade experimental em escala piloto.

Tabela 10. Dados de caracterização do efluente do tanque equalizador.

Parâmetro	Mínimo	Valores Médios	Máximo	Resolução CONSEMA/RS 128/2006
DQO _t (mg L ⁻¹)	70,20	169,39	199,20	≤ 400
DQO _d (mg L ⁻¹)	46,70	73,59	89,60	-
DBO (mg L ⁻¹)	90,00	147,40	190,10	≤ 180
COT (mg L ⁻¹)	252,00	389,50	513,00	-
SST (mg L ⁻¹)	25,00	78,30	150,00	≤ 180
TURB (mg L ⁻¹)	45,00	89,00	160,00	-
NH ₄ -N (mg L ⁻¹)	26,80	56,45	76,10	≤ 20
NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	65,50	70,70	75,90	-
NO ₃ -N (mg L ⁻¹)	0,10	0,33	0,70	-
Fósforo Total * (mg L ⁻¹)	-	7,17	-	-
Coliformes Termotolerantes * (NMP/100 mL)	-	3,5 X 10 ⁵	-	-
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	2,00	2,45	2,90	-
Temperatura (°C)	-	15,6	-	≤ 40
pH	7,87	8,12	8,45	6,5 - 8,5

* Não há limites máximos estabelecidos pela legislação estadual para uma vazão máxima de lançamento de até 200 m³dia⁻¹.

Fonte: DUMMER, (2007).

Conforme comparativo da carga do efluente bruto médio com os valores máximos permitidos pela Resolução CONSEMA 128/2006, observou-se que os níveis mais controlados de lançamento em vazões de até $20 \text{ m}^3/\text{dia}^{-1}$ se concentram na DQOt, DBO, nitrogênio amoniacal e sólidos suspensos. Isto deve-se ao fato, de que a carga poluidora derivada de efluentes sanitários são potencialmente ricos nestes compostos, conforme já representado anteriormente na Tabela 4. Quanto a carga orgânica, mesmo apresentando coliformes termotolerantes, o órgão estadual faculta lançamentos sem controle de parâmetros destes organismos, quando em vazões inferiores a $200 \text{ m}^3/\text{dia}^{-1}$. Assim sendo, foram considerados para otimizações da planta piloto de tratamento, quase todos parâmetros anteriormente descritos, o que também se relacionou com a limitação das determinações da sonda multiparâmetros empregada.

4.2 Ensaios de tratamento

4.2.1 *Wetlands* seqüenciais com o capim *Napier*

Os ensaios de tratamento da unidade de saneamento proposta tiveram duração de oito meses, considerando-se a utilização de dois tipos de vegetais: *capim Napier* e a *Typha sp* (Taboa).

A primeira fase dos estudos, com utilização do capim *Napier*, também conhecido como capim elefante, foi monitorada em termos das reduções de DQO, nitrogênio amoniacal e nitrato. Os dados são apresentados nas Figuras 11-13.

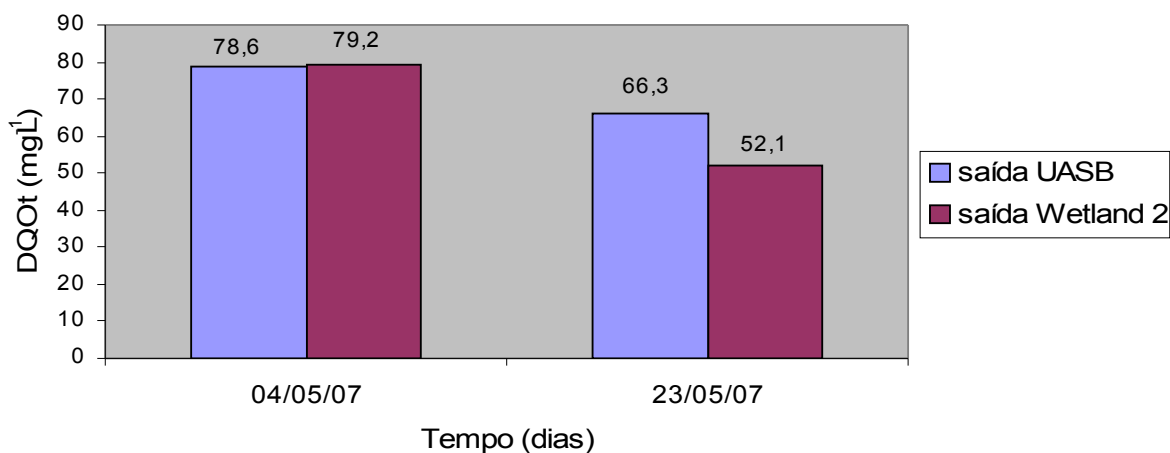


Figura 11. Redução de material carbonáceo nas etapas seqüenciais de anaerobiose e fitorremediação.

Na fase inicial de monitoramento, dois pontos de amostragem foram adotados: saída do reator UASB e dos *wetlands*. As limitações dos dois pontos estiveram atreladas com as limitações de válvulas de amostragem, caracterizando apenas as reduções de DQO por anaerobiose e o duplo estágio dos *wetlands*.

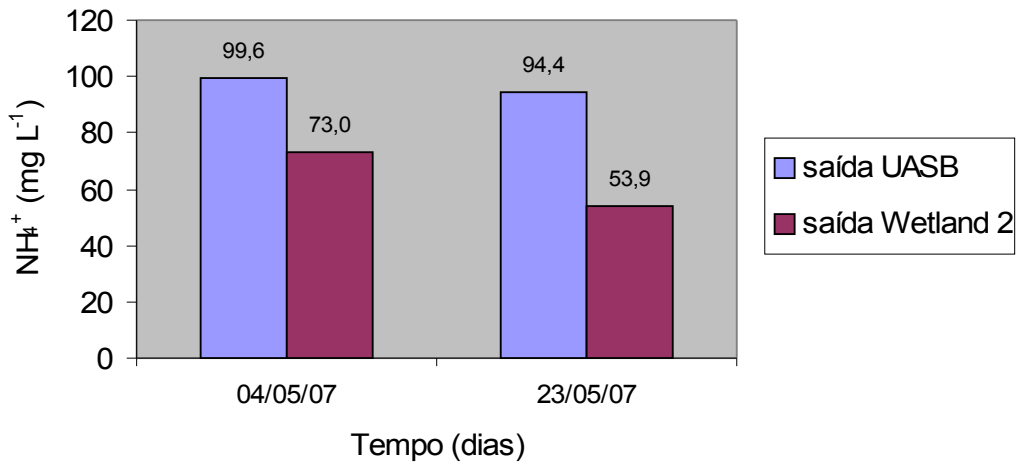


Figura 12. Redução de nitrogênio amoniacal nas etapas seqüenciais de anaerobiose e fitorremediação.

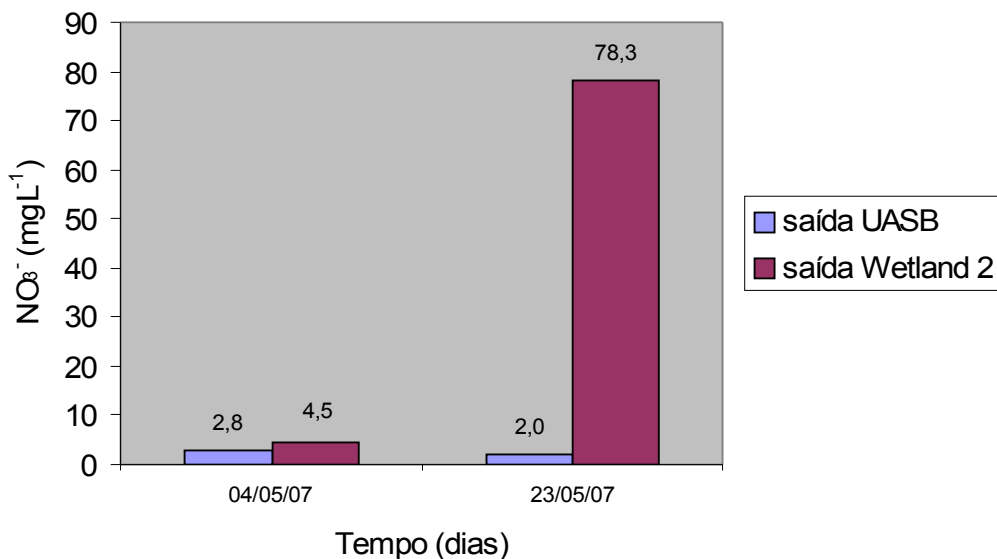


Figura 13. Redução de nitrato nas etapas seqüenciais de anaerobiose e fitorremediação.

As Figuras 12 e 13 demonstram que as reduções de nitrogênio estão atreladas com a oxidação da forma amoniacal para nitrato e com a dependência de troca com o sistema radicular das macrófitas da forma de nitrogênio oxidada.

A partir das Figuras 14, 15 e 16 podem-se observar o maior número de etapas de amostragem, as quais foram implementadas para o melhor controle de desempenho das etapas de tratamento.

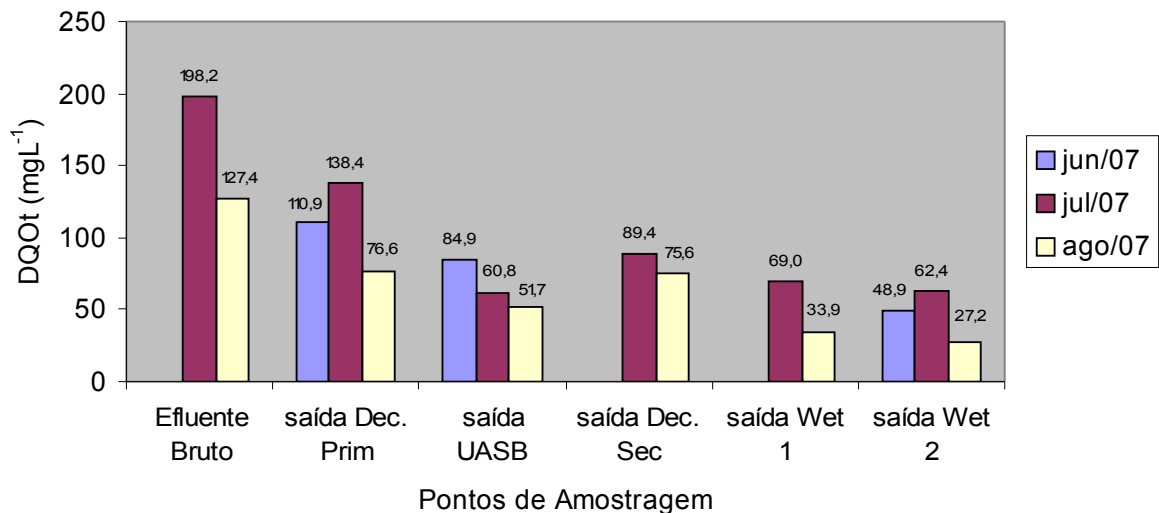


Figura 14. Redução de material carbonáceo nas etapas sequenciais de anaerobiose e fitorremediação.

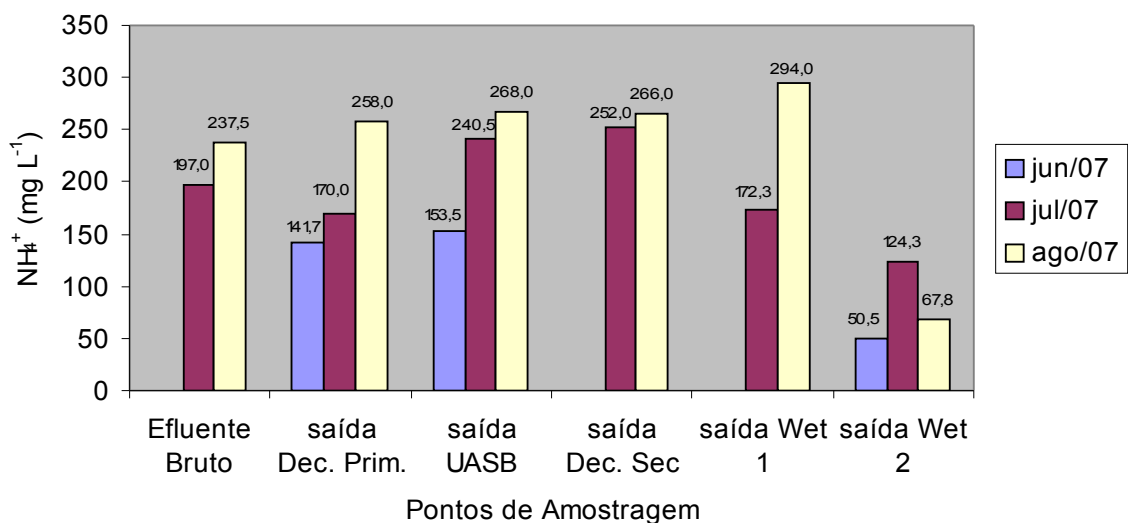


Figura 15. Redução de nitrogênio amoniacal nas etapas sequenciais de anaerobiose e fitorremediação.

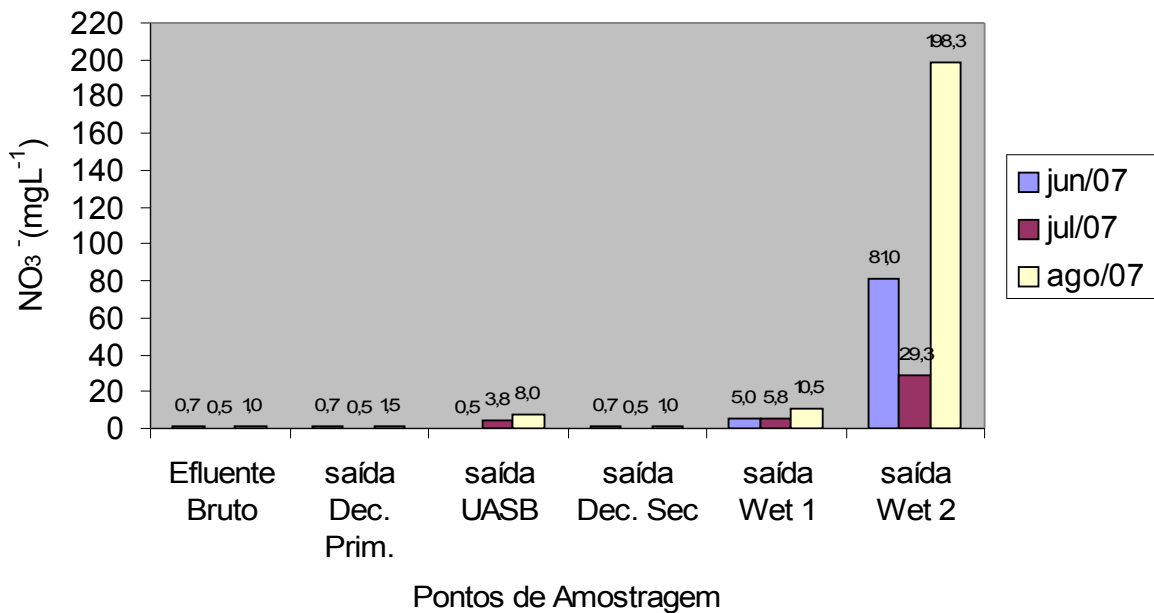


Figura 16. Redução de nitrato nas etapas seqüenciais de anaerobiose e fitorremediação.

Os dados exibidos nas figuras 14-16 significam um conjunto de tendências típicas para anaerobiose, de forma predominante até a chamada etapa de saída do *wetland* 1. Nesta seqüência de etapas a significativa redução de DQOt (71,6%) é acompanhada da elevação da concentração de nitrogênio amoniacal. Paralelamente a esta tendência há uma manutenção do pH entre 7,5 e 8,0. No entanto uma inversão desta tendência é observada na saída do *wetland* 2, justamente no sistema que apresenta fluxo descendente.

A explicações de comportamento para redução de nitrogênio amoniacal e crescimento do nitrogênio nitrato estão embasadas em fundamentos teóricos por BRIX, (1993); REDDY & D'ANGELO, (1997); REED, CRITES & MIDDLEBROOKS, (1995); METCALF & EDDY (2003), e demonstram a capacidade do sistema construído em reduzir 62,8 % de nitrogênio amoniacal em nitrato.

Outro aspecto significativo são as elevações de concentração de nitrogênio amoniacal ao longo dos meses de junho, julho e agosto, e nitrogênio nitrato na saída do *wetland* 2. O aumento do filme microbiano nos *wetlands* pode explicar a maior intensidade de variação da carga nitrogenada nestes períodos.

Do ponto de vista das variações da carga amoniacal no efluente bruto, cabe associar as características dos efluentes gerados no Campus central da UNISC. As contribuições de



geração de esgoto no Campus, dizem respeito ao uso de mictórios. Isto caracteriza um perfil de contribuição de maior carga de compostos nitrogenados associados à urina humana. Também deve ser relacionado o fato da intensa atividade anaeróbia na unidade de tratamento do Campus central até a etapa de equalização dos efluentes.

As reduções de demanda química de oxigênio apresentam valores de 72% da DQO inicial na etapa de anaerobiose, enquanto que alguns relatos da literatura apresentam reduções de 60% (SOUZA et al., 2000). A etapa de fitorremediação responde por 65% de redução do nitrogênio amoniacal, sendo que o crescimento da concentração de nitrato é específica do *wetland 2*. A diferença das formas de concentração de nitrogênio nos *wetlands 1* e *2* corresponderia ao valor de nitrificação/desnitrificação e absorção via sistema radicular, que neste caso é mais expressiva no mecanismo de nitrificação, pois os valores reduzidos da carga amoniacal são acrescidos quase que totalmente à carga de nitrogênio nitrato da Figura 16.

4.4.2 *Wetlands* seqüenciais com a *Typha sp.*

A plantação da *Typha sp* nos *wetlands* construídos estabelece a segunda fase de testes com a unidade de saneamento. A partir de agosto, e portanto em período sazonal mais adequado para o crescimento vegetal, foram observados os mesmos pontos de amostragem do sistema com capim *Napier* (Figuras 17, 18 e 19).

Os maiores valores de nitrogênio amoniacal observados são atribuídos a problemas operacionais da ETE-UNISC, pois ocorreram desvios do abastecimento da ETE e o tempo de detenção hidráulico no tanque equalizador promoveu anaerobiose em maior atividade. Também deve ser considerado que no período de novembro ocorre diminuição de pessoas no Campus central.

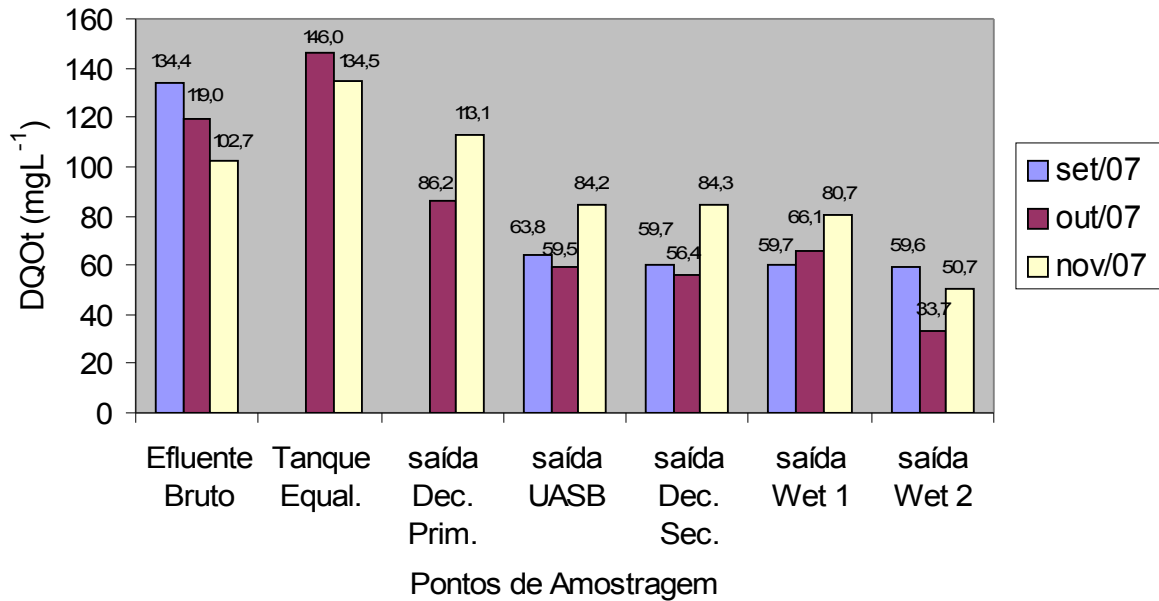


Figura 17. Redução de material carbonáceo nas etapas seqüenciais de anaerobiose e fitorremediação.

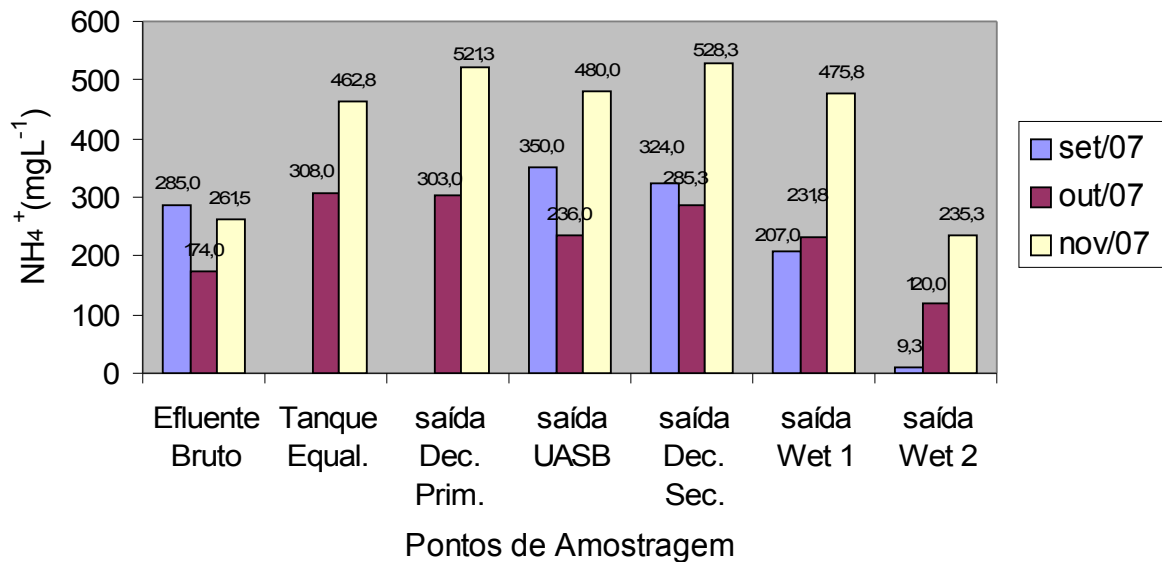


Figura 18. Redução de nitrogênio amoniacal nas etapas seqüenciais de anaerobiose e fitorremediação.

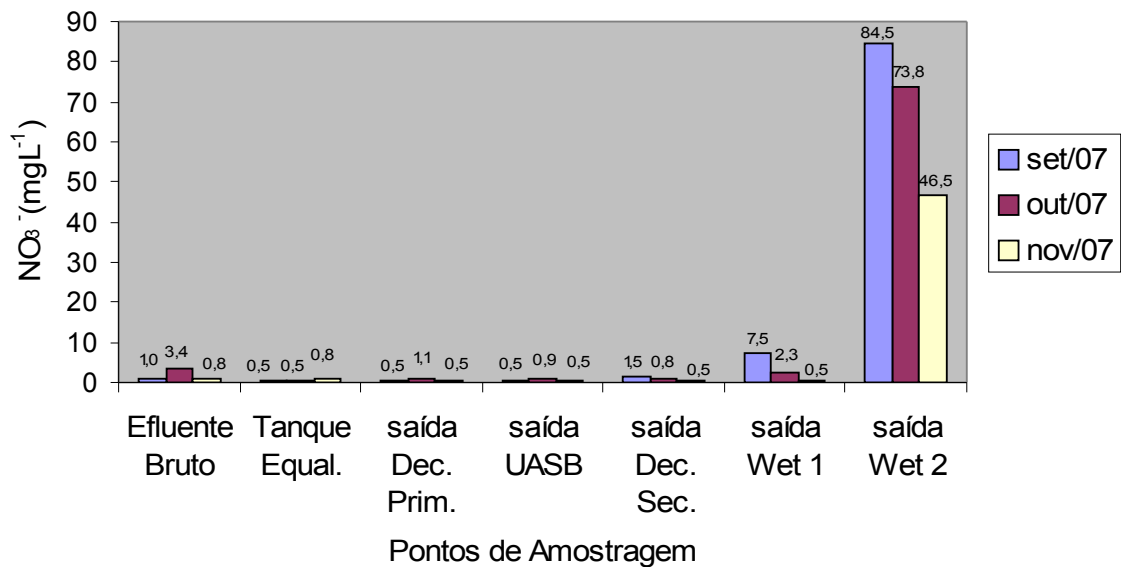


Figura 19. Redução de nitrato nas etapas seqüenciais de anaerobiose e fitorremediação.

O comparativo de redução do nitrogênio amoniacal a nitrato com a *Typha sp.* demonstram, primeiramente, que os valores do efluente bruto de nitrogênio amoniacal apresentam uma tendência de redução que pode estar associada a saturação do substrato dos *wetlands*. Ao mesmo tempo, a redução do nitrogênio amoniacal entre os *wetlands* 1 e 2, ainda confirmam o mecanismo predominante de assimilação e nitrificação/denitrificação existentes. Esta verificação é confirmada, pois as reduções de nitrogênio amoniacal observadas na Figura 15, não são totalmente acrescidas na elevação de nitrogênio nitrato observados na Figura 19.

Os mesmos perfis de variação para a carga poluente foram observados ao longo do sistema, destacando-se, no entanto a maior atividade de denitrificação e absorção dos nutrientes entre os *wetlands* 1 e 2.

Conforme análise dos resultados constatou-se a necessidade de aumento de área de contato e conseqüente diminuição da carga volumétrica do sistema *wetlands*, pois, conforme BRIX, (1993), o aumento do tempo de detenção hidráulica, com regime de fluxo horizontal poderá aumentar a eficiência de remoção de nitrogênio.

Vale destacar que o custo de operação e manutenção do sistema de tratamento é muito pequeno, se restringindo apenas a bomba de recalque (se ela existir), a limpeza do local do sistema e poda anual da vegetação dos leitos cultivados.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

Após análise de diversos projetos, verificou-se que, em estações simplificadas de tratamento de esgotos para locais com população inferior a 1000 habitantes, justificar-se-ia a implantação de pequenos reatores UASB. O aproveitamento da maior eficiência do reator UASB, seguido de *wetlands* construídos em regime alternado, aliados a operação simplificada, credenciam a proposta ora apresentada a uma vantajosa revisão dos projetos padrões de estações de tratamento de esgotos de pequeno porte.

O sistema de saneamento proposto é compacto modular, caracteriza-se pela ausência de produtos químicos, requer pequena área de implantação, nenhum consumo energético (uso de força gravitacional), não necessita mão-de-obra especializada e proporciona recuperar nutrientes através da biomassa gerada nos *wetlands*.

Na análise do parâmetro nitrogênio amoniacal, observou-se remoções significativas na saída do *wetland* 1 e entrada do *wetland* 2, em virtude de que o efluente percolava no 1º *wetland* no sentido de fluxo sub-superficial ascendente (sistema anaeróbio, anóxico e aeróbio) e descendente no 2º *wetland* (sistema aeróbio, anóxico e anaeróbio) de modo que o duplo estágio aeróbio favorecia a nitrificação, com conversão do nitrogênio amoniacal a nitrato. Conforme resultados obtidos, este processo foi intensificado pelo mecanismo da fitorremediação, na qual a conjugação: substrato dos filtros + raízes das plantas (rizosfera), assimilaram parte do nitrogênio reduzido.

Não foram constatadas diferenças significativas de redução dos parâmetros analíticos avaliados em relação ao tipo de planta. No entanto, observou-se que o Capim *Napier* adaptou-se melhor no *wetland* 2 (fluxo descendente), enquanto que a *Typha sp.* adaptou-se melhor no regime alagado ascendente (*wetland* 1). Portanto, fica evidenciado a oportunidade de constituir-se sistema seqüencial misto - *Typha* e *Napier*, além do que, este último, também pode servir para alimentação animal.



Com relação ao aspecto climatológico, a *Typha sp.* apresentou ótimo desempenho e rusticidade, enquanto que o *Napier*, inadequação sazonal, com morte das plantas no período de inverno (geada).

Conforme os resultados, a eficiência do sistema para remoção da matéria carbonácea, expressa como DQO_t, variou de 60% a 75%, enquanto que para nitrogênio amoniacal essa percentagem foi de 50 a 63%. Portanto, o efluente final produzido pela mini ETE apresentou baixa concentração de matéria orgânica, porém alta concentração de macronutrientes (nitrogênio e fósforo), inviabilizando o lançamento direto nos corpos hídricos receptores. Ocorre, que os mesmos podem ser utilizados na irrigação de culturas oleríferas, cerealíferas e arbóreas. No entanto, potenciais aplicações destes efluentes em fertirrigação somente poderão ser viabilizadas mediante acompanhamento agrônomo adequado para as características do solo e cultura.

Considerando que as concentrações médias de nitrogênio amoniacal e nitrato no efluente final (*wetland 2*), ao longo dos 8 meses foram superiores a 75 e 40 mgL⁻¹, respectivamente, recomenda-se a aplicação deste efluente final em culturas ávidas por nitrogênio, tais como, espécies gramíneas (PEREIRA, M. G. et al., 2001, 2003, 2005).

Apesar dos resultados promissores quanto a aplicação do sistema UASB + *wetlands* alternados, a remoção de nitrogênio amoniacal se mostrou aquém de possível em um sistema anaeróbio/misto, apontando a necessidade de estudos adicionais com vistas à otimização dos sistemas.



SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Modificações no regime de fluxo de entrada de efluente nos wetlands, de modo que o 2º wetland também possa operar em sentido sub-superficial ascendente, adequando-se os fatores de carga;
- Considerar os resultados do sistema, tratando efluentes com alta carga orgânica;
- Aumentar a área superficial de contato e TDH dos *wetlands*;
- Estudar efeitos de tratamento terciário, através do uso da radiação UV para desinfecção de organismos patogênicos;
- Redimensionar reator UASB de acordo com vazão afluente para melhor otimização do processo de tratamento;
- Aprofundar análise dos efeitos da nitrificação e desnitrificação simultâneas, organismos envolvidos e suas reações;
- Aproveitar e quantificar a geração de biogás do sistema UASB;
- Quantificar custos de implantação do sistema de tratamento integrado.

Não obstante, a unidade construída, permitirá a realização de experiências com diversos materiais e métodos executivos, visando nortear a implantação de Sistemas de Esgotamento Sanitário otimizados, em função das limitações financeiras na realidade das obras, muitas vezes em condições pouco favoráveis à prática da construção moderna.



REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas, NBR 13969: Tanque sépticos, unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas, NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.

ALMEIDA, R. A.; MARQUES, N. A . Tratamento de esgoto com plantas: sistema zona de raízes. In: PRÊMIO CREA Goiás de Meio ambiente 2004: compêndio dos trabalhos premiados. Goiânia: Conselho Regional de Engenharia Arquitetura e Agronomia do Estado de Goiás, 2005. p. 115-134.

ALVES, C. V. P. Ampliação de escala e avaliação de um fotorreator simplificado de radiação ultravioleta na desinfecção de esgotos tratados. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, 2003.

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

APHA, AWWA, WEF. Microbiological examination. In: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th ed., Washington, 1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - ABES. Disponível em <<http://www.saneamento.poli.ufrj/documentos>. Acesso em 20/agosto/05.

BARROS, R. T. V.; CHERNICHARO, C. A. L.; HELLER, L.; VON SPERLING, M. Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios. V. 2 – Saneamento, Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1995.

BEEKMAN, G. B. Qualidade e Conservação da água. In: ENCONTRO NACIONAL DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL, 1996, Brasília. Conferência...Brasília: Associação Brasileira das Entidades de Assistência Técnica e Extensão Rural, 1996.

BEEKMAN, G. B. Water conservation, recycling and reuse. In: BISWAS, A. K., *International Journal of Water Resources Development*. Oxfordshire: Carfax, 1998. vol. 14, p. 353-364.



BOF, V. S., SANT'ANA, T. D., WANKE, R., SILVA, G. M., SALIM, F. P. C., NARDOTO, J. I. O., NETTO, E. S., PEGORETTI, J. M. ETES compactas associando reatores anaeróbios e aeróbios ampliam a cobertura do saneamento no estado do Espírito Santo – Anais do XXVII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, João Pessoa, 2001.

BRIX, H. Wastewater treatment in constructed wetlands system desing, removal processes and treatment performance. In: MOSHIRI, G.A (Ed.). *Constructed wetlands for water quality improvement*. Boca Raton: CRC Press, 1993. p.9-22.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores anaeróbios. Belo Horizonte: UFMG, 1997.

CHERNICHARO, C. A. L. (coord.) Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Rio de Janeiro: FINEP, 2001.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN HAANDEL A. C.; CYBIS L. F. Introdução. In: PROSAB – PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, 2001, p. 19-34.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE – CONSEMA. Resolução n° 128, de 24 de novembro de 2006. Dispõe sobre a fixação de padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Diário Oficial do Estado. Porto Alegre, 2006.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA (Brasil). Resolução n° 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, ano 142, n. 53, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63.

COREDE/VRP – CONSELHO REGIONAL DE DESENVOLVIMENTO DO VALE DO RIO PARDO. Relatório Síntese do Diagnóstico da Bacia do Pardo. 1998.

CRITES, R. & TCHOBANOGLIOUS, G. (1998). *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*. McGraw-Hill, E.U.A.

DACACH, N. G. *Tratamento primário de esgoto*. Rio de Janeiro: Editora Didática e Científica. 1991.

DUMMER, M. L. Uso de reator compartimentado para remoção de carga orgânica e de nutrientes a partir de efluentes urbanos. Dissertação de Mestrado. Universidade de Santa Cruz do Sul, 2007.

ECOPLAN Engenharia. Termo de Contrato de Obras e Serviços de Engenharia n. 001/04: Consolidação do Conhecimento sobre os Recursos Hídricos da Bacia do Rio Pardo e Elaboração do Programa de Ações da Sub-Bacia do Rio Pardinho – Relatório Síntese do Diagnóstico - RD –A, dez. 2005.



EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa em Aves e Suínos. Manejo de dejetos de suínos. Concórdia, 1998. 31 p. (Boletim Informativo de Pesquisa, 11)

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA, 2003. <www23.sede.embrapa.br:8080/aplic/fontes.nsf/25db1608b91700f703256567006943f4/82628ft196bf8>.

FERNANDEZ, C. Esgotos sanitários. João Pessoa: Editora da UFPb, 1997.

FERNANDEZ, L. C. & GARRIDO, R. J. Economia dos recursos hídricos. Salvador: EDUFBA, 2002.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ECONOMIA E ESTATÍSTICA – FEE, 2004 (Rio Grande do Sul). Disponível em: <<http://www.fee.tche.br/sitefee/pt/content/capa/index.php>>

HAMMER, D. A. Constructed wetlands for wastewater treatment, municipal, industrial and agricultural. Chelsea: Ed. Lewis Publishers, 1989. 235 p.

HELLER, L. & NASCIMENTO, N. O. Pesquisa e desenvolvimento na área de saneamento no Brasil: necessidades e tendências. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 10, n. 1, p. 24-35, 2005.

HENZE, M.; HARREMOES, P.; JANSEN J. L. C., ARVIN, E (1990). Recirculating Sand Filters for Treatment of Synthetic Dairy Parlor Washings. Department of Civil Engineering, National University of Ireland, Galway, Ireland. Water Science and Technology. Vol 37 No 1 pp 233-241

HESPANHOL, I. Água e saneamento básico – uma visão realista. In: Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação. Coordenação de Aldo Rebouças, Benedito Braga e José Galizia Tundisi. Editora Escrituras, 1999.

HUNTER & HEUKELEKIAN (1965). The Composition of Domestic Sewage Fractions, J. Water Pol. Control Fed. 37:1142:1163.

BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Diretoria de Pesquisas. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. *Coordenação de População e Indicadores Sociais*. Rio de Janeiro: IBGE, 2000.

LABER, J.; PERFLER, R.; HABERL, R. Two strategies for advanced nitrogen elimination in vertical flow constructed wetlands. Water Science Technology, v.35, n.5, p.71-77, 1997.

LETTINGA, G. Introduction. In: *International course on anaerobic treatment*. Wageningen Agricultural University / IHE Delft. Wageningen, 17-28 Jul 1995.

MAZOLLA, M. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluentes de reator anaeróbio compartimentado. Campinas: UNICAMP, 2003, 99p.



McGHEE, T. J.; STEEL, E. W. *Water supply and sewerage*. 6th ed. Columbus: McGraw-Hill, 1991. 602 p.

METCALF & EDDY, *Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse*. 4 ed. McGraw-Hill. 2003, 1819 p.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E ABASTECIMENTO, 2005. Disponível em <http://www.cnpdia.embrapa.br/menuleft_desenv_produtos_fossa.html>. Acesso em: 15/jul/07.

NOUR, E. A. A. Tratamento de Esgoto Sanitário Empregando-se Reator Anaeróbio Compartmentado. Tese de Doutorado – São Carlos: EESC/USP, 266 p., 1996.

NOUR, E. A. A.; STEFANUTTI, R.; CORAUCCI FILHO, B.; FIGUEIREDO, R. F.; KLUSENER FILHO, L. C.; BROLEZE, S. T. Pós-tratamento de efluente de filtro anaeróbio: modelo reduzido em valas de filtração - ABNT 7.229/1993. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Porto Alegre, Brasil, 2000. v. 1, p. 1-5.

NUVOLARI, A. As diversas opções de tratamento de esgoto sanitário. In: NUVOLARI, A. (Coord.). *Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola*. São Paulo: E. Blüchner. 2003.

OLGUIN, E. J.; HERNÁNDEZ, E.; P. COUTIÑO & R. GONZÁLEZ. Aprovechamiento de plantas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales. In: Tecnologías ambientales para el desarrollo sustentable. Veracruz, México, Instituto de Ecología Xalapa, p.11-20,1994.

OLIVA, L. C. H. C. Tratamento de esgotos sanitários com reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) protótipo: desempenho e respostas dinâmicas as sobrecargas hidráulicas. São Carlos, 1997. Dissertação de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 218 p.

PEREIRA, M. G.; LUCAS FILHO, M.; LIMA, A. M.; SILVA, D. A.; FONSECA, F. C. E. Avaliação preliminar do potencial de reúso de águas residuárias tratadas em culturas de milho. In: 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 2001, João Pessoa. Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: ABES, 2001.

PEREIRA, M. G.; SILVA, D. A.; ANDRADE NETO, C. O.; MELO, H. S.; GRACINDO, A. A. C. Uso de efluentes de “wetland” e filtro rudimentar na fertirrigação de milho. In V CONGRESO REGIONAL DE AIDIS – IV REGIÓN. Assunção, Paraguai, 23 a 25 de Maio de 2005. Anais Assunção: AIDIS, 2005.

PEREIRA, M. G.; SILVA, D. A.; ANDRADE NETO, C. O.; MELO, H. S.; OLIVEIRA, F. K. D. Reuso de águas residuárias no cultivo de arroz (*Oriza sativa*). In. 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Joinville, 2003. Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro: ABES, 2003, (CD Rom).



- QUASIN, S. R. Wastewater Treatment Plants, Planning, Desing and Operation, Technique Publishing Co. Inc., 1985.
- REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. *Natural systems for management and treatment*. New York: McGraw-Hill, Inc. 435 p. 1995.
- REDDY, K. R. & D'ANGELO, E. M. Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands. *Water Science Technology*, London, v.35, n. 5, p. 1-10, 1997.
- RUDÁ, C. Um bilhão de pessoas sem água. *Revista de Ecologia do Século 21*, Rio de Janeiro, n. 60, 2001.
- SALATI, E. Edaphic-phytodepuration: a new approach to wastewater treatment. In: REDDY, K. R. & SMITH, W. H. (Eds.). *Aquatic plants for water treatment and resource recovery*. Orlando: Magnolia Publishing Inc., 1987. 403 p.
- SANTOS, K. D.; SILVA, V. F.; SOUZA, J. T.; VIEIRA, F. F. Tratamento anaeróbio de esgoto doméstico para fertirrigação. Dissertação de Mestrado. Universidade de Campina Grande, 2005.
- SEZERINO, P. H.; REGINATTO, V.; SANTOS, M. A. *Nutrient removal from pigerry effluent using vertical flow constructed wetlands in southern Brasil*. *Water Science and Technology*. v. 48, n.2, p. 129-135, 2003.
- SEZERINO, P. H.; REGINATTO, V.; SOARES, H. M.; PHILIPPI, L. S. Wetlands como polimento de efluentes de lagoas de estabilização de dejetos de suínos – início de operação. *Proceedings: Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 6, 2002, Vitória: ABES, 2002. CD Rom.
- SHUVAL, H.; LAMPERT, Y.; FATTAL, B. Development of a Risk Assessment Approach for Evaluating Wastewater Reuse Standards for Agriculture. *Water Science and Tecnology*, Oxford. v.35, n.11-12, p. 15-20, 1997.
- SILVA, S. M. C. P. Desenvolvimento de uma nova concepção de tratamento de águas residuárias pela associação de processos anaeróbios e aeróbios. São Paulo, 1993. Dissertação de Mestrado. Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.
- SOUZA, J. T.; Van HAANDEL, A. C.; GUIMARÃES, A. V. A.; CONSENTINO, P. R. S. Pós tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas 'wetlands' construídos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, (2000), 4, (1), 87-91;
- SOUZA, J. T. de, Van HAANDEL, A. C.; GUIMARÃES, A. V. A. *Pós-treatment of anaerobic effluents in constructed wetlands systems*. *Water Science and Technology*. v. 44, n.4, p. 213-219, 2001.
- SOUZA, L. E. L. & BERNARDES, R. S. Avaliação do desempenho de um RAFA no tratamento de esgotos domésticos, com pós-tratamento através de leitos cultivados, *Simpósio*



Ítalo-Brasileño de Ingeniería Sanitaria-Ambientale, 3 Anais...ABES: Gramado – RS, v.1, n.9. 1996.

UPTON, J., GREEN, B. A successful strategy for small treatment plants. *Water Quality International*, n.4, p.12-14. 1995.

VERHOEVEN, J. T. A. & MEULEMAN, A. F. M. Wetlands for wastewater treatments: Opportunities and limitations. *Ecol. Engine*, v. 12, n.1/2, p. 5-12, 1999.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*, v. 1. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

Livros Grátis

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

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

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

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

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