



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE  
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS NATURAIS  
DOUTORADO EM RECURSOS NATURAIS**

**JOSÉ LIMA DE OLIVEIRA JÚNIOR**

**MODELO DE AVALIAÇÃO DE ALTERNATIVAS DE TRATAMENTO  
DESCENTRALIZADO DE ESGOTO DOMÉSTICO PARA PEQUENAS  
COMUNIDADES.**

**CAMPINA GRANDE – PARAÍBA – BRASIL**

**JUNHO DE 2014**

**MODELO DE AVALIAÇÃO DE ALTERNATIVAS DE TRATAMENTO  
DESCENTRALIZADO DE ESGOTO DOMÉSTICO PARA PEQUENAS  
COMUNIDADES.**

**JOSÉ LIMA DE OLIVEIRA JÚNIOR**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande, em cumprimento às exigências para obtenção do grau de Doutor em Recursos Naturais.

**Área de Concentração:** Processos Ambientais.

**Linha de Pesquisa:** Qualidade, Tratamento e Uso de Resíduos Ambientais.

**ORIENTADOR**

**PROF. DR. JOSÉ TAVARES DE SOUSA**

**CAMPINA GRANDE – PARAÍBA – BRASIL**

**JUNHO DE 2014**

**JOSÉ LIMA DE OLIVEIRA JÚNIOR**

**MODELO DE AVALIAÇÃO DE ALTERNATIVAS DE TRATAMENTO  
DESCENTRALIZADO DE ESGOTO DOMÉSTICO PARA PEQUENAS  
COMUNIDADES.**

**APROVADA EM: 18/06/2014**

**BANCA EXAMINADORA**

  
**Dr. JOSÉ TAVARES DE SOUSA**  
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

  
**Dra. ANNEMARIE KONIG**  
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

  
**Dr. JOSÉ DANTAS NETO**  
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

  
**Dr. VALDEMI DUARTE LEITE**  
Universidade Estadual da Paraíba – UEPB

  
**Dr. RUI DE OLIVEIRA**  
Universidade Estadual da Paraíba – UEPB

## DEDICATÓRIA

Ao meu Deus e Pai, Criador dos Céus, da Terra e de tudo quanto há, Engenheiro de todos os intrincados processos acerca dos quais nos foi dado compreender, ainda que em limites por Ele muito bem estabelecidos para o nosso exercício, e, em última análise, para a Sua Glória.

À minha esposa Saionara, pelo seu precioso carinho e zelo, e por ter sofrido comigo todos os espinhos na carne dados para nos esbofetear, a fim de não sermos ensoberbecidos pela grandeza das revelações...

Ao meu pai, por me criar como bem lhe parecia, em honradez e honestidade, nos melhores caminhos de sua consciência, ele, sim, possuidor de mais de um título honorífico de doutor, formado nas lutas da vida.

À minha mãe, verdadeira engenheira sanitarista sem diploma, pelos seus 48 anos dedicados à Companhia de Água e esgotos do Ceará, sem falhar, todavia, na tarefa de mãe em orientar e suprir o que é necessário para a formação de um homem de bem.

Aos meus irmãos 'Carlim' e Luciana, porque foram, são, e continuarão a ser parte inexplicavelmente indissociável de quem sou.

Ao meu filho Samuel, futuro engenheiro, por me ser motivo de grande orgulho por quem é, e não pelo que irá tornar-se profissionalmente.

À minha filha Ana Isa, por orar por mim, sempre que via passar no céu um avião...

À minha filha Luizinha, que ao ter ouvido de mim: faça (!), disse: não faço; e por fim o fez.

Ao meu avô, Francisco Duarte de Oliveira, *In Memoriam*, por seu exemplo de serenidade e percepção aguçada da vida, tendo-me ensinado muito da sua mente matuta afiada, e de suas mãos calejadas da roça.

Aos meus amigos de infância: Beto, Francivaldo, Ailton, Luiz Cláudio, e Clauderimar por aplaudirem de pé, com notória sinceridade, todas as minhas vitórias.

## AGRADECIMENTOS

Ao meu Deus e Pai, por que me concedeu, soberanamente, ser tudo o que sou para Louvor da Sua Excelsa Glória e Majestade. A Ele, o domínio pelos séculos dos séculos. Amém.

À minha esposa Saionara, por ter cuidado de mim após o nosso acidente, de um modo que jamais esquecerei, e pela paciência esforçada para que chegássemos nesse momento.

Ao IFCE, através do Departamento de Engenharia Ambiental e Construção Civil, e da Pró-Reitoria de Pesquisa, Inovação e Pós-Graduação pelo apoio e liberação das atividades docentes.

À UFCG, através do Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, em especial à Secretária Cleide dos Santos, pela sua humanidade e disposição em servir.

A CAPES, pelo apoio financeiro para a consecução das pesquisas.

Ao Professor Tavares pela excelente amizade, parceria, apoio incondicional e demonstração de respeito em nível profissional a um simples aluno seu.

Aos meus colegas de labuta no IFCE, por suportarem, por mim, o acúmulo de disciplinas e trabalho institucional, enquanto estive ausente tão longamente para o proveito comum.

Ao colega Dr. Israel Nunes, da EXTRABES, pelo apoio fundamental, em meio ao sol quente, na engenharia, montagem e operação dos reatores...

Ao colega Marcondes da EXTRABES, pelo suporte técnico, mas, principalmente amigo, sem os quais esta tese jamais teria sido levada a cabo.

Às mestres Andressa, Júlia e Catarina, pela parceria na primeira e espinhosa fase desta pesquisa.

Aos meus queridíssimos irmãos da Igreja Batista Regular no Monte Santo, Queimadas Aroeiras e Taperoá, que me ensinaram, nesse período de minha vida, na prática, aquilo o que eu pensava saber sobre Teologia Cristã, e amor de uns para com os outros.

“... mas não me envergonho; porque eu sei em quem tenho crido, e estou certo de que é poderoso para guardar o meu depósito até àquele dia.”

2 Tm 1:12b

“E, demais disto, filho meu, atenta: não há limite para fazer livros, e o muito estudar é enfado da carne. De tudo o que se tem ouvido, o fim é: Teme a Deus, e guarda os seus mandamentos; porque isto é o dever de todo o homem.”

Eclesiastes 12:12,13

Se alguma coisa pode dar errado, ela dará errado, a não ser que Deus intervenha.

José Lima de Oliveira Júnior

## SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	x
LISTA DE QUADROS .....	xii
LISTA DE FIGURAS .....	xiii
LISTA DE APÊNDICES.....	xv
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS .....	xv
LISTA DE EQUAÇÕES .....	xxiii
RESUMO.....	xxv
ABSTRACT .....	xxvi
1.0. INTRODUÇÃO.....	27
2.0. REVISÃO DE LITERATURA .....	31
2.1. Breve histórico do esgotamento sanitário no mundo e no Brasil - o que levou à situação atual. ....	31
2.2. O binômio meio ambiente e saúde pública.....	35
2.3. O tratamento descentralizado como estratégia de inclusão social.....	41
2.4. O tratamento descentralizado como estratégia de gestão para a universalização.....	43
2.5. Tratamento descentralizado de esgotos domésticos .....	46
2.5.1. Divisões do tratamento descentralizado .....	49
2.5.1.1. Tratamento descentralizado residencial.....	50
2.5.1.2. Tratamento descentralizado multifamiliar.....	51
2.5.2. Tratamento descentralizado x tratamento centralizado .....	52
2.6. Tecnologias de tratamento descentralizado de esgotos domésticos .....	53
2.6.1. Tratamento anaeróbio .....	53
2.6.2. Tratamento anaeróbio-aeróbio.....	55
2.6.3. Sistemas compactos.....	57
2.6.4. Disposição final .....	58
2.6.4.1. Lançamento no solo.....	58
2.6.4.2. Lançamento em corpo receptor .....	60
2.6.4.3. O encorajamento ao reuso de efluentes domésticos tratados .....	60
2.6.5. O problema da avaliação e seleção de alternativas de tratamento.....	64

2.6.5.1. A avaliação econômica.....	66
2.6.5.2. A avaliação multiobjetivo – o método da programação de compromisso.....	69
2.6.5.3. A modelagem matemática na simulação da qualidade do efluente na associação de alternativas .....	70
3.0. MATERIAL E METODOS.....	74
3.1. Definição do contexto.....	74
3.1.1. Características gerais do Assentamento Santa Cruz.....	75
3.1.2. Informações topográficas, geomorfológicas e socioeconômicas. ....	76
3.2. Fases de desenvolvimento da pesquisa.....	79
3.2.1. Primeira fase - monitoramento dos sistemas de Tratamento.....	79
3.2.1.1. Características construtivas dos reatores experimentais.....	80
3.2.1.2. Procedimento analítico .....	83
3.2.1.3. Teste de infiltração dos sumidouros .....	83
3.2.2. Segunda fase – projeto e custo dos sistemas de tratamento .....	89
3.2.2.1. Projeto e orçamento dos sistemas de tratamento e disposição final .....	90
3.2.3. Terceira fase – Construção e alimentação do modelo MAATE – I.....	92
3.3. Parametrização do Modelo de Avaliação de alternativas de Tratamento descentralizado de esgotos (MAATE – I). ....	93
3.5.1. Configuração do Modelo de Avaliação de alternativas – MAATE – I.....	93
3.5.2 Modelagem matemática dos reatores .....	107
3.5.3 - Cálculo do Índice de custo e benefício das alternativas viáveis .....	110
3.7. Tratamento estatístico.....	111
4.0. APRESENTAÇÃO, ANÁLISE E DISCUSSÃO DE RESULTADOS.....	112
4.1. Alternativas de Tratamento .....	112
4.2. Operação dos reatores.....	113
4.2.1. Matéria orgânica.....	114
4.2.2. Nutrientes.....	117
4.2.3. Coliformes termotolerantes e ovos de helmintos. ....	118



4.3. Modelagem matemática.....	119
4.3.1. Modelagem matemática dos reatores .....	119
4.3.2. Modelagem matemática dos sumidouros experimentais .....	123
4.4. Qualidade do efluente das associações de tratamento modeladas .....	132
4.4.1. Matéria orgânica no efluente das associações modeladas .....	132
4.4.2. Concentração de nutrientes no efluente das associações modeladas.....	135
4.4.3. Padrão Sanitário do efluente das associações modeladas.....	135
4.5. Custos dos sistemas de tratamento utilizados na modelagem .....	136
4.6. Análise econômica de custo e benefício das alternativas .....	138
4.6.1. Sistemas unifamiliares .....	138
4.6.2. Sistemas multifamiliares.....	139
4.6.3. Índice de custo e benefício dos sistemas de tratamento ( $I_{cb}$ ).....	143
4.7. Análise Multicritério e Multiobjetivo .....	144
4.7.1. Ponderação dos decisores .....	144
4.7.2. Matriz de Avaliação das alternativas .....	147
4.7.2.1. Ponderação Original dos decisores .....	147
4.7.2.2. Análise do Índice de Proximidade segundo a ponderação dos decisores.....	151
4.7.3. Análise de Sensibilidade.....	155
4.7.3.1. Cálculo da variação do $L_s$ para as alternativas em função das ênfases nos pesos .....	160
4.7.3.2. Influência da produtividade da cultura na análise econômica e multiobjetivo..	162
4.8. Considerações finais .....	166
5.0. CONCLUSÕES .....	168
6.0. RECOMENDAÇÕES .....	171
7.0. REFERÊNCIAS .....	172
8.0. APÊNDICES .....	191

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 2.01:</b> Investimentos em esgotamento sanitário por região geográfica e destino dos recursos.	34
<b>Tabela 2.02:</b> Estimativa da população atendida por tanques sépticos nas áreas urbanas e rurais no Brasil.	35
<b>Tabela 2.03:</b> Índice de benefício-custo de intervenções calculadas para atingimento universal de melhorias no esgotamento sanitário por região planetária – 2010.	36
<b>Tabela 2.04:</b> Total de custos de financiamento de capital para expansão da cobertura para atingir as metas de desenvolvimento para o milênio e o acesso universal ao abastecimento de água e esgotamento sanitário entre 2011 e 2015 (em milhões de US\$, 2010).	37
<b>Tabela 2.05:</b> Níveis de tratamento atingidos em associações de operações e processos unitários utilizadas em sistemas descentralizados de águas residuárias.	54
<b>Tabela 2.06:</b> Nível de eficiência dos principais sistemas aeróbios e anaeróbios pesquisados dentro e fora do Brasil empregados no tratamento descentralizado de efluentes domésticos.	56
<b>Tabela 3.01:</b> Características e parâmetros experimentais dos sistemas unifamiliares de tratamento.	80
<b>Tabela 3.02:</b> Parâmetros físico-químicos analisados com frequências, métodos e referências.	83
<b>Tabela 3.03:</b> Caracterização do esgoto doméstico bruto e efluente provenientes do TS e UASB.	85
<b>Tabela 3.04:</b> Parâmetros analisados com suas respectivas frequências, métodos e referências.	85
<b>Tabela 3.05:</b> Conjunto de critérios de avaliação das alternativas pré-selecionadas	103
<b>Tabela 3.06:</b> Conjunto de ponderações dos critérios de avaliação para cada ênfase atribuída aos pesos dos objetivos do projeto.	106
<b>Tabela 4.01:</b> Comportamento dos sistemas experimentais em termos da remoção físico-química e sanitária.	114
<b>Tabela 4.02:</b> Modelagem dos sistemas de tratamento e suas associações	120

<b>Tabela 4.03:</b> Modelos de regressão da qualidade do efluente dos parâmetros de DQO, SST, SSV, N-NTK e N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> na associação entre alternativas de tratamento de esgotos.	121
<b>Tabela 4.04:</b> Modelos de regressão da qualidade do efluente dos parâmetros P <sub>total</sub> , PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , CTT e OH na associação entre alternativas de tratamento de esgotos.	122
<b>Tabela 4.05:</b> Eficiências de remoção calculadas com base nos modelos matemáticos e reportadas na literatura para sistemas semelhantes.	99
<b>Tabela 4.06:</b> Caracterização do esgoto bruto e do efluente tratado no tanque séptico e Reator UASB durante o período de realização do teste de bancada.	124
<b>Tabela 4.07:</b> Estimativa da falência hidráulica nos sumidouros SUMB1 e SUMB2	127
<b>Tabela 4.08:</b> Conjunto de alternativas viáveis.	133
<b>Tabela 4.09:</b> Custos de implantação, operação e manutenção das alternativas para associação.	138
<b>Tabela 4.10:</b> Benefícios tangíveis do reuso unifamiliar.	139
<b>Tabela 4.11:</b> Custos de implantação por unidade de sistema – multifamiliar.	140
<b>Tabela 4.12:</b> Custos totais, benefícios tangíveis e Índice de custo benefício das alternativas.	145
<b>Tabela 4.13:</b> Conjunto de critérios de avaliação das alternativas pré-selecionadas com os respectivos pesos atribuídos pelos decisores	146
<b>Tabela 4.14:</b> Índices de Proximidade L <sub>s</sub> para s = 1.	148
<b>Tabela 4.15:</b> Índices de Proximidade L <sub>s</sub> para s = 2.	149
<b>Tabela 4.16:</b> Índices de Proximidade L <sub>s</sub> para s = ∞.	150
<b>Tabela 4.17:</b> Classificação das alternativas segundo o método multiobjetivo do Índice de Proximidade L <sub>s</sub> para a ponderação original dos decisores (S = 1, S = 2 e S = ∞).	151
<b>Tabela 4.18:</b> Ponderação dos múltiplos objetivos para análise de sensibilidade.	132
<b>Tabela 4.19:</b> Classificação dos grupos de alternativas de melhor compromisso segundo os pesos originais e ênfases atribuídas aos objetivos do projeto para análise de sensibilidade.	159
<b>Tabela 4.20:</b> Variação dos L <sub>s</sub> das alternativas em função da ênfase nos pesos dos objetivos do projeto – Análise de sensibilidade.	160

<b>Tabela 4.21:</b> Classificação preliminar de um grupo de dez alternativas de melhor atratividade.	161
<b>Tabela 4.22:</b> Alternativas de melhor compromisso segundo a ênfase dos pesos dos objetivos.	161
<b>Tabela 4.23:</b> Classificação das alternativas mais robustas entre o grupo de melhor atratividade.	162
<b>Tabela 4.24:</b> Variação dos benefícios tangíveis com a produtividade da cultura da palma forrageira.	164
<b>Tabela 4.25:</b> Classificação das alternativas com variação na produtividade da cultura.	166

### LISTA DE QUADROS

<b>Quadro 2.01:</b> Níveis de gerenciamento de águas residuárias.	51
<b>Quadro 2.02:</b> Características e requisitos para sistemas descentralizados multifamiliares.	52
<b>Quadro 2.03:</b> Fatores para escolha da tecnologia 'mais apropriada' de tratamento	53
<b>Quadro 2.04:</b> Modelos de avaliação de alternativas de esgotamento sanitário	67
<b>Quadro 3.01:</b> Aspectos gerais do Assentamento Santa Cruz – Campina Grande – PB.	78
<b>Quadro 3.02:</b> Critérios de projeto das estações experimentais orçadas.	90
<b>Quadro 3.03:</b> Contextos de apropriação dos custos segundo a disposição final do efluente.	91
<b>Quadro 3.04:</b> Composição dos custos de operação e manutenção.	91
<b>Quadro 3.05:</b> Parâmetros de apropriação dos custos de operação e manutenção	
<b>Quadro 3.06:</b> Arquitetura básica do modelo de avaliação – MAATE – I.	95
<b>Quadro 3.07:</b> Parâmetros adotados no Módulo I.	96
<b>Quadro 3.08:</b> Parâmetros populacionais e de projeto do Contexto de Estudo do Assentamento Santa Cruz.	98
<b>Quadro 3.09:</b> Parâmetros para definição da modelagem matemática das associações de tratamento.	98
<b>Quadro 3.10:</b> Parâmetros de dados do projeto pra o reuso	100
<b>Quadro 3.11:</b> Parâmetros restritivos utilizados na pré-seleção de alternativas de tratamento.	101

<b>Quadro 3.12:</b> Configuração dos parâmetros para pré-seleção das alternativas viáveis.	101
<b>Quadro 3.13:</b> Parâmetros físicos dos sistemas utilizados na pré-seleção de alternativas.	102
<b>Quadro 3.14:</b> Modelagem dos parâmetros de remoção físico-químicos em termos de $DQO_{total}$ , SST, SSV, N-NTK e $N-NH_{4+}$ das alternativas de tratamento.	109
<b>Quadro 3.15:</b> Modelagem dos parâmetros de remoção físico-químicos e sanitários em termos de $P_{total}$ , $PO_4$ , CTT e OH das alternativas de tratamento.	109
<b>Quadro 3.16:</b> Quadro de tratamento estatístico dos parâmetros monitorados.	112
<b>Quadro 4.01:</b> legenda das alternativas para análise de sensibilidade.	157

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 2.01:</b> Evolução do esgotamento sanitário na história da humanidade.	32
<b>Figura 2.02:</b> Regressão linear simples entre a taxa de mortalidade infantil e a cobertura por sistemas de esgotamento sanitário.	40
<b>Figura 2.03:</b> Projeção do número de óbitos por doenças diarreicas agudas em 25 anos.	40
<b>Figura 2.04:</b> Nível de atendimento de serviços de esgoto segundo região demográfica e no Brasil em 2011.	45
<b>Figura 2.05:</b> Correlação do índice de atendimento de coleta e a escala do tempo em termos do investimento em tratamento de esgotos no Brasil, a partir da série histórica de dados do SNIS entre 1995 e 2011.	46
<b>Figura 2.06:</b> Correlação do índice de atendimento de coleta e tratamento de esgotos ao longo anos no Brasil, a partir da série histórica de dados do SNIS entre 1995 e 2011.	47
<b>Figura 2.07:</b> Modelo genérico hipotético de tratamento descentralizado.	48
<b>Figura 2.08:</b> Procedimentos básicos para modelagem em sistemas ambientais.	48
<b>Figura 2.09:</b> Rotina da simulação de Monte Carlo.	72
<b>Figura 3.01:</b> Localização geográfica do Assentamento Santa Cruz – PB.	75

<b>Figura 3.02:</b> Hidrograma das vazões aplicadas controladas por temporizador de barramento: (a) (ECO 1; TS + SUM1; UASBY + SUM2; (b) UASBC + FaFint; UASBC + FAN.	80
<b>Figura 3.03:</b> Reator compacto ECO 1 (UASB / FAN / FaFint).	81
<b>Figura 3.04:</b> Tanque séptico seguido de sumidouro experimental SUM1.	82
<b>Figura 3.05:</b> Reator UASB Y seguido de sumidouro (SUM2).	82
<b>Figura 3.06:</b> UASB C seguido de filtro de areia de fluxo intermitente (FaFint) e filtro Anaeróbio (FAN).	83
<b>Figura 3.07:</b> Configuração do tanque séptico seguido de sumidouro experimental	84
<b>Figura 3.08:</b> Configuração básica dos sumidouros experimentais SUM1 e SUM2.	84
<b>Figura 3.09:</b> Sumidouros experimentais de bancada SUMB1 e SUMB2.	87
<b>Figura 3.10:</b> Características construtivas do sistema TS+SUM1(a) e UASBY+SUM2 (b).	89
<b>Figura 3.11:</b> Matriz de avaliação.	105
<b>Figura 4.01:</b> Correlação entre o acúmulo de SST e SSV nos sumidouros e o decréscimo do volume recuperado nos sumidouros SUMB1 e SUMB2.	126
<b>Figura 4.02:</b> Variação das taxas de infiltração nos sumidouros SUMB1 e SUMB2.	126
<b>Figura 4.04:</b> Predição de falência hidráulica nos sumidouros SUMB1 e SUMB2 com base nos modelos matemáticos.	128
<b>Figura 4.05:</b> Correlações entre a taxa de infiltração e o acúmulo de SSV nos sumidouros SUM1 e SUM2(a) e entre o volume Infiltrado e o acúmulo de SSV nos sumidouros de bancada SUMB1 e SUMB2(b).	130
<b>Figura 4.06:</b> Correlação entre a taxa de infiltração e o tempo de operação (a) e perfil de infiltração dos testes nos sumidouros experimentais SUM 1 e SUM2.	131
<b>Figura 4.07:</b> Qualidade média do efluente em termos de matéria orgânica das associações dos reatores unifamiliares modelados no MAATE – I.	133
<b>Figura 4.08:</b> Variação dos custos de rede e tratamento nos sistemas multifamiliares projetados.	141

<b>Figura 4.09:</b> Correlação entre o número de residências atendidas e o percentual dos custos.	141
<b>Figura 4.10:</b> Curva de Pareto para o sistema multifamiliar do Assentamento para o grupo de 60 domicílios (a) e para o grupo de 10 domicílios (b) em função das unidades de sistema.	142
<b>Figura 4.11:</b> Curvas de equilíbrio para o sistema multifamiliar.	143
<b>Figura 4.12:</b> Índices de proximidade $L_s$ ( $s=2$ ) para as associações do UASB Y e da ECO1.	155
<b>Figura 4.13:</b> Conjunto das cinco primeiras colocadas no grupo de maior atratividade com os respectivos valores máximos, mínimos e a variação do $L_s$ para $s = 2$ .	162
<b>Figura 4.14:</b> Correlação entre a produtividade da cultura e os benefícios totais a VPL (a) e correlação entre a produtividade da cultura e o aumento de renda a VPL e a renda mensal unifamiliar (b).	163
<b>Figura 4.15:</b> Variação do $I_{cb}$ médio das alternativas em função da produtividade da cultura.	165

## LISTA DE APÊNDICES

<b>Apêndice A:</b> Projetos dos sistemas de tratamento e projeto do Assentamento Santa Cruz (Clusters).	191
<b>Apêndice B:</b> Resumo dos orçamentos dos sistemas de tratamento, resumo dos orçamentos de operação e manutenção e curva de Pareto dos sistemas multifamiliares.	200
<b>Apêndice C:</b> Análise de sensibilidade (variação dos $L_s$ ) para as ênfases.	204

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

$\alpha$	Constante empírica do modelo
$\alpha_i$	Peso dos critérios fixados subjetivamente pelos decisores
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Abrev.	Abreviatura
$A_i$	$i$ -ésima alternativa.
Alt.	alternativa

ANOVA	Análise de Variância
$A_r$	Alternativa mais robusta da análise
A.T.U.	Aerobic Treatment Unit (Unidade de Tratamento Aeróbio)
Aum. Renda	Aumento de renda familiar
$B_{\text{totais}}$	benefícios totais
BID	Banco Interamericano de Desenvolvimento
BNH	Banco Nacional de Habitação
CAGEPA	Companhia de Água e Esgotos da Paraíba
Cd	Cádmio
Cr	Cromo
Cu	Cobre
CETESB	Companhia Metropolitana de Águas de São Paulo
CEF	Caixa Econômica Federal
Cm	Centímetros
$\text{Cm.min}^{-1}$	Centímetros por minuto
$\text{Cm.h}^{-1}$	Centímetros por hora
$C_{n_j}$	Enésimo critério da j-ésima alternativa
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
Ch	Taxa de aplicação hidráulica
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
C.O.V.	Carga orgânica Volumétrica
C.R.	Corpo Receptor
CREA	Conselho Regional de Engenharia e Arquitetura
CSST	Carga de Sólidos Suspensos totais
$C_{\text{totais}}$	Custos totais
CTT	Coliformes termotolerantes
$\text{CTT}_{\text{ef}}$	CTT efluente
$\text{CTT}_{\text{eb}}$	CTT esgoto bruto
$\text{CTT}_{\text{ef}}$	CTT efluente
CTT T. Terc.	Coliformes termotolerantes no efluente do tratamento terciário
$C_u$	Coefficiente de Uniformidade do solo
custos imp.	Custos de Implantação
CV	Cavalo Vapor
$\Delta i$	Volume captado inicial parcial unitário



$\Delta f$	Volume captado final parcial unitário
$\Delta L_s$	Variação do Índice de Proximidade $L_s$
$\Delta t_i$	Tempo acumulado para captação do volume inicial unitário
$\Delta t_f$	Tempo acumulado para captação do volume final unitário
D	Dosagem de cloro adotada
$D_{10}$	Diâmetro efetivo
DATASUS	Banco de Dados do Sistema Único de Saúde – Governo Federal Brasileiro
Dd	Frequência diária de aplicação de efluente
Disp.	Disposição final
Disp. Final	Disposição final
DDA	Doenças Diarreicas Agudas
DN	Diâmetro Nominal
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO/DQO	Relação entre a DBO e a DQO
DQO	Demanda Química de Oxigênio
$DQO_{eb}$	DQO esgoto bruto
$DQO_{af}$	DQO afluente
$DQO_{ef}$	DQO efluente
$DQO_{tot}$	DQO Total
$DQO_{fil}$	DQO Filtrada
DWSDM	Decentralized Wastewater Stakeholders Decision Model – Modelo de decisão de clientes de águas residuárias.
$\Sigma B_{totais}$	Somatório dos benefícios totais
$\Sigma C_{totais}$	Somatório dos custos totais
E%	Eficiência de remoção (percentual)
E.B.	Esgoto Bruto
Econ. Água	Economia de água
Efl.	Efluente
$e_i$	Medida da acurácia dos dados (variância dos dados)
$E_r$	Eficiência de remoção
ELECTRE	Tradução do francês: Tradução da Realidade por Eliminação e Escolha
EXTRABES	Estação Experimental de Tratamento Biológico de esgotos
G.D.T.E.	Gestão Descentralizada de Tratamento de esgotos
ECO1	Estação Compacta 1

E.T.E.	Estação de Tratamento de esgotos
FAN	Filtro Anaeróbio
FaFint	Filtro de areia de fluxo intermitente
FaFint M	Filtro de areia de fluxo intermitente multifamiliar
Fatur. Agric.	Faturamento Agrícola
FC <sub>j</sub>	Fluxo de Caixa do investimento
Fe	Ferro
FTS	Field Treatment System (Sistema de Tratamento de esgotos no solo)
$\gamma$	Densidade absoluta do solo
$\Phi$	Diâmetro nominal da tubulação
g.dia <sup>-1</sup>	Gramas por dia
g.m <sup>-3</sup>	Gramas por metro cúbico
GLM	Generalized Linear Models (Modelo Linear Generalizado)
GRG	Gradação Reduzida Generalizada Não Linear
ha	Hectare
hab.	Habitantes
hab.ha <sup>-1</sup>	Habitantes por hectare
hab.res <sup>-1</sup>	Habitante por residência
HMR	Heavy metal removal device (Sistema de remoção de metais pesados)
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
Impl.	Implantação
INCRA	Instituto Nacional da Reforma Agrária
i	Ponto de dados
I <sub>cb</sub>	Índice de custo benefício
K	Constante empírica do modelo
K1	Primeira Constante empírica do modelo matemático de remoção
K2	Segunda Constante empírica do modelo matemático de remoção
K3	Terceira Constante empírica do modelo matemático de remoção
kg	Quilograma
kg <sup>-1</sup>	Por Quilograma
kg.dia <sup>-1</sup>	Quilogramas por dia
kg.DQO.m <sup>-3</sup> .dia <sup>-1</sup>	Quilos de DQO por metro cúbico e por dia
km	Quilômetro
K <sub>sat</sub>	Condutividade hidráulica do solo saturado

L	Litros
L.dia <sup>-1</sup>	Litros por dia
L.m <sup>-1</sup>	Litros por metro
L.m <sup>-2</sup>	Litros por metro quadrado
L.min <sup>-1</sup>	Litros por minuto
L <sub>f</sub>	Lâmina final no piezômetro da câmara sumidouro (m)
L <sub>i</sub>	Lâmina inicial no piezômetro da câmara sumidouro (m)
Lig.km <sup>-1</sup>	Ligações por quilômetro de rede
Litros.hab <sup>-1</sup> .dia <sup>-1</sup>	Litros por habitante e por dia
L <sub>s</sub>	Índice de Proximidade da alternativa em avaliação
L <sub>1</sub>	Índice de Proximidade para s = 1
L <sub>2</sub>	Índice de Proximidade para s = 2
L <sub>∞</sub>	Índice de Proximidade para s = ∞
LTAR	Long Term Acceptance Rate (taxa de infiltração de longo prazo)
MAATE I	Modelo de Avaliação de alternativas de Tratamento de esgotos – versão 1
mês <sup>-1</sup>	Por mês
m <sup>2</sup>	Metros quadrados
m <sup>3</sup>	Metros cúbicos
m <sup>3</sup> .dia <sup>-1</sup>	Metros cúbicos por dia
m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup>	Metros cúbicos por metro quadrado e por dia
m <sup>3</sup> .mês <sup>-1</sup>	Metros cúbicos por mês
m <sup>3</sup> /período	m <sup>3</sup> por período
m.dia <sup>-1</sup>	Metro por dia
mg	Miligramas
mg.L <sup>-1</sup>	Miligrama por Litro
min.m <sup>-1</sup>	Minuto por metro
mL	Mililitro
mm	Milímetro
mm/período	Milímetros por período
m/m	Metro por metro
Mn	Manganês
m.W.s.cm <sup>-2</sup>	Metro . Watt . segundo por centímetro quadrado
η%	Porosidade do solo
NBR	Norma Brasileira Regulamentadora

NTK	Nitrogênio Total Kjeldhal
N	Concentração final de CTT, quando a unidade for $\text{UFC} \cdot 100\text{mL}^{-1}$
N	nitrogênio
N	Norte, quando seguido da nomenclatura "X° Y' Z"
N/A	Não aplicável
No	Concentração inicial de CTT
$\text{NO}_3^-$	Nitrato
$\text{NH}_4^+$	Nitrogênio Amoniacal
$\text{NH}_{4+\text{af}}$	$\text{NH}_4^+$ afluente
$\text{NH}_{4+\text{ef}}$	$\text{NH}_4^+$ efluente
NPK	Nitrogênio fósforo e Potássio
OH	Ovos de helmintos
$\text{OH}_{\text{eb}}$	OH no esgoto bruto
$\text{OH}_{\text{ef}}$	Ovos de helmintos efluente
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONG	Organização Não Governamental
ONU	Organização das Nações Unidas
OP & MAN	Operação e Manutenção
$\text{Ovos} \cdot \text{L}^{-1}$	Ovos por litro de amostra
P	Fósforo
$P_c n_j$	Enésimo peso do critério da j-ésima alternativa
$P_f n_j$	Enésimo peso final do critério da j-ésima alternativa
$P_{o1}$	Peso do objetivo ambiental
$P_{o2}$	Peso do objetivo Social
$P_{o3}$	Peso do objetivo econômico
Pb	Chumbo
$\% \cdot \text{ano}^{-1}$	Percentual por ano
$p_e$	Peso da ênfase dada ao critério
pH	Potencial Hidrogeniônico
PLANASA	Plano Nacional de Esgotamento sanitário
$\text{POS}_n$	Enésima alternativa de Pós-Tratamento.
$\text{PRE}_n$	Enésima alternativa de Pré-tratamento
$P_{\text{tot}}$	Fósforo Total
$P_{\text{tot}}$	fósforo Total efluente

p-valor	Valor de significância da análise de variância
PO <sub>4</sub>	Fosfato
PO <sub>4-eb</sub>	PO <sub>4</sub> esgoto bruto
PO <sub>4-ef</sub>	Fosfato efluente
PPP	Princípio Poluidor Pagador
PROSAB	Programa Nacional de Esgotamento sanitário
PVC	Policloreto de Vinila
Q <sub>i</sub>	Vazão de infiltração do efluente no sumidouro experimental (L.min <sup>-1</sup> )
R	Coefficiente de Correlação de <i>Poison</i>
Raq./m	Raquetes por metro
Red. Doenças	Redução de doenças
Rec. Água	Recuperação de água do efluente tratado
Rec. nutrientes	Recuperação de nutrientes do efluente tratado
Resid.	Residência
R\$	Reais (Moeda corrente brasileira)
R\$.ano <sup>-1</sup>	Reais por ano
R\$. ha <sup>-1</sup>	Reais por hectare
R\$.hab <sup>-1</sup>	Reais por habitante
R\$.km <sup>-1</sup>	Reais por quilômetro de rede
R\$.m <sup>-3</sup>	Reais por metro cúbico
R\$.saca <sup>-1</sup>	Reais por saca
s	Reflexo da importância que os decisores atribuem aos desvios máximos
S	Sul
SABESP	Companhia de Esgotamento sanitário do Estado de São Paulo
SAD	Sistema de Apoio à Decisão
SEINFRA	Secretaria de Infraestrutura
SINAPI	Sistema Nacional de Preços da Construção Civil
SNIS	Sistema Nacional de Informação de Esgotamento sanitário
SST	Sólidos Suspensos totais
SST <sub>af</sub>	SST afluente
SST <sub>ef</sub>	SST efluente
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
SSV <sub>af</sub>	SSV afluente
SSV <sub>ef</sub>	SSV efluente

SUM1	Sumidouro experimental em escala piloto a jusante do tanque séptico
SUM2	Sumidouro experimental em escala piloto a jusante do UASB Y
SUMB1	Sumidouro experimental em escala de bancada para efluente do TS
SUMB2	Sumidouro experimental em escala de bancada para efluente do UASBY
T	Tempo de operação do sumidouro
t	Tempo de contato do efluente com o cloro
T.A.S.	taxa de aplicação superficial
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
Terc.	Tratamento Terciário
Ti	taxa de infiltração de efluente no solo
TIR	taxa Interna de Retorno
Tf	Tempo de falha hidráulica
ton.ano <sup>-1</sup>	Toneladas por ano
ton.ano <sup>-1</sup> .res <sup>-1</sup>	Toneladas por ano e por residência
ton.ha <sup>-1</sup>	Toneladas por hectare
ton.ha <sup>-1</sup> .ano <sup>-1</sup>	Toneladas por hectare e por ano
Trat. Prelimin.	Tratamento Preliminar
TS	tanque séptico
T.Terc.	Tratamento Terciário
Zn	Zinco
UASB	Reator Anaeróbico de fluxo Ascendente
UASB C	Reator UASB convencional
UASB M	Reator UASB multifamiliar
UASB W	Reator UASB com separador de fases tipo braço duplo ‘Y’
UASB Y	Reator UASB com separador de fases tipo braço ‘Y’
ud	Unidade
UFMG	Universidade Federal de Campina Grande
Unidades.ha <sup>-1</sup>	Unidades por hectare
USEPA	United States Environmental Protection Agency (Agência Ambiental Americana)
UFC	Unidade Formadora de Colônia
UFC. 100 mL <sup>-1</sup>	Unidade Formadora de Colônia por 100 mL de amostra.
UN	United Nations (Nações Unidas)
UV	Ultra Violeta

$V_i^*$	i-ésima melhor solução
$V_i^{**}$	i-ésima pior solução
$V_i(x)$	função-objetivo para o critério i
$V_n^*$	n-ésima solução do problema
Var.	Variação
$V_{ei}$	volume efetivo infiltrado e esvaziado no sumidouro (Litros)
$V_{mi}$	Valor de saída do modelo
$V_{oi}$	Valor observado experimentalmente
VPL	Valor Presente Líquido
WAWTTAR	Water and Wastewater Treatment Technologies Appropriate for Reuse – Tecnologias de tratamento de água e águas residuárias apropriadas para o reuso
WC	Water Closet (Banheiro)
WERF	Water Environment Research Foundation (Fundação de pesquisa em ambientes aquáticos)
WETLAND	sistemas construídos alagados
WHO	World Health Organization (Organização Mundial da Saúde)
$\alpha$	Nível de significância estatístico

## LISTA DE EQUAÇÕES

<b>2.01:</b>	Modelo para estimativa do tempo de falha hidráulica de sistemas de infiltração em solo arenoso segundo Leverenz <i>et al.</i> (2009).	60
<b>2.02:</b>	Modelo para estimativa da falha hidráulica no sumidouro SUM1.	60
<b>2.03:</b>	Modelo para estimativa da falha hidráulica no sumidouro SUM2.	60
<b>2.04:</b>	Custo do modelo para ajuste pela soma dos mínimos quadrados.	71
<b>3.01:</b>	Taxa de infiltração no sumidouro experimental.	86
<b>3.02:</b>	Volume efetivo $V_{ei}$ infiltrado nos sumidouros SUM 1 e SUM2.	88
<b>3.03:</b>	Vazão de infiltração nos sumidouros.	88
<b>3.04:</b>	Taxa de infiltração da lâmina na câmara sumidouro.	88
<b>3.05:</b>	Tempo de falha hidráulica segundo Leverenz <i>et al.</i> (2009).	88
<b>3.06:</b>	Modelo de desinfecção por cloração segundo Lapolli <i>et al.</i> (2009).	94

<b>3.07:</b>	Modelo de desinfecção por radiação ultravioleta segundo Emerick <i>et al.</i> (2000).	94
<b>3.08:</b>	Vetor da solução ideal na matriz de avaliação de alternativas.	103
<b>3.09:</b>	Índice de proximidade para a solução ideal.	104
<b>3.10:</b>	Cálculo do $L_s$ para a solução de melhor compromisso.	104
<b>3.11:</b>	Equação de linearização de escala para cada valor dos critérios.	104
<b>3.12:</b>	Definição da alternativa mais robusta.	107
<b>3.13:</b>	Modelo de estimativa da falha hidráulica dos sumidouros experimentais	107
<b>3.14:</b>	Cálculo do Valor Presente Líquido de inversões financeiras (VPL).	111
<b>3.15:</b>	Índice de custo benefício ( $I_{cb}$ ).	111
<b>4.01:</b>	Modelos de estimativa da falha hidráulica dos sumidouros do sumidouro de bancada SUMB1.	125
<b>4.02:</b>	Modelos de estimativa da falha hidráulica dos sumidouros do sumidouro de bancada SUMB1.	125
<b>4.03:</b>	Modelos de estimativa da falha hidráulica dos sumidouros do sumidouro de bancada SUM1.	128
<b>4.04:</b>	Modelos de estimativa da falha hidráulica dos sumidouros do sumidouro de bancada SUMB2.	128



## MODELO DE AVALIAÇÃO DE ALTERNATIVAS DE TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTO DOMÉSTICO PARA PEQUENAS COMUNIDADES.

### RESUMO

Os objetivos deste trabalho foram investigar sistemas biológicos de tratamento compactos e convencionais de esgoto em escala piloto, em termos de qualidade sanitária do efluente e seus custos de implantação, operação e manutenção, para construção de um Modelo de Avaliação de alternativas de Tratamento Descentralizado de esgotos baseado em análise integrada econômica, multicritério e multiobjetivo, aplicáveis a comunidades rurais e periurbanas. O trabalho foi realizado no período de março de 2011 a novembro de 2013. Quatro sistemas anaeróbios de tratamento, um aeróbio, e um compacto anaeróbio-aeróbio foram operados com vazões variando entre 279 e 315L. dia<sup>-1</sup>) durante nove meses. As análises físicas, químicas e biológicas ocorreram semanalmente. Dada a importância do solo como destino final em sistemas descentralizados, testes de infiltração em escalas de bancada e piloto foram realizados. Os sistemas operados foram, então, projetados conforme normas da ABNT; seus custos de implantação, operação e manutenção estimados, e calculados a Valor Presente Líquido no horizonte de 20 anos à taxa de 12% a.a. Posteriormente, um Modelo de Avaliação foi construído, contemplando estudo econômico através do método do *Índice de custo e benefício*, e multiobjetivo, através do método da *Programação de Compromisso*. A associação entre as alternativas de tratamento e disposição final estudadas no Modelo, bem como a infiltração do efluente em sumidouros foram modeladas matematicamente. A modelagem da concentração efluente expressou o comportamento experimental dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, com diferenças absolutas entre 0,05% e 5,45%. Os sumidouros a jusante do tanque séptico tenderam à colmatção de 50 a 58 % mais rápido do que a jusante do reator UASB. Comparações entre os sistemas unifamiliares e multifamiliares foram realizadas. O custo com rede coletora constituiu-se em parcela expressiva do custo total, situando-se na faixa entre 50% e 67%. O ponto de equilíbrio, a partir do qual, não compensou agregar residências aos sistemas multifamiliares, foi de 15 residências. Nos sistemas unifamiliares, a configuração UASB convencional + filtro Anaeróbio + cloração mostrou-se a melhor alternativa em termos dos custos totais. O sistema compacto mostrou-se a melhor alternativa na adequação aos padrões para o reuso na agricultura familiar, podendo a sua configuração seguida de UV ser escolhida como alternativa promissora e viável para o tratamento doméstico de esgotos para reuso na agricultura familiar, embora a alternativa UASB Y + FaFint + UV + reuso foi escolhida como a alternativa de melhor compromisso, tornando-se, ainda, na classificação com ênfase econômica, a solução mais robusta da análise. A descentralização mostra-se como a alternativa nacional para a universalização do esgotamento sanitário. sistemas inovadores e compactos anaeróbio-aeróbios, de baixo custo, mostraram-se promissores para utilização no tratamento do efluente doméstico visando o reuso na agricultura no contexto do tratamento descentralizado de esgotos domésticos em comunidades rurais e periurbanas.

Palavras-chave: tratamento de esgotos, alternativas de tratamento, sistemas anaeróbio-aeróbios, análise multiobjetivo, análise econômica.

## EVALUATION MODEL OF DECENTRALIZED WASTEWATER TREATMENT SYSTEMS FOR SMALL COMMUNITIES.

### ABSTRACT

The objectives of this research were the investigation of conventional and compact wastewater biological treatment systems concerning the sanitary quality of the effluent and costs estimation for construction, operation and maintenance prior to designing a Model of Assessment of Decentralized Wastewater Treatment Systems based on integrated economical and multi criteria and multi objective analysis, which may be suitable for studies prior the implementation of rural and suburban treatment systems. The research was performed between March, 2011 and November, 2013. Four anaerobic systems, one aerobic, and one compact anaerobic-aerobic system were operated and monitored under household low flow settings ( $270\text{L}\cdot\text{day}^{-1}$ ) in the course of nine months. The physical, chemical and microbiological analysis has taken place weekly. Given the importance of the final disposal of effluent in the soil in decentralized systems, infiltrations tests both in laboratory and pilot scales were achieved. Henceforth, the monitored systems were designed accordingly to Brazilian wastewater treatment systems guidelines, having their total costs estimated and valued to the Net Present Value for 20 years, under a rate of 12% per year. Posteriorly, an Assessment Model based on linked computer worksheets was built, embedding an economic appraisal by *Cost & Benefit* Method, as well as a multi objective evaluation, by the *Compromise Programming* Method. The treatment and final disposal alternatives combination included in the Model, as well as the effluent infiltration behavior in experimental soakaways was mathematically modeled. The modeling of the effluent concentration has performed a close-fitting with the experimental data both of the physical, chemical and microbiological parameters, with absolute differences between 0,05% and 5,45%. The modeling of soakaway behavior ahead of the septic tank has lean towards clogging 50% to 58% faster than the soakaway ahead of UASB reactor. Comparisons among community on-site and single household on-site treatment systems were made, with cost results for pipeline been the most substantial part of total cost, on behalf of 50% to 67% of those costs. The equilibrium point for the maximum numbers of homes to be added in a cluster was 15 homes. Regarding household treatment systems, the configuration Conventional UASB + Anaerobic Filter + Chlorination has shown to be the best alternative relating to total costs. The Compact Treatment System has shown as the best alternative concerning suitability for the standards of household agricultural reuse practice, with its configuration with UV tertiary treatment to be chosen as a promising feasible alternative for household wastewater treatment prior to reuse in household agriculture, although the alternative UASBY + FaFint + UV + Reuse was chosen as the *Compromise Alternative*, becoming yet, under economical emphasis ranking, the most *Strong Alternative* of the analysis. Innovative Compact low cost Systems based on anaerobic-aerobic concept of treatment, has shown to be promising for household wastewater treatment prior to reuse in agriculture in background of decentralized wastewater management for rural and suburban areas.

Key-words: Decentralized Systems, Alternative Selection, Assessment Model, Anaerobic-Aerobic Systems, Multi objective analysis.

## 1.0. INTRODUÇÃO

A limitação do acesso ao esgotamento sanitário no Brasil está fundamentalmente atrelada ao modelo de gestão baseado na centralização das estruturas de tratamento, e na centralização dos investimentos em regiões de grande concentração populacional, em que pese, ainda, a forte influência evidenciada pela estrutura econômica e política nacional.

As melhorias iniciadas no setor de esgotamento sanitário por volta de 1970, trazida pela política do Plano Nacional de Esgotamento sanitário ficaram concentradas em regiões urbanas com potencialidade industrial, principalmente no intuito de garantir o abastecimento d'água como prioridade, seguida de intervenções de esgotamento sanitário (BRASIL, 2007). As consequências naturais dessa política de gestão mostraram-se, passadas quatro décadas do início das ações do PLANASA, através dos baixos índices de cobertura nas áreas periféricas dos centros urbanos e nas zonas rurais, onde se localiza a população menos favorecida.

As profundas desigualdades regionais existentes na infraestrutura de esgotamento sanitário fazem da universalização e da melhoria dos serviços de esgotamento sanitário, entre outras ações de esgotamento sanitário, um objetivo a ser alcançado, e que ainda se mostra distante no horizonte. O índice de atendimento urbano do último diagnóstico do Sistema Nacional de Informações em Saneamento demonstra essa realidade com coleta urbana de esgotos ainda na faixa de 55 %, numa evidência nítida da inacessibilidade dos brasileiros ao esgotamento sanitário e a lentidão no avanço rumo à universalização (BRASIL, 2013).

Nesse meio tempo, a população enfrenta as consequências deletérias da falta de acesso às condições sanitárias mais básicas. De fato, entre as principais causas de mortalidade no Brasil a diarreia está incluída, sendo as condições de vida especialmente em termos dos serviços de esgotamento sanitário, e saúde pública, considerados determinantes para os maiores índices de mortalidade (FERRARI e BERTOLLOZZI, 2012).

Os episódios de diarreias são frequentemente relacionados com a precariedade da estrutura de esgotamento sanitário das áreas em estudo, ressaltando-se a necessidade de introduzir medidas efetivas para modificação das condições sanitárias destas comunidades (BRASIL, 2013; FERRARI e BERTOLLOZZI, 2012; MELLI e WALDMAN, 2011; VICTORA, 2009).

O acesso ao esgotamento sanitário urbano e rural pode estar diretamente correlacionada não só ao modelo político de gestão do patrimônio público, mas também aos aspectos fortemente influenciados pelas decisões de investimentos econômicos, o que justifica a busca prioritária por um modelo de gestão capaz de disseminar o tratamento de esgotos a

custo reduzido visando à universalização do serviço. Este modelo parece apontar para a gestão descentralizada de esgoto sanitário.

Os países desenvolvidos empregaram o modelo descentralizado de esgotamento sanitário como solução para a universalização, especialmente na Europa e nos Estados Unidos, espalhando-se mais facilmente em países africanos e asiáticos, na modalidade de alternativas de melhorias sanitárias de baixo custo (MARA *et al.*, 2007).

Os custos de implantação, operação e manutenção de sistemas centralizados de tratamento, responsáveis por massivo fluxo de capital torna questionável o emprego desses sistemas se o objetivo for universalizar o acesso ao esgotamento sanitário em escala nacional. Estudos de caso nos Estados Unidos demonstraram que sistemas centralizados custam significativamente mais do que sistemas descentralizados, em termos dos custos totais de financiamento, capital, operação, manutenção, e custos de gerenciamento (PINKHAM *et al.*, 2004). Este fato certamente constitui-se num fator inibidor para o acesso à totalidade da população ao serviço em países marginalmente desenvolvidos ou em desenvolvimento, como o Brasil. Em todo caso, as soluções alternativas e de baixo custo têm em vista a busca pela solução, não necessariamente definitiva, do mesmo problema fundamental: a minimização da alocação de recursos dos governos em contraponto à maximização da abrangência da implantação dos sistemas de tratamento.

Uma contribuição efetiva para a solução do problema passa pela investigação de técnicas e o desenvolvimento de ferramentas capazes de equacionar os diversos aspectos envolvidos na tomada de decisão em situações problema as quais envolvem o trinômio homem-economia-meio ambiente.

Embora o gerenciamento descentralizado seja considerado nas decisões de implantação de estruturas sanitárias urbanas e rurais tanto pelo menor aporte de recursos por sistema construído e operado, como pela sustentabilidade ecológica (BALKEMA *et al.*, 2002; MASSOUD *et al.*, 2009; TCHOBANOGLIOUS e CRITES, 2003), a escolha baseada nos diversos critérios envolvidos na decisão para cada contexto deve ser defendida.

De fato, apesar das vantagens percebidas na investigação de sistemas descentralizados, nem sempre é possível a sua indicação. As situações locais deverão ser levadas em consideração na escolha do nível de gestão, bem como da tecnologia mais apropriada a fim de minimizar não somente os custos totais, mas problemas futuros gerais (MASSOUD *et al.*, 2009).

Nesse processo de escolha, estratégias devem ser arquitetadas, através da análise conjunta dos diversos critérios os quais, normalmente são equacionados separadamente,

muitas vezes relacionados apenas ao desempenho dos sistemas, ou simplesmente ao custo econômico, devendo, portanto, compor um conjunto de dados inter-relacionados a outras informações consideradas relevantes para a tomada de decisões em soluções multiobjetivo.

Uma das estratégias úteis diz respeito à avaliação em um contexto de estudo, evitando-se a generalização dos parâmetros de decisão não aplicáveis em outras situações, haja vista o grande número de variáveis envolvidas, notadamente nas dimensões sociais e ambientais multivariadas.

Objetivando fornecer subsídio à escolha de alternativas de tratamento a partir de parâmetros locais de aplicação da alternativa, modelos computacionais são desenvolvidos como ferramenta, sendo a análise multicritério e multiobjetivo muito útil que se constitui numa aliada com emprego amplo na solução de problemas complexos envolvendo múltiplas variáveis avaliadas por dois ou mais atores sociais responsáveis pela decisão.

No presente trabalho, foi realizada uma análise empregando o método multicritério da *Programação de Compromisso* (ZELENY, 1973). O resultado dessa análise apresenta um conjunto de alternativas denominadas de *soluções de melhor compromisso*, extraindo-se deste grupo, através de análise de sensibilidade, a solução considerada como a mais robusta, sempre se buscando o valor ótimo de vetores dos critérios através do julgamento e parametrização de variáveis para a solução do problema (CARNEIRO *et al.*, 2003; SOUSA, 2001).

Desse modo, a pesquisa investiga o tratamento descentralizado unifamiliar e multifamiliar de esgotos domésticos a ser utilizado como estratégia de inclusão social para a construção de um modelo de avaliação de alternativas de tratamento de esgotos que engloba tanto a abordagem multicritério e multiobjetivo quanto econômica de custo e benefício no contexto das vias de disposição final do efluente possíveis no contexto do Assentamento Santa Cruz em Campina Grande - PB.

Justifica-se este trabalho mediante a proposição de um modelo de investigação da aplicação de sistemas unifamiliares e multifamiliares de tratamento compacto e convencional anaeróbio-aeróbio e sua viabilidade técnico-econômica e socioambiental, avaliando-se os custos totais (implantação, operação e manutenção), a qualidade sanitária do efluente e as ponderações multicritério e multiobjetivo, considerando as vias possíveis de disposição final do efluente no solo ou o reuso na agricultura familiar, no cultivo da palma forrageira (*Opuntia ficus indica*) no contexto do Assentamento Santa Cruz - Campina Grande – PB.

A tese estrutura-se inicialmente na discussão de literatura com foco no tratamento centralizado x descentralizado como forma de contribuição à universalização do esgotamento sanitário, as tecnologias empregadas, níveis de eficiência e custos agregados, além de

métodos e técnicas de avaliação econômica, multicritério e multiobjetivo, para em seguida apresentar uma proposta metodológica para o diagnóstico da alternativa de tratamento mais eficiente em termos dos objetivos econômicos e socioambientais da comunidade, em função de critérios pré-estabelecidos de qualidade sanitária e melhoria na saúde e renda da comunidade com o emprego dessas tecnologias no reuso na agricultura familiar dentro do contexto de aplicação em uma comunidade rural periurbana.

Desse modo, o objetivo geral do trabalho foi investigar sistemas biológicos de tratamento convencionais e compactos em escala piloto, em termos de qualidade físico-química e sanitária do efluente, e indicadores de custos de implantação, operação e manutenção para construir, com base nesses dados, um Modelo de Avaliação de alternativas de Tratamento Descentralizado de esgotos (MAATE-I), selecionando alternativas por análise econômica, multicritério e multiobjetivo aplicáveis a comunidades rurais e periurbanas.

Os objetivos específicos compreenderam: (1) O monitoramento de cinco sistemas de tratamento de esgotos em escala piloto; (2) A avaliação do comportamento dos sumidouros em termos de colmatção do solo nas configurações tanque séptico + sumidouro e UASB 'Y' + sumidouro; (3) A estimativa dos indicadores de custos de implantação, operação e manutenção dos sistemas e os benefícios tangíveis na implantação dos mesmos; (4) A construção de um modelo computacional de avaliação de alternativas integrando análise econômica de custo e benefício e multicritério e multiobjetivo de Programação de Compromisso. (5) O diagnóstico dos grupos de alternativas de melhor atratividade, melhor compromisso e melhor índice custo e benefício para apoio à decisão na seleção de sistemas unifamiliares e multifamiliares no contexto de um assentamento peri - urbano de vocação rural no semiárido nordestino.

## 2.0. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1. Breve histórico do esgotamento sanitário no mundo e no Brasil - o que levou à situação atual.

O acesso ao esgotamento sanitário e ambiental constitui-se em condição básica para a vida humana. Em igual proporção, é verdade constatada a inacessibilidade universal ao esgotamento sanitário, trazendo consigo, consequências deletérias à saúde pública e ambiental. A estimativa de cerca de 1,10 bilhões de pessoas sem acesso à água potável, 2,60 bilhões sem esgotamento sanitário, e defecando ao ar livre atestam esta realidade (WHO, 2007; 2012).

Decorridos pelo menos cento e cinquenta anos de desenvolvimento de sistemas de esgotamento sanitário (LOFRANO e BROWN, 2010), modernamente, os sistemas convencionais de tratamento de esgotos não têm atingido toda a população, nem mesmo aos padrões sanitários restritivos ao redor do mundo (BARBOSA *et al.*, 2007). Essa realidade gera uma situação de desigualdades, privilegiando os centros urbanos de médio e grande portes. Parece claro que as Metas de Desenvolvimento do Milênio, propostas pelas Nações Unidas, não venham a ser alcançadas por soluções convencionais, abrindo espaço para a busca por soluções tecnológicas e gerenciais alternativas.

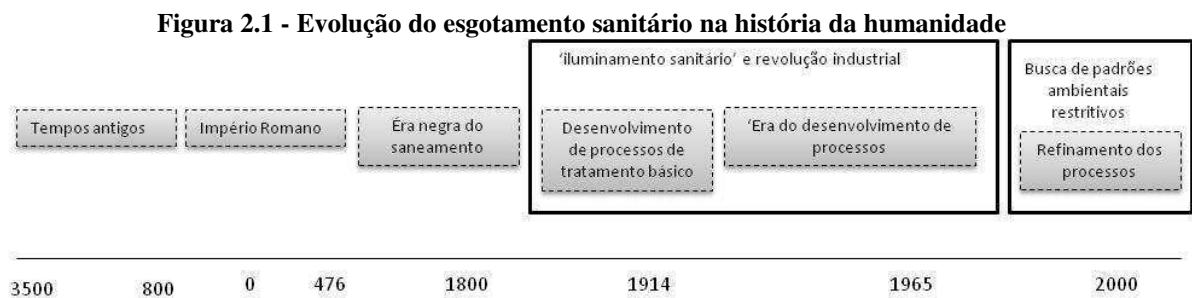
Não obstante o desenvolvimento da engenharia de saúde pública, especialmente, a partir da Revolução Industrial, com o desenvolvimento de tecnologias mais eficientes na remoção de matéria orgânica e organismos patogênicos, com posterior avanço para a redução dos níveis de substâncias causadoras de eutrofização, não houve igual progresso nos métodos gerenciais aplicados ao processo de produção de efluentes qualitativamente adequados.

Assim, o desenvolvimento e o aprimoramento das tecnologias de processos de tratamento físico, químico, biológico e físico-químico de resíduos domésticos e industriais não tem sido capaz de realizar um trabalho completamente aplicável em virtude de falhas nas técnicas de gerenciamento de manejo das plantas de tratamento.

Desde os períodos remotos da História, entre 3.500 a.C e 800 a.C, até o início do século XXI, o esgotamento sanitário sofreu alterações fundamentadas na evolução cultural, sócio-política e tecnológica das sociedades. Enquanto nos períodos remotos, as comunidades viviam espalhadas em grandes áreas, tendo seus resíduos decompostos pelos ciclos naturais, com o desenvolvimento das civilizações antigas (hindus, mesopotâmicos, gregos e romanos), foram necessárias soluções no controle da poluição gerada exigindo, inclusive, algum

gerenciamento. Os gregos são considerados como precursores dos sistemas de esgotamento sanitário (ANGELAKIS *et al.*, 2005). À Grécia, ainda, se atribui o sistema centralizado de disposição de resíduos. Na figura 2.1 mostra-se dados que expressam a evolução do esgotamento sanitário através da história entre 3.500 a.C e 2.000 A.D.

O conceito de esgotamento sanitário descentralizado floresceu mais rapidamente na Europa e nos Estados Unidos, espalhando-se mais facilmente em países africanos e asiáticos, chegando ao Brasil mais recentemente como conceito acadêmico (década de 1990).



Fonte: Lofrano & Brown (2010) adaptado.

Na realidade brasileira, tanto a saúde pública quanto o esgotamento sanitário sofreram forte influência do desenvolvimento político e econômico nacional, bem como do seu modelo gerencial centralizado. Com o crescimento das cidades, houve a necessidade de se melhorar as condições sanitárias levando o poder público a intervir no setor de saneamento, notadamente no final da década sessenta do século XX com a instituição do Plano Nacional de Esgotamento sanitário – PLANASA que se constituiu numa espécie de política federal de esgotamento sanitário, privilegiando as ações de abastecimento de água e esgotamento sanitário, principalmente de áreas urbanas (BRASIL, 2007). Essa expansão, evidentemente, acabou por concentrar investimentos nas cidades industrializadas e com maior índice de crescimento populacional e econômico, trazendo centralização das ações do esgotamento sanitário.

O déficit do setor de saneamento básico continuou elevado, sobretudo quanto ao acesso da população aos serviços de esgotamento sanitário, com baixos índices de cobertura nas áreas periféricas dos centros urbanos e nas zonas rurais, onde historicamente se concentrou a população mais pobre. O índice nacional de atendimento urbano e rural identificado no último diagnóstico disponível do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento mostrou um índice urbano de coleta de esgotos de 55,5 % apontando a inacessibilidade dos brasileiros ao esgotamento sanitário, e a lentidão no avanço rumo à universalização (BRASIL, 2013).



No Brasil, a primeira rede de esgotos foi implantada pelo então Imperador D. Pedro II na cidade do Rio de Janeiro em 1857. Somente em 1912 é que se introduz em São Paulo o sistema de esgotos baseado no conceito separador absoluto. Entretanto, nas cidades brasileiras, foi somente a partir da década de 1970 que se deu início a um maior avanço na área do esgotamento sanitário com o estabelecimento do Plano Nacional de Saneamento em 1968 e a criação da Companhia Metropolitana de Águas de São Paulo, atual CETESB (NUVOLARI, 2003).

Quanto ao gerenciamento no Brasil, historicamente, diversos arranjos institucionais vicejaram pela convivência nem sempre harmoniosa de prestadores de serviço privados e públicos municipais e estaduais, com diferentes níveis de qualidade e regulação. No esgotamento sanitário, empresas estaduais e municipais dividem a responsabilidade da demanda, com irrelevante participação privada neste setor. (BRASIL, 2005). O modelo atual de gestão de águas residuárias, deriva, em grande parte, do modelo herdado daquele Plano Nacional de Saneamento, gestado ao longo da década de 1970, dando ênfase ao esgotamento sanitário em termos do abastecimento de água, e do esgotamento sanitário.

Nesse modelo de gestão, os serviços deveriam ser prestados por empresas estaduais via contratos de concessão entre estados e municípios, tendo como lógica central a concentração da prestação dos serviços nos estados, os quais atuavam por meio de empresas públicas ou de sociedades de economia mista, com presença privada simbólica nos termos da lei, tendo seus fundos, remuneração de capital e política de investimentos controlados pelo estado, objetivando ampliar a cobertura dos serviços dentro desses limites. O objetivo da política era garantir a economia de escala pela reunião dos diversos territórios para a prestação dos serviços. Entretanto, a óptica da gestão era a de serem implantados sistemas de abastecimento de água e de esgotamento sanitário em regiões prioritárias, especialmente aquelas cidades com desenvolvimento notório e em regiões metropolitanas com alto índice de industrialização e de crescimento populacional.

Entretanto, os esforços do modelo foram limitados pelas suas próprias características operacionais e de gestão, levando a uma aplicação parcial deste, especialmente pela resistência de alguns municípios em conceder os serviços às companhias estaduais, bem como pela concentração expressiva dos recursos dos fundos de investimento em implantação de sistemas de abastecimento de água, em detrimento dos serviços de esgotamento sanitário.

Uma vez que problemas econômicos influenciam diretamente aqueles de ordem social e ambiental, com a crise econômica já na década de 1980, o modelo PLANASA sofreu o impacto, em virtude da redução abrupta da capacidade de financiamento à expansão dos

serviços, aliada ou mesmo influenciada por problemas de gestão nas empresas de esgotamento sanitário (BRASIL, 2007). Com a regulação do setor de esgotamento sanitário, e a extinção do BNH, em 1986, o novo papel regulatório conferido pela Constituição Federal de 1988 à União de fixar as diretrizes para o esgotamento sanitário demandou ações imediatas que não ocorreram até o início da década de 1990.

Até por volta do ano de 1998, os prestadores públicos estavam sufocados em função do abandono da União no desempenho do seu papel de financiadora das ações o que prejudicou ainda mais a expansão dos serviços. Assim, a necessidade urgente de ações estruturantes mostrou-se necessária, montando ações integradas de saneamento não apenas voltadas para o abastecimento de água e esgotamento sanitário, mas também ao manejo de resíduos sólidos e de águas pluviais, em que pese o fato da interdependência e integração destas ações na busca pelas condições adequadas de saúde pública e ambiental. A demanda de regulação, evidentemente, para se mostrar efetiva, deveria abranger a totalidade do território na busca pela universalização dos serviços de esgotamento sanitário.

Portanto, já que dificuldades evidenciadas para a inclusão social em esgotamento sanitário urbano e rural são relacionadas tanto a questões políticas, quanto a aspectos influenciados por investimentos econômicos, justifica-se a proposição de um modelo capaz de disseminar o tratamento de esgotos a custo reduzido, a qual aponta para a gestão descentralizada de esgoto sanitário.

Na tabela 2.1 estão apresentados os dados de investimentos realizados em 2011 no território nacional, na qual se observa uma forte concentração na região sudeste do país, onde os índices de industrialização e desenvolvimento são mais expressivos.

**Tabela 2.1 - Investimentos em esgotamento sanitário por região geográfica e destino dos recursos**

Regiões	Investimento (R\$ milhões)				
	Despesas capitalizáveis	Água	esgotos	Outros	Total
	Total	Urbano	Total	Urbano	Total
Norte	17,70	254,60	135,10	17,30	424,70
Nordeste	94,30	701,60	497,10	62,00	1.355,00
Sudeste	246,60	1.741,50	2.336,10	484,80	4.809,00
Sul	23,50	417,30	702,30	69,00	1.212,10
Centro-oeste	12,90	300,70	249,20	37,90	600,70
<b>Brasil</b>	<b>395,00</b>	<b>3.415,70</b>	<b>3.919,80</b>	<b>671,00</b>	<b>8.401,50</b>

Fonte: BRASIL (2013) adaptado

No Brasil, embora não haja política sistematizada de gestão do esgotamento sanitário em nível descentralizado, o uso de sistemas comumente utilizados mundialmente no tratamento simplificado descentralizado de esgotos é comum. Tanques sépticos seguidos de unidades de tratamento complementar ou simples disposição ao solo via sumidouros ou valas de infiltração são regulados pela norma NBR 13.969/1997. A tabela 2.2 mostra a estimativa da população atendida por tanques sépticos nas áreas urbanas e rurais no Brasil, a partir dos dados apresentados por Andreolli (2009). Como se observa, o Brasil pratica o esgotamento sanitário descentralizado apenas em parte, haja vista a carência de literatura nacional normativa e informativa sobre as ações de implementação, operação e manutenção desses, para subsidiar as instituições de ensino superior, empresas, profissionais, associações comunitárias, condomínios e público interessado.

**Tabela 2.2 - Estimativa da população atendida por tanques sépticos nas áreas urbanas e rurais no Brasil**

Localização	Tanques sépticos (%)	População atendida (milhões)
Urbana	23,57	37,35
Rural	18,40	5,77
Brasil	22,72	43,12

Fonte: Andreolli (2009) adaptado

A ausência de institucionalização da prática descentralizada no esgotamento sanitário em todos os níveis da sociedade brasileira impede o avanço desta abordagem de gestão com potencialidade para garantir a universalização do serviço. Além disto, atividades voltadas para o monitoramento, operação e manutenção desses sistemas, poderia criar e desenvolver um mercado promissor capaz de gerar emprego e renda em todo o país, desenvolvendo ainda o empreendedorismo com o fomento à criação de empresas de assessoria técnica e consultoria e a consequente absorção de pessoal qualificado na área de engenharia ambiental e sanitária.

## **2.2. O binômio meio ambiente e saúde pública.**

A Organização Mundial da Saúde estima em 780 milhões, o número de pessoas utilizando fontes precárias para atender às suas necessidades de abastecimento de água, e em 2,5 bilhões o número de pessoas que ainda utilizam condições mínimas de esgotamento sanitário ou defecam ao ar livre (WHO, 2012). Essa realidade global constitui-se num alerta que desencadeie ações concretas na busca por estratégias de desenvolvimento social pelo incremento dos níveis de saúde pública das populações rurais e urbanas.

Uma gama de benefícios sociais e econômicos pode resultar da melhoria nos serviços de esgotamento sanitário. Dessas ações, pode-se esperar uma redução no número de óbitos

associado às doenças diarreicas, bem como o impacto indireto à saúde, a exemplo da desnutrição, tanto quanto o benefício de tempo recuperado, tudo resultante da melhoria do esgotamento sanitário.

Benefícios econômicos relacionados à economia proveniente da melhoria da saúde nacional, avaliados em função da redução de demandas no sistema de saúde, além da redução do tempo improdutivo devido às condições mórbidas decorrentes da manifestação de doenças entéricas e mortalidade prematura, são fatores considerados importantes. De fato, a capacidade de recuperação econômica por unidade monetária investida em ações de esgotamento sanitário é muito expressiva, e deve chamar a atenção dos gestores em nível mundial. A tabela 2.3 apresenta o índice de benefício e custo das intervenções calculadas para atingimento universal das melhorias no esgotamento sanitário por região planetária em 2010.

**Tabela 2.3 - Índice de benefício-custo de intervenções calculadas para atingimento universal de melhorias no esgotamento sanitário por região planetária – 2010.**

<b>Regiões Planetárias</b>	<b>Índice de benefício e custo por região</b>
Cáucaso e Ásia Central	4,80
Norte da África	4,30
África Sub-Saara	2,70
América Latina e Caribe	7,30
Leste Asiático	8,00
Sul Asiático	4,60
Sudeste Asiático	5,00
Oeste Asiático	6,10
Oceania	3,60
Mundo	5,50

Fonte: WHO (2012) adaptado.

A taxa de benefício e custo para as intervenções em uma escala macrorregional variam de 2,80 na região da África Sub-Saara, a 8,0 no Leste da Ásia. O retorno econômico global do investimento em esgotamento sanitário mostra-se expressivo, e fica na faixa de US\$ 5,50 por cada dólar investido. Do ponto de vista do nível de investimento em escala global necessários para atingimento tanto das Metas do Milênio quanto do acesso universal ao abastecimento d'água e esgotamento sanitário, a tabela 2.4 apresenta o total de custos de financiamento de capital para a expansão.

A tabela 2.4 demonstra os custos totais de financiamento de capital para atingir o alvo de cobertura universal de esgotamento sanitário e abastecimento de água. Os custos só com esgotamento sanitário são estimados em US\$ 115 bilhões, ou US\$ 23 bilhões ao ano a ser aplicados entre 2010 e 2015, sendo que 54 % desses custos seriam destinados a áreas urbanas.

**Tabela 2.4 – Total de custos de financiamento de capital para expansão da cobertura para atingir as metas de desenvolvimento para o milênio e o acesso universal ao abastecimento de água e esgotamento sanitário entre 2011 e 2015 (em milhões de US\$, 2010).**

Região	Abastecimento de água			Saneamento		
	Urbana	Rural	Total	Urbana	Rural	Total
Cáucaso e Ásia Central	2.009,00	1.836,00	3.845,00	2.729,00	833,00	3.562,00
Norte da África	8.842,00	3.057,00	11.898,00	5.036,00	1.333,00	6.369,00
África sub-Saara	13.620,00	16.010,00	29.629,00	47.026,00	48.198,00	95.224,00
América Latina e Caribe	24.745,00	4.364,00	29.109,00	29.144,00	10.188,00	39.332,00
Leste da Ásia	48.902,00	21.346,00	70.248,00	50.812,00	16.607,00	67.419,00
Sul da Ásia	4.187,00	3.644,00	7.831,00	43.736,00	45.460,00	89.197,00
Sudeste da Ásia	22.835,00	6.712,00	29.547,00	8.250,00	7.602,00	15.852,00
Oeste da Ásia	15.746,00	4.624,00	20.370,00	11.010,00	3.765,00	14.775,00
Oceania	163,00	700,00	864,00	182,00	480,00	662,00
Global	141.049,00	62.293,00	203.341,00	197.925,00	134.466,00	332.392,00

Fonte: WHO (2012) adaptado.

A maioria dos custos globais está centralizada nessas três regiões: África-Sub-Saara, Sul e Leste da Ásia. No que diz respeito aos custos com esgotamento sanitário e abastecimento d'água, tomados juntos, somam-se US\$ 145 bilhões ao longo do período de 2010 a 2015, a ser preponderantemente investidos na região da África-Sub-Saara, somando um investimento nessa área de US\$ 53 bilhões, o que representa cerca de 1/3 da demanda total de investimentos. Os investimentos na área da América Latina e Caribe somariam um total de US\$ 39,33 bilhões para a melhoria do esgotamento sanitário, com um índice de recuperação de investimento da ordem de US\$ 7,30 para cada dólar investido (WHO,2012).

A melhoria das condições de saúde, abastecimento d'água, esgotamento sanitário, e a consequente redução da proliferação de doenças e minimização dos impactos ambientais decorrentes dependem, em grande parte, não só de boas práticas de higiene e de infraestrutura de saúde pública, mas também de soluções confiáveis de coleta e tratamento de águas residuárias (LANGERGRABER e MUELLEGGGER, 2005; MUGA e MIHELICIC, 2008).

A diarreia constitui-se numa doença comum com ocorrência muito frequente em países pobres e em desenvolvimento, e ainda é uma das principais causas de mortalidade em crianças na faixa etária até os cinco primeiros anos de vida, ocorrendo em virtude de fatores combinados de ordem ambiental, e socioeconômica. Nos últimos 30 anos observou-se nos países em desenvolvimento uma redução na taxa de mortalidade infantil de 69,5 %, entretanto com um número ainda elevado de óbitos (1,4 milhão de óbitos.ano<sup>-1</sup>) (KOSEK *et al.*, 2003).

Os resultados apresentados por Esrey *et al.* (1985) há cerca de 30 anos atrás, por exemplo, demonstravam uma substancial redução nas taxas de mortalidade e de morbidade a partir de investimentos em abastecimento de água e disposição de excretas. Os autores mostraram que é possível reduzir entre 35 e 50 % a taxa de mortalidade por diarreia, através

da combinação de implantação de sistemas de abastecimento de água, disposição de excretas e educação de higiene básica.

Gutiérrez *et al.* (1996) por sua vez, mostraram que a implantação de ações de esgotamento sanitário e abastecimento d'água, além de medidas de controle associadas à imunização foi responsável pela redução nas taxas anuais de mortalidade por diarreia da ordem de 250/1000 nascidos vivos para 70/1000 nascidos vivos entre 1978 e 1993 no México.

Estudos recentes da Organização Mundial da Saúde dão conta de uma variação global de 1 a 13 casos de diarreia por criança e por ano, com taxa de hospitalização com atendimento ambulatorial em torno de 10 % dos casos, reconhecendo uma ampla variedade de benefícios sociais e econômicos resultantes das ações de melhoria nas condições sanitárias das comunidades (WHO, 2012). De fato, pelo menos 1,5 milhão de crianças morrem anualmente vítimas de diarreia sendo que 88 % das mortes são atribuídas à má qualidade da água, esgotamento sanitário inadequado e falta de higiene, podendo ser evitadas (WHO, 2009).

No Brasil, a queda da mortalidade por diarreia iniciou-se na segunda metade do século XX, observado um grande impacto com a implantação das políticas de esgotamento sanitário a partir da década de setenta (BRASIL, 2002). Entretanto, atualmente, as diarreias ainda figuram como um problema de saúde pública, relacionadas principalmente pelas condições de vida, e falta de acesso com qualidade aos serviços de saúde pública e esgotamento sanitário.

Heller (1998) relatou uma redução mediana de 22 % na morbidade e de 65 % na mortalidade por doenças diarreicas, atribuída a melhorias no abastecimento de água e no esgotamento sanitário.

Segundo dados do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004), vários estudos assinalam a redução da mortalidade infantil desde as primeiras décadas do século XX, principalmente por causa da melhoria do esgotamento sanitário. Dados do mesmo estudo distinguem as doenças infecciosas e parasitárias como a quarta principal *causa mortis* em 1980, caindo para a sétima principal causa em 2000, referindo o acesso ao esgotamento sanitário como um fator contribuinte para o declínio da mortalidade decorrente de causas infecciosas. Dados mais recentes demonstram que a *causa mortis* por diarreia manteve-se na mesma posição mundialmente entre 2000 e 2011.

Oliveira (2008) analisando dados do DATASUS entre 1995 e 2005 relatou a ocorrência, no Brasil, de 39.421 mortes por diarreia e 1.505.800 internações associadas a esta doença em crianças menores de um ano de idade, embora com tendência ao decréscimo em todo o território nacional.

Dados mais atuais do Ministério da Saúde reportaram uma redução de 28,10 % no número de casos de óbitos por doenças diarreicas no Brasil entre 2000 e 2010, registrando-se, nessa década um total de 53.551 casos, sendo que 50,02 % do total de casos ocorreram na região Nordeste do país (BRASIL, 2012).

Ferrari e Bertollozzi (2012) demonstraram que o grupo de causas de óbitos prevalecente no Brasil ainda é o grupamento aonde a diarreia se inclui, sendo as condições de vida segundo indicadores socioeconômicos – moradia, esgotamento sanitário, educação e acesso à saúde, considerados determinantes para os maiores índices de mortalidade pós-neonatal por causas passíveis de redução.

Estudos correlacionando a taxa de mortalidade infantil no Brasil e a cobertura de sistemas de esgotamento sanitário observaram relação inversa entre estes fatores para esgotamento sanitário ficando o índice de incidência 69 % menor do que aquele em locais sem cobertura de esgotamento sanitário (TEIXEIRA e PUNGIRUM, 2005).

Da figura 2.2, pode-se observar que locais desprovidos de esgotamento sanitário apresentaram os índices mais elevados de taxa de mortalidade infantil (TMI), atingindo 70 óbitos por 1000 vivos. Por sua vez, um índice de cobertura de esgotamento sanitário por volta de 50 %, apresentaria uma TMI da ordem de 40 por 1000 vivos, com uma redução elevada de 57,14 %, para um acréscimo de 50 % na cobertura do serviço de esgotamento sanitário, estabelecendo-se uma relação de 1,14 pontos percentuais de redução na mortalidade para cada ponto percentual de acréscimo no índice de cobertura de esgotamento sanitário.

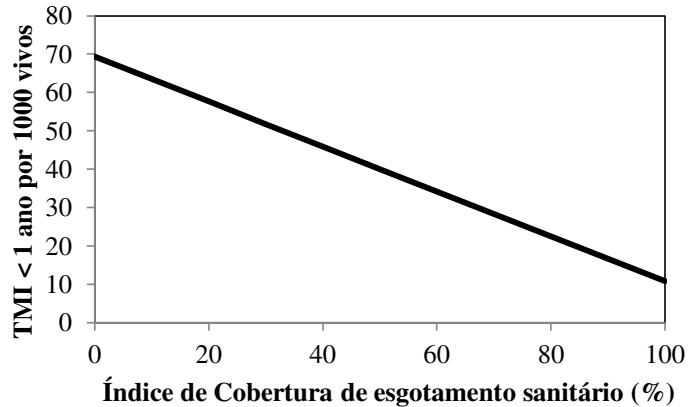
Por sua vez, a universalização do serviço pode reduzir a TMI para valores da ordem de 20 por 1000 vivos, isto é, um índice 3,5 vezes menor do que aqueles observados em áreas sem cobertura alguma de esgotamento sanitário. A figura 2.2 apresenta o decréscimo da taxa de mortalidade infantil em crianças menores de um ano, e o índice de cobertura de sistemas de esgotamento sanitário no Brasil a partir do modelo de regressão proposto por Teixeira e Pungirum (2005).

Pesquisas realizadas pela FUNASA em 2010 no Brasil sugerem os episódios de diarreias possivelmente relacionados com a precariedade da estrutura de esgotamento sanitário da área onde a criança reside, ressaltando-se a necessidade de introdução de medidas efetivas para modificação das condições sanitárias destas comunidades (BRASIL, 2013).

A Figura 2.3 apresenta uma regressão linear simples dos dados do Ministério da Saúde observados pela Secretaria de Vigilância em saúde do Ministério da Saúde entre 2000 e 2010 (BRASIL, 2012) observando-se uma redução gradativa, porém expressiva, do número de

óbitos por doenças diarreicas agudas (DDA), da ordem de 32,07 % entre 2000 e 2013, porém com 3.729 óbitos anuais.

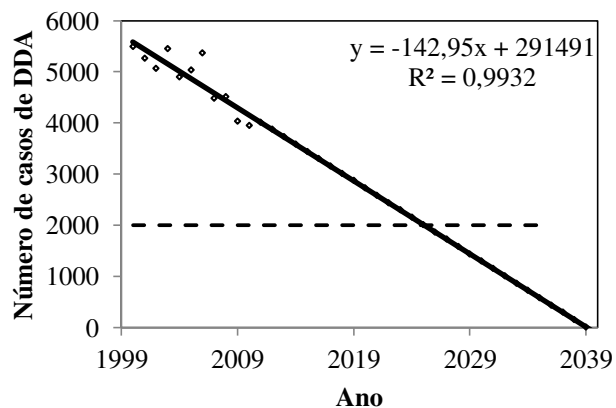
**Figura 2.2 – Regressão linear simples entre a taxa de mortalidade infantil e a cobertura por sistemas de esgotamento sanitário ( $R=0,734$ ;  $\alpha=0,05$ ;  $p\text{-valor}=0,018$ )**



Fonte: O Autor.

Com base na regressão desses dados, seria possível erradicar o óbito por DDA somente por volta de 2039. Até lá, pelo menos mais 50.458 pessoas terão morrido, a maioria crianças na faixa etária até os cinco anos de idade.

**Figura 2.3 – Projeção do número de óbitos por Doenças Diarreicas Agudas em 25 anos**



Fonte: O Autor.

Victora (2009) observou uma redução muito expressiva da taxa de mortalidade infantil por diarreia no município de Pelotas (RS) entre 1982 e 2004, de 4,2 para 0,2/nascidos vivos, e a melhoria em esgotamento sanitário é citada como uma das causas da redução de doenças entéricas feco-orais infantis. Entretanto, os dados apresentados por Melli e Waldman (2011) apontam a iniquidade social, especialmente quando comparado o diagnóstico do Nordeste do Brasil com o das regiões sul e sudeste.



Abordagens mais recentes do polinômio promoção-saúde-doença-cuidado, consideram o esgotamento sanitário como reflexo e impulsionador, ao mesmo tempo, dessa relação complexa, superando o modelo meramente preventivista. Souza e Feitas (2009) concluíram que as ações de esgotamento sanitário deveriam transpassar a mera implantação de soluções tecnológicas, procurando a combinação de políticas públicas saudáveis e a participação da sociedade nas soluções propostas pela engenharia ambiental. No entanto, no estado atual, o Brasil ainda carece de implantação de alternativas viáveis e de baixo custo para garantia do acesso aos serviços básicos de saúde pública e dignidade humana, principalmente nas comunidades periurbanas e rurais.

De fato, advoga-se que a ordem de prioridades das ações deve levar em consideração as características da população beneficiada pelas ações de esgotamento sanitário (SOARES *et al.*, 2002). Abordagens holísticas para avaliação de situações e perspectivas de esgotamento sanitário em regiões urbanas e periurbanas também são soluções investigadas atualmente, a fim de atingir compreensões de aspectos não considerados na abordagem tecnicista ou ‘tecnologista’. (TIBERGHIE *et al.*, 2011). Entretanto, esta abordagem ainda é necessária e não pode ser desprezada.

### **2.3. O tratamento descentralizado como estratégia de inclusão social**

Os custos de implantação, operação e manutenção de sistemas centralizados de tratamento também são responsáveis pelo massivo aporte de capital em estruturas de esgotamento sanitário. Estudos de caso nos Estados Unidos mostram que sistemas centralizados custam significativamente mais do que sistemas descentralizados, quando são considerados numa análise econômica do ciclo de vida (em 60 anos) os custos totais de financiamento, capital, operação e manutenção, e custos de gerenciamento (PINKHAM *et al.*, 2004). Este fato certamente constitui-se num fator inibidor para o acesso à totalidade da população ao serviço em países em desenvolvimento ou marginalmente desenvolvidos, como é o caso do Brasil.

As agências federais de fomento são as principais responsáveis pelo financiamento para a implantação de sistemas de coleta e tratamento de águas residuárias no Brasil. De outro lado, a operação e manutenção tende a ser subsidiada pelos governos locais, em nível estadual ou municipal (BRASIL, 2002). Parece improvável num horizonte de médio prazo, que a introdução de instrumentos econômicos de taxação, em meio à prática já consolidada do

subsídio federal venha racionalizar investimentos federais em sistemas de esgotamento sanitário, desonerando o governo na gestão de águas residuárias.

Dessa forma, rotas alternativas de solução para o problema da universalização do acesso ao esgotamento sanitário podem ser sugeridas. As tecnologias simplificadas de tratamento implantadas próximas à geração do efluente como fossas, e latrinas ecológicas (MARA *et al.*, 2007) têm sido aplicadas muitas das vezes como opção mais apropriada e barata de esgotamento sanitário em algumas regiões rurais e urbanas em locais de baixa renda e baixa densidade populacional, ocorrendo comumente em muitos países da América Latina, África, Ásia e Oriente Médio (PATERSON *et al.* 2007; QADIR *et al.*, 2010). A solução de baixo custo para populações de baixa renda pode não ser uma solução definitiva, mas pode contribuir para a melhoria das condições sanitárias de milhões de pessoas no Brasil, e de bilhões de pessoas em todo o mundo (WHO, 2000).

Entretanto, a abordagem descentralizada pode variar desde soluções muito simplificadas, como fossas e latrinas ecológicas, a sistemas mais sofisticados e efetivos dos pontos de vista sanitário e ambiental. Dependendo se o sistema descentralizado é de caráter residencial ou multifamiliar, as tecnologias podem variar desde simples tratamento primário e disposição final no solo, indo do secundário ao terciário em algumas situações restritivas para lançamento do efluente em corpo receptor conforme legislação local (PARTEN, 2010).

Porém, no contexto da introdução das soluções descentralizadas de tratamento em regiões periurbanas, deve ser considerado ainda, um fenômeno interligado entre rápido crescimento populacional e urbanização, o qual vem propagando uma rápida explosão da densidade populacional em países em desenvolvimento, sendo possível que soluções unifamiliares mostrem-se pouco efetivas ou mesmo inviáveis em virtude de condições específicas de solo incapazes de absorção da carga hidráulica afluyente, ou mesmo de eventual fragilidade hidrogeológica das áreas no entorno da dispersão do efluente, com a conseqüente contaminação do aquífero. Nesses casos, podem ser demandadas soluções de baixo custo que envolva, ou a implantação de sistemas descentralizados tratando blocos de residências (*Clusters* de tratamento) (PARTEN, 2010, USEPA; 2005) ou a construção de sistema condominial, empregado no Brasil desde 1980 (PATERSON *et al.*, 2007).

Em todo caso, as soluções descentralizadas e demais soluções alternativas simplificadas e de baixo custo têm em vista o equacionamento do mesmo problema fundamental: minimizar a alocação de recursos dos governos na medida em que maximiza a abrangência da implantação dos sistemas de tratamento de esgotos no alvo da universalização do serviço.

## 2.4. O tratamento descentralizado como estratégia de gestão para a universalização

O sistema centralizado de tratamento é caracterizado pela complexidade, robustez estrutural e operacional, custos elevados e relação custo-benefício muitas das vezes sofrível.

No final do século XX e início do século XXI, o tratamento descentralizado de esgotos é visto como alternativa a mais sustentável especialmente para países em desenvolvimento (PARASKEVAS *et al.*, 2002), aplicáveis a pequenas vilas isoladas ou assentamentos rurais com baixa densidade populacional em virtude de sua simplicidade e efetividade de custos (BUTLER AND MACCORMICK, 1996; HEDBERG, 1999; OTTERPOHL *et al.*, 1997; PARASKEVAS *et al.*, 2002; WILDERER AND SCHREFF, 2000; USEPA, 2005).

Sistemas descentralizados mais avançados de esgotamento sanitário implantados com controle de consumo de água (sistemas separadores de águas e tecnologias de descarga a vácuo) são utilizados e investigados na Europa, Ásia, Oriente Médio, Norte da África e América Latina, em termos dos seus benefícios ambientais, viabilidade econômica e aceitação social, em diferentes escalas de implantação, e são aceitos como significativamente mais vantajosos do que os sistemas centralizados de tratamento de águas residuárias, sendo recomendados tanto para projetos em propriedades públicas e privadas, como para uma estratégia de desenvolvimento urbano de longo prazo, mesmo diante dos desafios observados quanto ao estabelecimento de tarifas e introdução de práticas de gerenciamento para aquilatar a depreciação de capital (BAKIR, 2001; BENNETO *et al.*, 2009; PEARCE-OROZ, 2006; SURYACHAN *et al.*, 2012).

Assim, o gerenciamento baseado na descentralização é progressivamente considerado nas decisões de implantação de estruturas sanitárias urbanas e rurais pelo menor aporte de recursos, além da sustentabilidade ecológica (BALKEMA *et al.*, 2002; MASSOUD *et al.*, 2009; TCHOBANOGLOUS AND CRITES, 2003).

Em virtude do Plano Nacional de Esgotamento sanitário (PLANASA), desde 1970, a centralização é aplicada no Brasil (SEZERINO *et al.*, 2000). Apesar de certa regulamentação trazida pela NBR 13.969/1997 (ABNT, 1997), não se observa uma política pública prática de incentivo à forma de esgotamento sanitário descentralizado no país, uma vez que o engessamento organizacional ainda impera entre as companhias de esgotamento sanitário, além da forte influência exercida pela formação profissional dos engenheiros sanitaristas e ambientais, mantendo o paradigma da centralização nos tomadores de decisão.

Atualmente, o Programa Habitacional Popular – Minha Casa Minha Vida do governo federal, objetivando garantir habitação à população de baixa renda nas áreas urbanas, pelo

acesso à moradia digna com padrões mínimos de sustentabilidade, segurança e habitabilidade (sic) aplica a legislação que dispõe sobre as condições para liberação de recursos para financiamento, em que o terreno do empreendimento deve possuir infraestruturas de abastecimento de água e esgotamento sanitário, o que exigirá investimentos para garantir as condições sanitárias apropriadas às habitações populares (BRASIL, 2009).

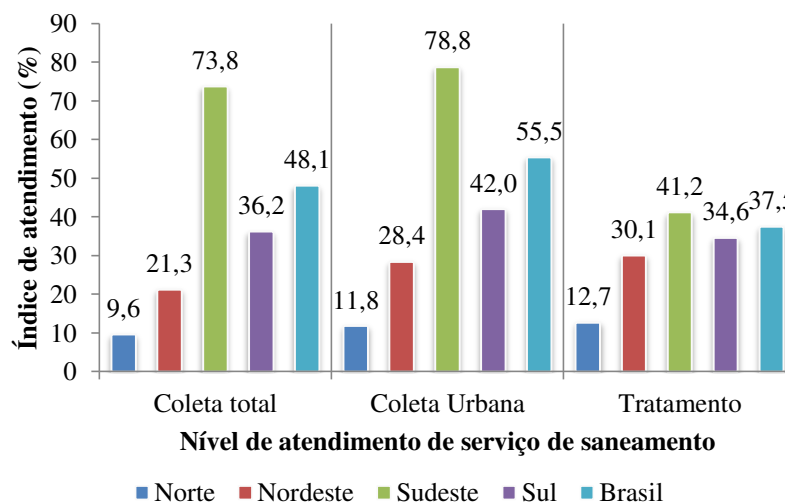
Entretanto, na realidade nacional, certos equipamentos de infraestrutura ainda se constituem numa espécie de privilégio dos bairros centrais das cidades de grande e médio porte, com contínua redução de incidência dessas obras em cidades de pequeno porte, e em bairros com população habitante de baixa renda. Apesar dos investimentos realizados ao longo dos anos, os índices nacionais de atendimento urbano e rural apurados em 2.925 municípios para esgotamento sanitário pelo SNIS 2008 foram de 43,2% para a coleta de esgotos, subindo para apenas 48,1% em 2011, isto é, um acréscimo pontual de 4,9 % em três anos. Tomando apenas a população urbana, os dados mostram índice de coleta de esgotos de 50,60% e 55,50 % nos anos de 2008 e 2011, respectivamente, apontando a inacessibilidade dos brasileiros ao esgotamento sanitário em termos da cobertura de esgotos sanitários. A figura 2.4 contém os valores do nível de atendimento de serviços de esgotos por tipo, nas regiões geográficas e no Brasil em 2011 (BRASIL, 2013).

Tomando a série histórica de dados do Sistema Nacional de Informação sobre Esgotamento sanitário (SNIS) compreendendo o período de 1995 a 2011, observa-se uma tendência lenta no avanço para a universalização tanto dos serviços de coleta de esgotos quanto de tratamento, apesar do incremento significativo do investimento em esgotamento sanitário, especialmente a partir de 2006. Em 1995, a cobertura de coleta de esgotos em nível urbano em municípios atendidos por abastecimento de água era de 34,60 %, atingindo 55,50 % apenas em 2011. No que diz respeito ao tratamento, somente a partir de 2003 o índice de cobertura chegou aos 31,20 %, tendo sido necessários oito anos para atingir 37,50 % (um acréscimo de apenas 6,3 pontos percentuais).

A figura 2.5 apresenta uma regressão linear a partir dos dados disponíveis no SNIS em 16 anos, apresentando correlação muito boa do índice de atendimento de coleta e tratamento em função do tempo em termos de implantação de sistemas de tratamento de esgotos no Brasil (respectivamente  $r=0,932$  e  $r=0,938$ ).

Como base na regressão da figura 2.5, uma estimativa da universalização do serviço de coleta de esgotos em municípios já abastecidos por sistema de abastecimento de água pode ser feita, e somente ocorreria por volta de 2040.

**Figura 2.4 – Nível de atendimento de serviços de esgoto por região demográfica e no Brasil em 2011.**



Fonte: adaptado de SNIS: 2011 (BRASIL, 2013).

Do ponto de vista de saúde pública, o avanço na coleta de esgotos nos centros urbanos se constitui uma estratégia importante, porém a custos relativos elevados quando comparados com sistemas que dispensam ou minimizam substancialmente a instalação de redes.

Por outro lado, os dados mostram uma tendência ainda mais lenta no avanço da cobertura de tratamento, a qual somente atingiria a universalização por volta de 2054, o que expressa um déficit ambiental substancial pela poluição dos corpos aquáticos e mananciais recebendo contribuições *in natura*.

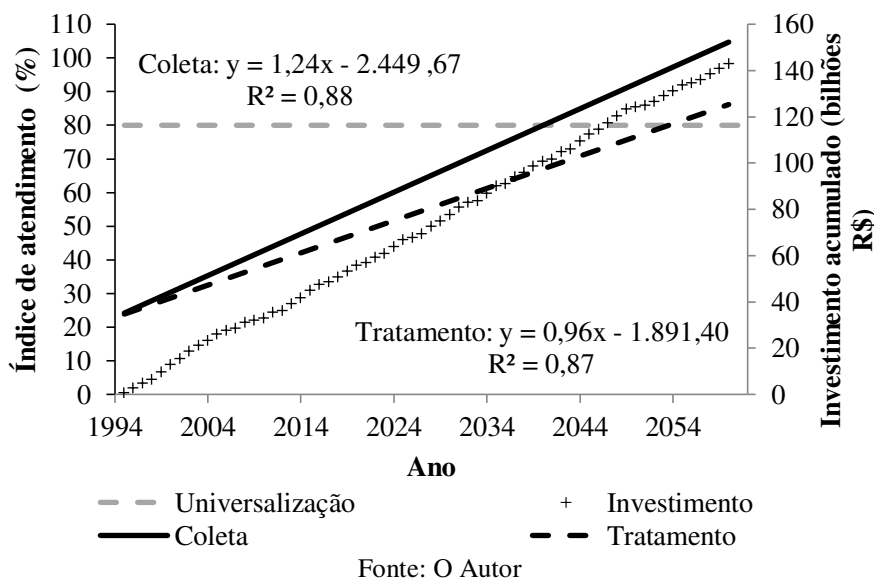
No que diz respeito aos investimentos, a figura 2.6 apresenta a regressão dos dados de investimentos cobrindo o período de 1995 a 2011, com correlação observada entre o índice de cobertura de tratamento e o investimento acumulado entre 1995 e 2011 ( $r=0,915$ ).

O investimento acumulado entre 1998 e 2009 somou R\$ 26,41 bilhões para um avanço pouco expressivo dos índices de coleta e tratamento, respectivamente de 14,9 e 6,3 pontos percentuais.

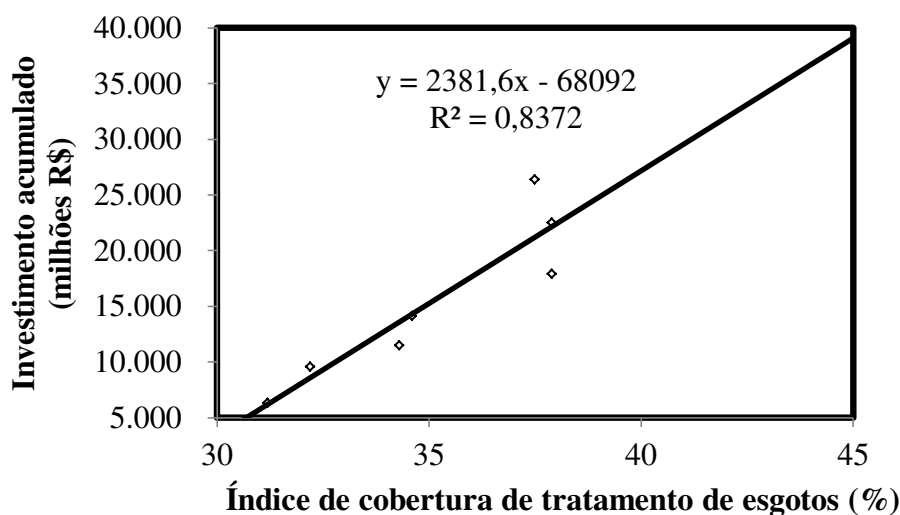
O custo necessário na implantação de coleta e tratamento de esgotos para atingir os níveis atuais de atendimento foi da ordem de R\$ 1.731,20  $\text{hab}^{-1}$ , de onde se observa o montante de recursos que deve ser investido, considerando o ritmo de crescimento desse período, para que a universalização seja atingida.

Desse modo, sem considerar a inflação, ou modificações na política nacional de investimento, em moeda corrente, poder-se-ia estimar a demanda de aproximadamente 90 bilhões de reais em ações de esgotamento sanitário para que o Brasil atinja a universalização para coleta e tratamento.

**Figura 2.5 – Correlação do índice de atendimento de coleta e a escala do tempo em termos do investimento em tratamento de esgotos no Brasil, a partir da série histórica de dados do SNIS entre 1995 e 2011.<sup>1</sup>**



**Figura 2.6 – Correlação do índice de atendimento de coleta e tratamento de esgotos ao longo dos anos no Brasil, a partir da série histórica de dados do SNIS entre 1995 e 2011.<sup>2</sup>**



Fonte: O Autor.

## 2.5. Tratamento descentralizado de esgotos domésticos

No contexto observado de baixa capacidade de financiamento dos governos de países pobres e em desenvolvimento, que constituem a grande maioria, soluções tecnológicas definitivas nem sempre são viáveis (RAMMONT e AMIN, 2010), abrindo espaço para a

<sup>1</sup> BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Esgotamento sanitário Ambiental. Sistema Nacional de Informações sobre Esgotamento sanitário: diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 1995...2011. Brasília: MCIDADES. SNSA, 1996...2013.

<sup>2</sup> Idem.

proposição de soluções alternativas de baixo custo. Essas soluções são apresentadas no conceito da gestão descentralizada de águas residuárias, mostrando-se muito apropriadamente como solução razoável para o problema, propondo, ao mesmo tempo, condições melhoradas às comunidades beneficiadas com os equipamentos de infraestrutura, bem como outros benefícios em nível social, ambiental e econômico.

Atualmente, apesar do desenvolvimento tecnológico associado ao tratamento de águas residuárias, e dos esforços e medidas tomadas pelos governos na construção de estações de tratamento de esgotos, os altos custos de capital para implantação da planta de tratamento, aliados aos custos diluídos no ciclo de vida relativos à operação e manutenção do sistema, ainda são barreiras reais e determinantes (*idem*).

Quando se trata de sistemas descentralizados, observa-se que, respeitada a análise *in situ* na área a ser beneficiada pelo projeto, a qual pode evidenciar economia de escala em determinadas circunstâncias específicas, com eventual maior vantagem para o emprego de sistemas convencionais alternativos e em blocos de residências, os sistemas descentralizados em geral, apresentam custos totais anuais significativamente menores do que as soluções convencionais, demonstrando a viabilidade do seu emprego como estratégia governamental na busca pela universalização dos serviços de esgotamento sanitário nos países pobres e em desenvolvimento (MASSOUD *et al.*, 2009).

Já no que concerne à qualidade do efluente gerado pelos sistemas normalmente empregados nos sistemas descentralizados, algumas considerações precisam ser feitas:

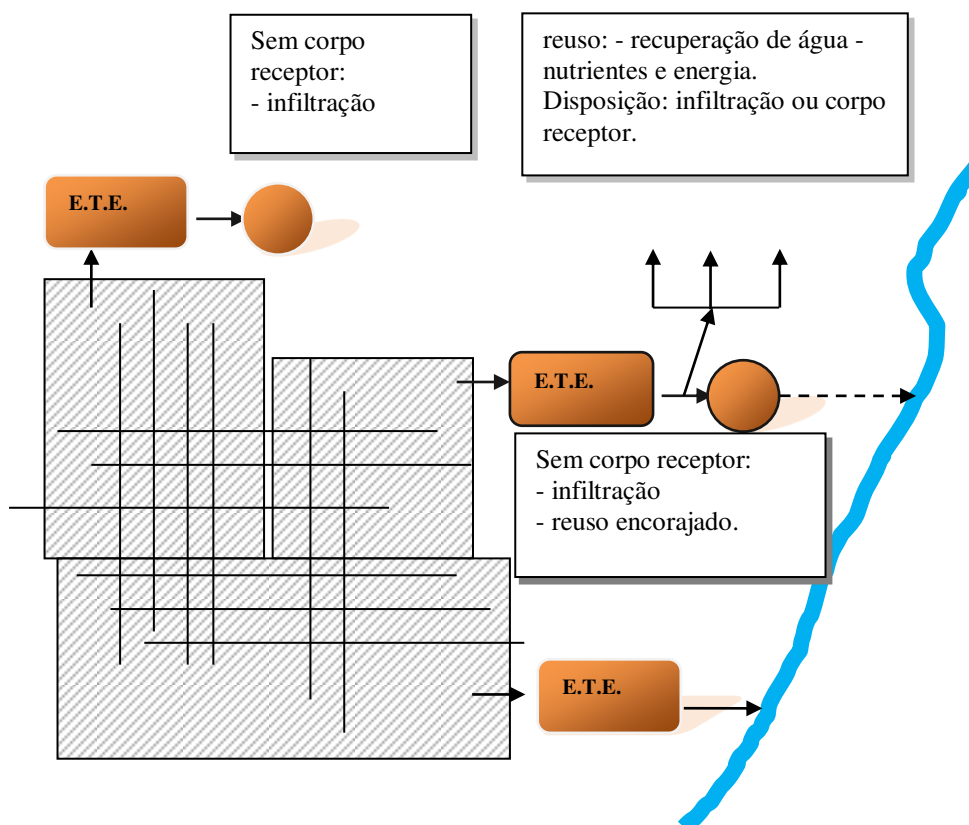
- 1) Sistemas anaeróbios normalmente requerem pós-tratamento para se atingir os padrões de lançamento em corpos receptores (SOUSA *et al.*, 2009);
- 2) Sistemas anaeróbios com pós-tratamento aeróbio, demandarão, eventualmente, tratamento terciário para remoção de organismos indicadores e ovos de helmintos para atender a padrões mais exigentes de irrigação agrícola irrestrita;
- 3) A disposição final do efluente de sistemas descentralizados tende a ser feita, na sua grande maioria, no solo, cuja restrição está associada à capacidade de infiltração, à distância da cota de fundo do campo de infiltração ao nível estático do lençol freático (NBR 13.969:1997), ou o emprego na irrigação agrícola a qual pode ser tida como sem restrição se for empregada uma tecnologia de irrigação subsuperficial (WHO, 2006).
- 4) O tratamento terciário, utilizado na remoção de poluentes específicos, ou ainda na remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário pode ser demandado por imposições legais restritivas ao lançamento e disposição de efluentes, já que os processos convencionais de tratamento muitas vezes não

são suficientes para atender a esses padrões requeridos de descarga de efluentes, proteção da biota e reuso (MANCUSO, 2003; NUVOLARI, 2003; von SPERLING, 2005).

- 5) A eventual necessidade de emprego do tratamento terciário, tendo em vista o atendimento às restrições e exigências dos órgãos ambientais, deve ser levada em conta considerando a característica difusa do lançamento do efluente no âmbito da bacia hidrográfica, observadas as condições locais e específicas verificadas *'in situ'*.
- 6) O emprego de pós-tratamento e tratamento terciário, demandados em certas situações, tenderá a encarecer o sistema, sendo necessária uma análise econômica apropriada.

A figura 2.7 mostra um esquema genérico de gerenciamento descentralizado de águas residuárias.

**Figura 2.7 – Modelo genérico hipotético de tratamento descentralizado**



Fonte: O Autor

Mesmo empregando tecnologias anaeróbias, o reuso de efluentes provenientes de sistemas descentralizados de tratamento tanto domésticos unifamiliares quanto comunitários é fortemente encorajado na literatura especialmente em países em desenvolvimento e em países pobres cuja recuperação de água, nutrientes e energia presente no biogás pode servir como



fonte de recursos para o desenvolvimento de pequenas comunidades (MARA *et al.*, 2007, MUSTAPHA, 2009; OTTERPOHL *et al.*, 2002; USEPA, 2005).

Apesar disso, ainda é corrente o entendimento da necessidade de se buscar inovações tecnológicas aliadas ao estabelecimento de boas práticas, buscando, inclusive, e principalmente, uma mudança de paradigma junto aos atores sociais, no que diz respeito à sua percepção do ciclo da água (BIXIO *et al.*, 2006).

### 2.5.1. Divisões do tratamento descentralizado

Conforme pode ser observado na figura 2.7, a *gestão descentralizada de tratamento de esgotos (GDTE)* prioriza o tratamento da água residuária tão próximo do ponto de geração quanto possível, de modo a potencializar o reuso igualmente próximo do local (BUTLER e MACCORMIC, 1996; SURIYACHAN *et al.*, 2012).

No enfoque descentralizado da gestão de águas residuárias, ocorrem mudanças fundamentais de paradigma nas tecnologias aplicadas, com busca por soluções sinérgicas e dotadas de estruturas descentralizadas (OTTERPOHL *et al.*, 2002).

Nessa abordagem, os esgotos industriais não afluem às estações de tratamento de esgotos (E.T.E.) (NHAPI, 2004; USEPA, 2005; van LIER & LETTINGA, 1999), caracterizando-os como esgotos domésticos, com contribuições parasitárias mínimas ou nulas, pela minimização ou ausência de redes coletoras.

Alguns autores dividem a gestão de águas residuárias em três níveis: No lote, descentralizado (*'On-Site'*<sup>3</sup> - Tratamento na comunidade ou vizinhança) e centralizado (grandes instalações em centros urbanos) (NHAPI, 2004). Parten (2010), concordando com a USEPA (2005), propõe que no âmbito da terminologia para a gestão, os termos *'On-site'* e *'descentralizado'* sejam utilizados para referir-se à mesma metodologia de gerenciamento.

Portanto, a lógica de que os sistemas *'On-site'* sejam uma subdivisão dos sistemas descentralizados juntamente com a modalidade em *Clusters*<sup>4</sup> de tratamento para blocos de residências parece mais adequada.

No Brasil a seguinte terminologia, poderia ser adotada:

- a) Sistemas domésticos unifamiliares;
- b) Sistemas domésticos multifamiliares (equivalente ao sistema *"On-site"* do tipo *'Cluster'*<sup>5</sup>).

<sup>3</sup> Numa tradução livre: no local de geração do resíduo.

<sup>4</sup> Blocos de residências.

O quadro 2.1 apresenta os níveis e sub-níveis de gestão de águas residuárias, destacando a definição, unidades de sistema e aplicação ou ocorrência de cada sistema comumente empregado.

#### 2.5.1.1. *Tratamento descentralizado residencial*

Os sistemas domésticos de tratamento também conhecidos como sistemas residenciais ou sistemas unifamiliares (*'Household On-Site'*<sup>6</sup>) ocorrem com ou sem separação de efluentes.

No conceito de separação de efluentes, as águas negras (excretas sólidas + água de descarga) são lançadas à parte para digestão anaeróbia e produção de biogás. A urina pode ser coletada para recuperação de nutrientes e aplicação na agricultura (GONÇALVES, 2009; KUJAWA-ROELEVELD e ZEEMAN, 2006; STOWA, 2001; ZEEMAN e LETTINGA, 1999). Nem todos os sistemas descentralizados domésticos requerem a separação de efluentes. Esta prática é difundida na Europa e defendida pelo potencial de recuperação de nutrientes disponíveis no efluente de esgotos, na forma de energia do biogás entre outras justificativas. No Brasil, a prática é tratar as contribuições de esgotos afluentes à estação de tratamentos baseado no conceito *'end-of-pipe'*<sup>7</sup>, segundo o qual, todas as parcelas de esgotos domésticos e industriais afluem à estação de Tratamento e assim são tratados.

Os sistemas anaeróbios e estações compactas anaeróbio-aeróbias com ou sem desinfecção do efluente são amplamente pesquisados para sistemas domésticos pelas características técnicas que aliam alta eficiência de remoção dos poluentes, somado à baixa produção de lodo a custos reduzidos (AL-SHAYAH e MAHMOUD, 2008; IVERY, 1996; SABRY, 2010). Considerando que cada sistema possui suas características técnicas e operacionais, a análise dessas características, além da relação custo e benefício, aplicabilidade técnica e legal, constituem-se em elementos de avaliação necessários à decisão no âmbito da implantação do tratamento mais adequado à situação local nos sistemas descentralizados (BALKEMA *et al.*, 2002; PARTEN, 2010).

---

<sup>5</sup> Blocos de residências

<sup>6</sup> Sistema de tratamento doméstico no local de geração do efluente

<sup>7</sup> Nota do autor: numa tradução livre: 'ao fim do tubo', isto é, na forma em que efluente chega à estação.

Quadro 2.1 – Níveis de gerenciamento de águas residuárias

Nível de Gerenciamento	Definição	Unidades de Sistema	Aplicação/ocorrência	Sistemas aplicáveis	Literatura
<b>Sistema Centralizado</b>					
ETE única	Sistema onde o conjunto de equipamentos subdivididos em unidades de sistema é destinado a coletar, transportar, reunir, tratar e dispor no ambiente os efluentes residenciais, comerciais e industriais	Ligações prediais, redes urbanas, poços e caixas, coletores, troncos, interceptores, estações elevatórias, sistema de tratamento preliminar, estação de tratamento biológico e emissários	Convergência do efluente bruto municipal a um único ponto topográfico mais baixo na sub-bacia para tratamento antes do lançamento em corpo receptor ou disposição no solo	Lagoas de estabilização, lodos ativados, filtros biológicos de alta e baixa taxa, Tanques Imhoff, UASB, Filtros aeróbios com e sem tratamento terciário	MARA et al, 1992; FERNANDES, 2000; METCALF & EDDY, 2003; NUVOLARI, 2003; JORDÃO E PESSOA, 2005; VON SPERLING, 2002; 2005
ETE múltipla	<i>Idem</i>	Idem com mais de uma estação de tratamento localizadas nas regiões mais baixas de mais de uma sub-bacia em grandes centros urbanos	Tratamento do efluente por sub-bacia topográfica em grandes centros urbanos	Idem - Tratamento biológico aeróbio e anaeróbio seguido ou não por tratamento terciário	METCALF & EDDY, 2003; NUVOLARI, 2003; AZEVEDO NETTO et al. 2005; JORDÃO & PESSOA, 2005; VON SPERLING, 2002; 2005
<b>Descentralizado</b>	Sistemas de tratamento na área do geração ou em blocos de tratamento que processam esgotos domésticos e comerciais.	Inexistência total ou parcial de rede de coleta, interceptores, estações de bombeamento e tratamento preliminar de grande porte, com estação de tratamento biológico de baixo custo.	Residências ou grupos de residências isoladas e condomínios habitacionais em áreas urbanas, periurbanas e rurais; locais onde não há existência de rede coletora de esgotos	Tanques sépticos, filtros de areia intermitente, sistemas wetlands construídos, filtros anaeróbios, filtros aeróbios, vala de filtração, sistemas RBS, Tanques aerados (ATUs)	IVERY, 1996; CRITES E TCHOBANOGLIOUS, 1998; USEPA, 2005; GUNES e TUNCSIPER, 2009; PARTEN, 2010; BATILANI, 2010;
<i>On-site'</i>	Sistema simplificado de tratamento de águas residuárias domésticas unifamiliares com disposição final do efluente na área de geração	Estação de tratamento; poços e caixas; unidade de dispersão de efluentes	Residências em áreas isoladas em zonas urbanas, periurbanas e rurais onde não há existência de rede coletora de esgotos	<i>Idem</i>	CRITES E TCHOBANOGLIOUS, 1998; USEPA, 2005; PARTEN, 2010.
<i>Clusters'</i>	Sistema de tratamento de águas residuárias domésticas de múltiplas unidades com disposição final On-site ou em área afastada próxima dos blocos de residências	Estação de tratamento; poços e caixas; rede coletora em reduzida extensão; estações de bombeamento (se aplicável); unidade de dispersão de efluentes	Grupo de 2 ou mais residências em áreas isoladas em zonas urbanas, periurbanas e rurais onde não há existência de rede coletora de esgotos	<i>Idem</i>	CRITES E TCHOBANOGLIOUS, 1998; USEPA, 2005; PARTEN, 2010.

Fonte: O Autor

### 2.5.1.2. Tratamento descentralizado multifamiliar

Os sistemas de tratamento multifamiliar ou comunitário tratam o efluente residencial e comercial (excluídos os efluentes industriais) em áreas próximas de sua geração, de um grupo de edificações (CRITES e TCHOBANOGLIOUS, 1998; ZEEMAN e LETTINGA, 1999).

Dependendo do tamanho do sistema, os sistemas multifamiliares podem ser divididos em dois tipos, possuindo características e requisitos de implantação diferenciados apresentados no quadro 2.2 em função do seu porte, segundo Lombardo (2004).

**Quadro 2.2 - Características e requisitos para sistemas descentralizados multifamiliares**

Tipo	Tamanho	Faixa de vazão (m <sup>3</sup> .dia <sup>-1</sup> )	Características principais e pre-requisitos de implantação
I	Pequeno	< 7,2	- Semelhante a sistema On-site de grande porte -Pré-tratamento após tanque-séptico e antes de dispersão geralmente não requerido.
	Médio	7,2 - 36	- Pré-tratamento pode ser demandado dependendo de questões locais, ambientais e de legislação.
II	Médio-Grande	36 - 90	- Pré-tratamento geralmente requerido; pode ser requerido modelagem de água subterrânea (transporte e destino); análise geralmente importante de impacto em águas superficiais)
	Grande	90- 180	Pré-tratamento geralmente requerido. Análise de água subterrânea (transporte e destino) requerida e considerada importante.
	Muito Grande	> 180	Pré-tratamento geralmente requerido. Análise de água subterrânea (transporte e destino) requerida e considerada crítica

Fonte: Lombardo (2004) adaptado.

Dentre os componentes básicos dos sistemas de esgotos, a coleta é responsável por mais de 60 % do orçamento total, particularmente em pequenas comunidades com pequena densidade populacional (MASSOUD *et al.*, 2009), podendo atingir proporções da ordem de 70 a 80 % dos custos totais de implantação dos sistemas em áreas urbanas (OTTERPOHL *et al.*,2002). Desse modo em sistemas multifamiliares, busca-se manter a estrutura de coleta a menor possível, priorizando o tratamento necessário e disposição do efluente (NHAPI, 2004).

Os sistemas descentralizados multifamiliares servem desde duas até cem residências ou mais (USEPA, 2005). Esses sistemas têm aplicação favorecida nas áreas mais densamente habitadas ou cujas condições de solo e topografia adversa impeçam a modalidade unifamiliar. Estudos mostram efetividade de custos desses sistemas na comparação com sistemas centralizados em comunidades rurais hipotéticas (MASSOUD *et al.*, 2009).

### 2.5.2. Tratamento descentralizado x tratamento centralizado

Apesar das inúmeras vantagens observáveis na avaliação de sistemas descentralizados em operação em termos de eficiência global e sustentabilidade, nem sempre será possível

advogar o seu emprego. Algumas características deverão ser levadas em consideração na escolha do nível de gestão, bem como da tecnologia mais apropriada a fim de minimizar não somente os custos totais, mas problemas futuros gerais e riscos de falhas. O Quadro 2.3 apresenta os fatores para escolha da tecnologia ‘mais apropriada’ de tratamento.

**Quadro 2.3 - Fatores para escolha da tecnologia 'mais apropriada' de tratamento**

	<b>Econômica</b>	<b>Ambiental</b>	<b>Social</b>
<b>Tecnologias 'apropriadas' para seleção</b>	Investimento Densidade populacional Eficiência tecnológica Operação e manutenção Gerenciamento de resíduos	Proteção ambiental Conservação de recursos Reúso de águas Reciclagem de nutrientes	Saúde pública Política governamental Planejamento Regulações legais Assentamentos humanos

Fonte: Massoud *et al.* (2009) adaptado.

## 2.6. Tecnologias de tratamento descentralizado de esgotos domésticos

A descentralização do esgotamento sanitário, com o uso de sistemas simplificados de baixo custo de implantação, operação e manutenção pode garantir a eficácia na implantação de um plano incisivo de massificação e universalização do esgotamento sanitário nacional tanto em nível urbano quanto rural. Tecnologias anaeróbias, seguidas ou não de tratamento aeróbio são empregadas.

### 2.6.1. Tratamento anaeróbio

A proposta atualmente predominante entre os pesquisadores em sistemas de tratamento descentralizado tem sido o emprego de tecnologias anaeróbias em virtude de suas vantagens frente às tecnologias aeróbias quanto à relação custo-benefício quando avaliadas a qualidade do efluente com características como: compactidade, energia elétrica desnecessária, baixa produção de lodo e reduzidos custos de implantação, operação e manutenção (AL-SHAYAH e MAHMOUD, 2009; MOUSSAVI *et al.*, 2010; SABRY, 2010).

O Reator Anaeróbio de fluxo Ascendente com manta de lodo (UASB) apresenta boa eficiência quando comparado com outros sistemas anaeróbios, apesar do baixo custo de implantação e operação, sendo empregados como tratamentos precedentes a sistemas aeróbios. Recentemente, uma variante do UASB denominada UASB *Septic Tank* vem sendo empregada como processo de alta eficiência mais promissor no tratamento descentralizado, sugerido como alternativa ao tanque séptico (KUJAWA-ROELEVELD e ZEEMAN, 2006).

Diversas combinações entre sistemas anaeróbios e aeróbios são empregadas no tratamento de esgotos domésticos. A associação de tanque séptico com filtros de fluxo intermitente de areia unifamiliar modelada por Oliveira Jr *et al.* (2014), encontrou concentrações efluentes de DQO<sub>total</sub> e SST da ordem de  $75 \text{ mg.L}^{-1} \pm 11$  e  $21 \pm 0,2$ , enquanto que as concentrações de coliformes termotolerantes (CTT) foi de  $1,07 \times 10^5$ , com ausência de ovos de helmintos no efluente, atendendo aos padrões da OMS para irrigação subsuperficial (WHO, 2006).

A tabela 2.5 apresenta os níveis de tratamento atingidos em associações de operações e processos unitários utilizadas em sistemas descentralizados de águas residuárias, destacando os tanques sépticos como unidade de tratamento primário.

**Tabela 2.5 - Níveis de tratamento atingidos em associações de operações e processos unitários utilizadas em sistemas descentralizados de águas residuárias**

Processos	Qualidade típica do efluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ )					
	DBO	DQO	SST	NTK	N - $\text{NH}_4^+$	P - $\text{PO}_4$
Tanque Séptico sem filtração de efluente	150 a 250	250 a 500	40 a 140	50 a 90	30 a 50	8 a 12
Tanque Séptico com filtração de efluente	100 a 140	160 a 300	20 a 55	50 a 90	30 a 50	8 a 12
Tanque Séptico + filtro de Areia de Fluxo Intermitente (s/recirc.)	0 a 5	10 a 40	0 a 5	<30	1 a 5	6 a 10
Tanque Séptico + filtro de Areia de Fluxo Intermitente (c/recirc.)	5 a 10	20 a 40	0,5 a 15	7 a 20	1 a 3	6 a 10
Tanque séptico + lodo ativado compacto	20 a 60	40 a 120	10 a 30	20 a 40	1 a 5	6 a 10
Tanque séptico + lodo ativado híbrido	10 a 40	20 a 80	5 a 30	20 a 40	1 a 5	6 a 10
Tanque Séptico + filtro biológico rotativo	2 a 20	10 a 50	1 a 15	5 a 30	1 a 5	6 a 10
Tanque Séptico + sistemas Alagados construídos	10 a 20	25 a 50	10 a 20	6 a 20	1 a 10	4 a 8
Tanque Séptico + filtro de Areia de Fluxo Intermitente e remoção de fósforo	0 a 5	10 a 40	0 a 5	<30	0 a 5	<0,5
Tanque Séptico + filtro de Areia de Fluxo Intermitente e remoção de nitrogênio	1- a 3-	20 a 60	0,5 a 15	0,5 a 5	1 a 4	6 a 10
Tanque Séptico + filtro de Areia de Fluxo Intermitente e remoção de nitrogênio + remoção de fósforo	10 a 30	20 a 60	0,5 a 15	0,5 a 5	1 a 4	<0,5
Tanque Séptico + reator de membranas + remoção de fósforo	< 5	<30	<1	<10	<1	<0,1
Tanque Séptico + reator de Bateladas Sequenciais	< 5	<30	<5	<5	<1	4 a 8

Fonte: adaptado de Asano et al. (2007)

Fonte: O Autor.

Melo *et al.* (2012), por sua vez, demonstraram que reatores UASB convencionais seguidos ou de filtros Anaeróbios ou de filtros de areia de fluxo intermitente tratando esgotos domésticos em escala unifamiliar apresentam, respectivamente, boa eficiência de remoção em termos de DQO (75% e 82%), sólidos suspensos totais (92% e 91%) e sólidos suspensos voláteis (90% e 92%). As concentrações de coliformes termotolerantes na faixa de  $10^5$  UFC.100mL<sup>-1</sup> e ovos de helmintos < 1 ovo.L<sup>-1</sup> demonstraram ainda, a viabilidade do efluente na irrigação agrícola de culturas forrageiras com nenhum risco conforme padrões para a irrigação subsuperficial (WHO, 2006), já que, o efluente com concentrações na ordem de  $10^5$  UFC.100mL<sup>-1</sup> seria, potencialmente, completamente inativado (MELO, 2013).

Entretanto, Santos (2013) demonstrou que reatores UASB com separador de fase tipo braço 'Y' tratando esgoto doméstico em escala unifamiliar apresentam desempenhos mais baixos em termos de remoção de DQO (60 %), e Sólidos Suspensos totais e Sólidos Suspensos Voláteis (80,48% e 82,11%). Além disto, os resultados para coliformes termotolerantes e ovos de helmintos ( $10^5$  UFC.100mL<sup>-1</sup> e 14 ovos.L<sup>-1</sup>) apresentam-se sofríveis somente podendo ser utilizados na irrigação restrita subsuperficial de culturas forrageiras (WHO, 2006; USEPA, 2012).

### 2.6.2. Tratamento anaeróbio-aeróbio

No intuito de contornar o problema dos sistemas anaeróbios em atingir uma qualidade do efluente que atenda a certos padrões restritivos de lançamento e reuso, são empregadas tecnologias aeróbias como pós-tratamento de sistemas anaeróbios.

Algumas empresas, no Brasil, já oferecem um portfólio variado de estações anaeróbias seguidas por processos anaeróbios, a exemplo de países como a Austrália, Estados Unidos e Japão, os quais utilizam esse tipo de ETE há algum tempo, inclusive com normatização nacional (IVERY, 1996; USEPA, 2005; ICHINARI *et al.*, 2008).

Diversos outros pesquisadores nacionais têm buscado avaliar combinações de reatores comumente sugeridos para aplicação em sistemas descentralizados (ABREU e ZAIAT 2008; ALMEIDA *et al.*, 2006; BARBOSA, 2006; DE ÁVILA, 2005; FIÚZA JR. e PHILIPPI, 2005; SEZERINO *et al.*, 2005; SILVA e NOUR, 2005; SOUSA e CHERNICHARO, 2005; VARGAS *et al.*, 2000).

A tabela 2.6 apresenta a eficiência de sistemas aeróbios e anaeróbios pesquisados dentro e fora do Brasil aplicáveis ao tratamento descentralizado.

Observa-se que sistemas de tratamento associados a tanque séptico apresentam boa eficiência de remoção de matéria orgânica, variando entre 62% e 80% em termos de DBO. O tanque séptico empregado isoladamente apresenta desempenho sofrível, com remoções de DBO da ordem de 35% a 60%. Reatores UASB, por sua vez, apresentam, quando implantados sem pós-tratamento, eficiências variando entre 55% e 75%.

Eficiências de remoção de DQO já foram referidas, ficando na faixa de 58 a 77%. Quando são consideradas as eficiências de remoção de sólidos suspensos, da ordem de 81% a 84% já relatadas para reatores UASB, não obstante a remoção de até 93% atribuída a sistemas tanque séptico seguido de filtro anaeróbio pode-se concluir que, entre os sistemas anaeróbios, o reator UASB apresenta-se como promissora alternativa em substituição ao tanque séptico,

principalmente em aplicações unifamiliares, dada a sua superioridade em termos de remoção de matéria orgânica, baixa turbidez do efluente, baixa produção de lodo, e custos totais menores. Nesse sentido, o emprego do UASB apresenta maior atratividade do que o emprego de tanque séptico seguido de filtro anaeróbio.

**Tabela 2.6 - Nível de eficiência dos principais sistemas aeróbios e anaeróbios pesquisados dentro e fora do Brasil empregados no tratamento descentralizado de efluentes domésticos.**

Pesquisas	Sistema	Eficiências de remoção (%)			Referência
		DBO	DQO	SST	
Pesquisas nacionais	Tanque séptico seguido de filtro anaeróbio	80	77	-	Vargas <i>et al.</i> (2000)
	Tanque séptico seguido de biofiltro aerado submerso(1)	87	-	-	Barbosa (2006)
	Tanque séptico seguido de filtro anaeróbio (2)	68, 67, 62	69, 73, 68	90, 93, 90	De Ávila (2005)
	Reator UASB	55 a 75	-	-	
	Fossa Séptica	35 a 60	-	-	Chernicharo (1997)
	Tanque Imhoff	35 a 60	-	-	
	Fossa séptica seguida de filtro anaeróbio	75 a 85	-	-	
	Wetland construído	83	90	94	Sezerino <i>et al.</i> (2005)
	Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio	-	83,7	78,8	Silva (2005)
	filtro anaeróbio submerso (3)	40 a 75	40 a 70	≥ 70	
	Filtro aeróbio (3)	60 a 95	50 a 80	≥ 90	
	Filtro de areia (3)	50 a 85	40 a 75	100	NBR 13.969 (1997)
	Vala de filtração (3)	50 a 80	40 a 75	100	
	Reator modular (anaeróbio/bioaerado/decantador e desinfecção (4a)	≥ 90	-	-	site do fabricante
Reatores aeróbios compactos (4b)	70	85	80	site do fabricante	
Pesquisas internacionais	Estação compacta anaeróbia - aeróbia	92,26	-	95,21	Ichinari <i>et al.</i> (2008)
	Tanque séptico UASB	-	58 e 77	84 e 81	Kujawa-Roeleveld e Zeeman (2006)
	Tanque séptico de fluxo ascendente (USBR) + reator anaeróbio compartimentado anaeróbio/aeróbio	-	84	89	Sabry (2010)
	UASB + Reator fluxo descende de esponja aderida (DHS)	95	80	70	Tandukar <i>et al.</i> (2006)
	Tratamento sequencial anaeróbio-aeróbio	-	85-95	84-96	Kassab (2010)
	Tanque séptico UASB	85	77	86	Moussavi <i>et al.</i> (2010)
	Tanque séptico UASB (esgoto concentrado clima frio)	51	45	74	Al-Jamal e Mahmoud (2009)

**Notas:** (1) esgoto sintético em escala experimental  
 (2) três tipos de meio suporte  
 (3) sólidos sedimentáveis  
 (4) Fabricação nacional: a - Hemfibra (RN); b - Delta Saneamento (SP)

Fonte: O Autor

Entretanto, os dados apresentados na tabela 2.6 demonstram que sistemas anaeróbio-aeróbios em série ou compactos, apresentam desempenhos bem superiores às associações anaeróbias ou ao sistema UASB sem combinação. Eficiências de remoção de DBO entre 70% e 90% ou mais foram observadas, sendo as eficiências de remoção de SST igualmente superiores, e variando entre 80% e 95%, o que pode sugerir essa modalidade de tratamento como alternativa a ser considerada no processo de decisão, o qual deve estar embasado na realidade local e no destino final do efluente tratado.



Sistemas anaeróbio-aeróbios convencionais, entretanto podem apresentar-se como solução de baixo custo, especialmente no contexto rural, diante da possibilidade de emprego do efluente tratado no reuso na agricultura. Sousa *et al.* (2011), por exemplo, demonstraram que o pós-tratamento do efluente do UASB em sistema *Wetland* construído com TDH de 7 dias, para fins de reuso na agricultura, produz efluente límpido com baixa concentração de sólidos suspensos voláteis (menor que  $10 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e DQO inferior a  $60 \text{ mg.L}^{-1}$  e isento de ovos de helmintos embora, com concentração de coliformes termotolerantes mantida numa ordem de grandeza variando entre  $10^3$  e  $10^4 \text{ UFC.100 mL}^{-1}$ , requerendo, ainda, de acordo com a WHO (2006) e USEPA (2012) um pós-tratamento para adequação à fertirrigação de cereais e culturas consumidas cruas. O custo total de implantação de um sistema desse porte pode compensar o investimento em virtude da recuperação de recursos tais como: água e nutrientes além da produção agrícola como fonte de renda familiar.

### 2.6.3. Sistemas compactos

Os sistemas compactos agregam em uma única unidade reatores anaeróbios seguidos de aeróbios, podendo conter ainda um tratamento terciário por desinfecção. São amplamente utilizados internacionalmente, com emprego cada vez maior, porém ainda inexpressivo no Brasil, já que os sistemas compactos são mais empregados em sistemas descentralizados domésticos, embora ocorram no tratamento tanto de efluente industrial quanto hospitalar.

Pesquisas recentes investigaram sistemas compactos alternativos, com operação e manutenção mais simplificada, a custo reduzido, produzindo efluente com boa qualidade físico-química e sanitária no semiárido nordestino.

Andrade *et al.* (2012) operaram um sistema compacto anaeróbio-aeróbio tratando esgoto doméstico unifamiliar observando boa remoção de DQO (85%), sólidos suspensos totais e voláteis (96% e 95%), produzindo um efluente final com  $\text{N-NO}_3^-$  de  $20 \text{ mg.L}^{-1}$ . As concentrações de coliformes termotolerantes (CTT) na faixa de  $10^4 \text{ UFC.100mL}^{-1}$  e ovos de helmintos (OH)  $< 1 \text{ ovo.L}^{-1}$  demonstram a viabilidade do emprego do efluente na irrigação subsuperficial agrícola de culturas forrageiras com risco reduzido conforme padrões da OMS (WHO, 2006).

A utilização de reator anaeróbio híbrido + filtro anaeróbio com pós-tratamento em reator fotolítico solar tratando efluente para uso agrícola no semiárido brasileiro mostrou resultados promissores (OLIVEIRA JR. *et al.*, 2011). A intensidade média de radiação UV aplicada em 19 bateladas monitoradas variou de  $1,82$  a  $3,00 \text{ m.W.cm}^{-2}$ , onde a concentração

de coliformes termotolerantes no afluente variou de  $9,0 \cdot 10^5$  UFC.100 mL<sup>-1</sup> a  $1,1 \cdot 10^7$  UFC. 100 mL<sup>-1</sup> apresentando, assim, eficiência de remoção de coliformes termotolerantes de 99,9999 % (*idem*). Esse sistema compacto requereu operação relativamente simples e sem consumo de energia elétrica, resultando em importante redução de custos de tratamento de esgoto, sendo, de fato, uma saída sustentável em países em desenvolvimento com clima tropical. Assim, já é possível produzir efluente clarificado, com baixa concentração de matéria orgânica dissolvida, isento de ovos de helmintos para pós-tratamento em sistema fotolítico solar, com concentração de microrganismos termotolerantes inferior a 100 UFC. 100 mL<sup>-1</sup> e alta concentração de nutrientes ( $48 \text{ mg } .\text{N-NH}_4^+ . \text{L}^{-1}$  e  $6,4\text{mg PO}_4^{+} \text{-P.L}^{-1}$ ) para utilização para irrigação agrícola (ELKARMI, *et al.*, 2008; OLIVEIRA JR. *et al.*, 2011; SOUSA *et al.*, 2013).

## 2.6.4. Disposição final

### 2.6.4.1. Lançamento no solo

Grande parte dos sistemas unifamiliares de tratamento de água residuária depende da infiltração de seus efluentes tendo o solo como seu destino final (PARTEN, 2010).

No Brasil, quando se trata de disposição final do efluente no solo, esta tende a ser feita em sua grande maioria em sistemas de sumidouro, cuja restrição está associada apenas à capacidade de infiltração do solo e da distância da cota de fundo do campo de infiltração ou sumidouro ao nível dinâmico do lençol freático (NBR 13.969:1997).

Entretanto, essa prática, quando não controlada, pode acarretar degradação dos recursos naturais pelo potencial de poluição e contaminação da matriz do solo influenciando ainda em seu colapso (RODRIGUES *et al.*, 2010).

Apesar da ampla difusão desta prática, a estimativa dos parâmetros de projeto ainda hoje tem sido discutida e considerada não só complexa, mas pouco compreendida (BUMGARNER e McCRAY, 2007; PEDESCOLL *et al.*, 2011; SIEGRIST *et al.*, 2004). A percolação da água residuária através da zona insaturada é predominantemente controlada pela formação de uma camada colmatante de baixa condutividade em meio à camada superior de solo (RICE, 1974), além da influência exercida pela vazão de infiltração e da concentração do substrato (OKUBO e MATSUMOTO, 1983; RICE, 1974; SIEGRIST *et al.*, 2004).

Pesquisas recentes confirmam a hipótese da influência do crescimento da biomassa na capacidade de infiltração de solos recebendo efluentes tratados. O crescimento dessa

biomassa tem sido considerado uma das principais causas da perda de carga que influencia significativamente o regime hidráulico em condições não saturadas (BEAL *et al.*, 2006; THULLNER, 2010; KIM *et al.*, 2010). A acumulação de Sólidos Suspensos Voláteis em efluentes secundários favorece significativamente a colmatação de solos (OKUBO e MATSUMOTO, 1983; VIVIANI e LOVINO, 2004).

Nesse sentido, Oliveira Jr. *et al.* (2012) observaram uma boa correlação entre o decréscimo da taxa média de infiltração nos sumidouros e os dias de operação, constatando uma diferença média significativa de 58 % ( $p$ -value = 0,016) entre sumidouros alimentados por efluente proveniente de tanque séptico e UASB, sugerindo o reator UASB como promissora alternativa aos tanques sépticos no tratamento prévio à disposição de efluentes no solo em sistemas descentralizados unifamiliares de tratamento de esgotos.

Do ponto de vista das restrições técnicas e de projeto, a colmatação por processos biológicos, ocasionada pela formação da camada de biomassa, pode levar meses para formar-se até atingir, finalmente, um estado de equilíbrio definido como a taxa aceitável de infiltração de longo prazo (LTAR: *Long Term Acceptance Rate*) (PARTEN, 2010), determinada para fins de projeto de sistemas de disposição de efluente no solo. Nesse sentido, tem sido estabelecida uma clara correlação entre a carga orgânica aplicada (em termos de DQO e Sólidos Suspensos), o regime de alimentação (carga hidráulica aplicada) e o desenvolvimento da biomassa no solo de modo que o tratamento secundário prévio à aplicação no solo reduz a extensão e a taxa de crescimento dessa biomassa (GILL, 2009; LEVERENZ, *et al.*, 2009; SIEGRIST e BOYLE, 1987).

Desse modo, constitui-se um parâmetro restritivo de projeto, não só a capacidade de infiltração do solo e a taxa de aplicação superficial, mas também a concentração de sólidos em suspensão presentes nos efluentes lançados, devendo-se buscar soluções de tratamento que minimizem ao máximo os sólidos em suspensão.

No intuito de estimar a colmatação de solos inundados com efluentes previamente tratados em reatores anaeróbios, modelos preditivos da ocorrência da falha hidráulica consideram os fatores físicos, químicos e biológicos intervenientes (BEAL *et al.*, 2006; LEVERENZ *et al.*, 2009; THULLNER, 2010).

O modelo de Leverenz *et al.* (2009) apresentado na equação 2.1 é empregado para estimar o tempo de falha hidráulica de sistemas de infiltração em solo arenoso.

$$Tf = \left[ \frac{[19,6 - 13,9 \log(CSST)]}{[5,257 \times 10^{-6} \times DQO_i^{1,318} \times Dd^{1,120} \times Ch^{0,343}]} \right]^{1,053} \quad (2.1)$$

$T_f$	: Tempo de falha hidráulica (dias)
CSST	: Carga de sólidos suspensos totais ( $\text{g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ )
DQO	: Concentração de DQO ( $\text{mg.L}^{-1}$ )
Dd	: frequência diária de aplicação ( $\text{dia}^{-1}$ )
Ch	: taxa de aplicação hidráulica ( $\text{m.dia}^{-1}$ )

A partir de ajuste empírico de um modelo matemático exponencial que correlacionou a taxa de infiltração com os dias em operação Oliveira Jr. *et al.* (2013) simularam a falha hidráulica do meio poroso em sumidouros. As equações 2.2 e 2.3 apresentam os modelos preditivos empregados respectivamente para os sumidouros SUM1 e SUM2 que receberam efluentes provenientes de tanque séptico e reator UASB com separador de fases tipo Y.

$$Ti = 2,511 \cdot e^{-0,13t} \quad (2.2)$$

$$Ti = 2,566 \cdot e^{-0,06t} \quad (2.3)$$

$Ti$  : taxa de infiltração (L/min.).  
 $t$  : Tempo de operação (dias).

#### 2.6.4.2. Lançamento em corpo receptor

A via de disposição final do efluente em corpo receptor aquático é mais comum sob a óptica centralizada de gestão de águas residuárias, mas também pode ser empregada em soluções descentralizadas quando há corpo receptor próximo à área de geração do efluente.

Para a disposição em corpo receptor, critérios técnicos e legais devem ser obedecidos a fim de evitar a contaminação do corpo aquático. No Brasil, o lançamento de efluentes obedece aos padrões estabelecidos na Resolução no. 430 de 13 de maio de 2011 do CONAMA (BRASIL, 2011b).

#### 2.6.4.3. O encorajamento ao reuso de efluentes domésticos tratados

Uma última via pode ser proposta na disposição final de águas residuárias: o reuso. O reuso de águas consolidou-se como abordagem de gerenciamento de águas residuárias, sendo amplamente confirmado como uma importante alternativa na gestão dos recursos hídricos, com potencial de garantir o fornecimento de água para fins menos nobres que o consumo

humano direto, reduzindo, ainda, a carga poluidora enquanto oferece uma forma de desenvolvimento mais sustentável pelo uso da água, tanto no âmbito urbano quanto rural.

No semiárido nordestino, tanto quanto em qualquer outro lugar no Planeta com o mesmo clima, o reuso de águas residuárias tratadas constitui-se numa das principais soluções diante da problemática da escassez hídrica (MANCUSO, 2003; MEDEIROS *et al.*, 2011). Apesar disto, no Brasil, as aplicações mais significativas ainda são limitadas ou muitas das vezes restritas aos centros de pesquisa e empresas de esgotamento sanitário (BASTOS, 2003).

Apesar do relativo e aparentemente pouco interesse nacional em institucionalizar e aculturar a prática do reuso como elemento consolidado de gestão de recursos hídricos, condições favoráveis podem ser destacadas que apoiam e justificam sua aplicação.

A ONU estabeleceu diretrizes para uso de água de qualidade inferior onde não seja necessária água de maior qualidade a não ser que haja grande disponibilidade, apontando o reuso na Agenda 21 como prática de conservação de recursos hídricos (UN, 1994);

No Brasil, onde há escassez em certas regiões, a Lei 9433/97 estabelece uma Política Nacional de Recursos Hídricos dando ênfase ao uso sustentável da água (BRASIL, 1997).

O reuso é fortemente encorajado no contexto do tratamento descentralizado, especialmente na zona rural mostrando-se factível e viável. O reuso de efluentes provenientes de sistemas descentralizados de tratamento tanto domésticos unifamiliares quanto comunitários é estimulado especialmente nos países pobres e em desenvolvimento (MARA *et al.*, 2007).

Apesar do reuso ser uma prática com potencial socioeconômico notável, especialmente em áreas áridas e semiáridas, os sistemas mais recomendados e empregados atualmente em sistemas descentralizados podem apresentar efluentes com qualidade aquém de padrões sanitariamente seguros. O pós-tratamento é, portanto, requerido para remoção de organismos patogênicos, remoção de matéria orgânica remanescente e remoção ou recuperação de nutrientes dependendo das demandas locais e potenciais para o reuso.

Uma irrigação realizada com água de baixa qualidade sanitária pode trazer efeitos negativos na cadeia alimentar, além do aumento do risco de doenças de veiculação alimentar (GANDHI *et al.*, 2001; TEPLITSKI *et al.*, 2009; WARINER *et al.*, 2003).

Outro problema que não pode ser ignorado, e que pode trazer problemas sociais no longo prazo, é a presença de metais pesados em efluentes. A presença desses metais nas águas de irrigação constitui-se em um dos maiores problemas a ser resolvido, já que a maior parte das águas utilizadas para irrigação não apenas em países industrializados poderiam estar

poluídas por metais pesados tóxicos, os quais podem ser introduzidos na cadeia alimentar por processos de bioacumulação (GUPTA *et al.*, 2008; MOJIRI e AMIRONSSADAT, 2011).

Desse modo, no que diz respeito à qualidade sanitária, pode-se advogar o emprego de reatores anaeróbios, ainda que seguidos de pós-tratamento, sem desinfecção, circunscritos à prática do reuso restrito, mais voltado para culturas forrageiras, e, de preferência, com utilização de técnicas de irrigação subsuperficial, cujas vantagens agrotécnicas e ambientais são conhecidas: redução de perdas por evaporação, baixa geração de *run-off* na bacia, redução no uso de herbicidas, melhoria no tráfego de equipamentos motorizados na área, mínima poluição ambiental devido à baixa vazão afluyente ao aquífero, além da prevenção de geração de aerossóis e conseqüentemente a redução de riscos à saúde pela mínima exposição dos trabalhadores e das plantas e/ou vegetais (ORON *et al.*, 1999).

Mesmo a aplicação de tecnologias de desinfecção por cloração ou por radiação ultravioleta (UV) pode trazer problemas se não forem garantidas adequadas operação e manutenção (AL-JASSER, 2011).

Quanto ao problema dos metais pesados, a aplicação de tecnologias descentralizadas capazes de remover contaminantes inorgânicos das águas residuárias, mantendo as cargas contaminantes de metais e metaloides abaixo dos limites de segurança recomendados, podem ser estimuladas, como é o caso de biorreatores compactos de membrana e sistemas associados de tratamento no solo (FTS<sup>8</sup>), e sistema de remoção de metais pesados (HMR<sup>9</sup>) (BATTILANI *et al.*, 2009; BATTILANI *et al.*, 2010)

Para países pobres e em desenvolvimento, localizados em regiões áridas e semiáridas, o emprego de tecnologias avançadas de tratamento descentralizado pode constituir-se num fator definitivamente impeditivo, especialmente quando se busca a universalização do acesso ao esgotamento sanitário socioeconomicamente viável. De fato, o maior desafio na implementação das estratégias de uso seguro, confiável e sustentável de águas residuárias está na adoção de tecnologias de tratamento de baixo custo que sejam capazes de maximizar a eficiência da utilização dos recursos limitados de água, assegurando, ao mesmo tempo, o atendimento aos padrões de saúde e segurança em termos do reuso de efluentes tratados (BDOUR *et al.*, 2009).

Em ambientes periurbanos e rurais, o uso de efluente tratado em nível secundário ou mesmo terciário é considerado potencialmente arriscado sem o uso de técnicas de desinfecção a fim de remover microrganismos patogênicos. Assim, sistemas de tratamento baseado em

---

<sup>8</sup> *Field Treatment System*

<sup>9</sup> *Heavy Metal Removal Device*

terras úmidas (Wetlands) podem ser projetados para maximizar a remoção de patógenos, além do potencial para a restauração da biota aquática (GREENWAY, 2005), embora, as soluções mais efetivas para eliminação ou minimização do impacto da bioacumulação de metais pesados presentes nas águas residuárias, pareçam estar em tecnologias mais caras, e mais avançadas, já que reconhecidamente, as águas residuárias tratadas para irrigação podem promover aumento da concentração de poluentes químicos recalcitrantes na matriz do solo (FATTA e ANAYIOTOU, 2007).

Nesse contexto, Travis *et al.* (2012) apresentaram dados de solo irrigado por 10 anos com sistema de tanque séptico seguido de sistemas alagados construídos, indicando não ter havido diferença estatística para os parâmetros de metais pesados tais como Pb e Mn, enquanto os metais Cd, Cr, Cu, Fe e Zn sequer foram encontrados no solo, o que chama a atenção para a necessidade da introdução de política de gerenciamento das áreas irrigadas, com monitoramento, controle e intervenção para mitigação de impactos locais.

Em todo caso, o reuso de águas tratadas na agricultura constitui-se numa opção estratégica para o aumento da disponibilidade de suprimento hídrico na agricultura, recomendada para regiões áridas e semiáridas, apesar da necessidade de se enfrentar os desafios técnicos, legais, institucionais e socioeconômicos (MIZYED, 2013).

De fato, uma vez que os custos de energia tendem a crescer e a agricultura é fortemente dependente de combustível fóssil para a produção de fertilizantes, argumenta-se ainda que o reuso de N e P "limpos" tem se tornado interessante (VERSTRAETE *et al.*, 2004).

Há que referir-se, por fim, que mesmo barreiras religiosas, filosóficas e ambientalistas são relatadas como impeditivas ao reuso em muitas comunidades. Além dos fatores religiosos, outros fatores concorrem para influenciar a aceitabilidade da reciclagem de água: o enojamento, a percepção do risco, tipos de uso da água reciclada, as fontes da água reciclada, as percepções de escolha, a confiança ou falta dela nas autoridades e no conhecimento científico, a atitude quanto ao meio-ambiente, a noção de justiça, o custo benefício e fatores sociodemográficos diversificados (WILSON e PFAFF, 2008).

Desse modo, o reuso, considerado técnica e economicamente tão útil na recuperação de água e nutrientes para aplicação na agricultura familiar pode mostrar-se impeditivo em alguns contextos sociais, ainda que necessário e bem-vindo nesses mesmos contextos.

### 2.6.5. O problema da avaliação e seleção de alternativas de tratamento

No gerenciamento de processos, modelos são efetivamente utilizados por tomadores de decisão, pois permitem simular os possíveis contextos situacionais com aprofundamento no estudo do problema ou oportunidade. Assim, o uso de cenários torna-se importante instrumento para o auxílio à tomada de decisão (LEONETI *et al.*, 2010).

No processo de tomada de decisão, entre os critérios normalmente equacionados, (eficiência de remoção, demanda por área, simplicidade de tratamento, custo econômico) pode-se lançar mão de várias estratégias na concepção dos projetos de estações de tratamento.

Uma das estratégias úteis diz respeito à contextualização em cenários, evitando-se uma generalização dos parâmetros de decisão que, podem não ser aplicáveis a todas as circunstâncias, notadamente pelo conjunto muito grande de variáveis intervenientes envolvidas, em investimentos envolvendo não só aspectos técnicos tangíveis, controláveis e facilmente mensuráveis, mas também dimensões socioambientais complexas.

Objetivando fornecer subsídio à escolha de alternativas de tratamento a partir de parâmetros locais de aplicação da alternativa, modelos computacionais começaram a ser desenvolvidos. O primeiro estudo sobre técnicas para a análise de sistemas de tratamento de esgotos foi desenvolvido por Lynn, Logan e Charnes, em 1962 (SOUZA, 1998).

Diversos modelos capazes de auxiliar na escolha de sistemas de tratamento têm sido desenvolvidos. Entre eles destaca-se, no Brasil, o Sistema de Apoio à Decisão (SAD) do Projeto PROSAB (CHERNICHARO *et al.*, 2001), além de outras iniciativas internacionais como o SANEX<sup>TM</sup> (LOETSCHER e KELLER, 2002) e o WAWTTAR - (*Water and Wastewater Treatment Technologies Appropriate for Reuse*), não obstante sejam constatadas limitações dado o elevado grau de especificidade para determinadas condições, muitas vezes não compatíveis no tratamento de esgoto sanitário municipal (OLIVEIRA, 2004).

Outras ferramentas também são sugeridas, empregando a teoria dos jogos. LEONETI *et al.* (2010) utilizaram essa ferramenta para escolha da melhor tecnologia de tratamento, testando alternativas de sistemas centralizados e descentralizados através da comparação dos custos totais em oito sistemas e 12 projetos para diferentes faixas populacionais.

De modo geral, em comum, estes e outros modelos têm a relativa dificuldade em termos de sua aplicação geral flexível, sem a capacidade de ser utilizada por qualquer profissional, e para qualquer situação, seja unifamiliar ou multifamiliar, seja para avaliação em sistemas centralizados ou descentralizados, no momento da importante análise preliminar para escolha da melhor alternativa de tratamento em dada situação. De fato, a maioria está



disponível em softwares com programação de código fechado, sem possibilidade de edição de parâmetros, principalmente quando na necessidade de variar o *portfólio* de alternativas.

A WERF (*Water Environment Research Foundation*) desenvolveu um modelo baseado em planilhas Excel<sup>®</sup> denominado DWSDM (*Decentralized Wastewater Stakeholders Decision Model*) (STRIANO, 2009) sendo projetado para auxiliar na consideração de vários fatores relacionados aos custos e benefícios das opções comuns de serviços de tratamento de águas residuárias para comunidades. O modelo baseia-se no estabelecimento de prioridades pela criação de um *ranking* de importância de cada objetivo, para em seguida atribuir pesos aos atributos de cada projeto, gerando o resultado final mediante ponderação classificada. O modelo baseia-se no novo paradigma para desenvolvimento de sistemas de esgotamento sanitário, baseado em sistemas multifuncionais, descentralizados, integrados, sistêmicos e adaptativos (STRIANO e D'AMATO, 2010), em contraponto à alta especialização, centralização, linearidade, e inflexibilidade.

Buchanan *et al.* (2010), buscando alguma flexibilidade operacional no processo de análise e decisão no âmbito do uso pelos profissionais de projeto em sistemas de esgotamento sanitário para pequenas comunidades, desenvolveram um modelo igualmente baseado em planilhas Excel<sup>®</sup>, denominado *Wastewater Planning Model* (Modelo de Planejamento de Águas Residuárias). O modelo consiste em planilhas integradas em Excel<sup>®</sup>, com informações sobre os usuários e localização, cálculo de volume de águas residuárias, taxas de aplicação e tipos de solo, tecnologias de dispersão de efluente, tecnologias fixas de tratamento (tanque séptico com e sem bombeamento, lagoas de decantação, decantadores primários, filtros percoladores, lagoas não aeradas, desinfecção por cloração e radiação UV), modalidade de coleta e demais planilhas auxiliares para estimativa dos custos.

Estes modelos, entretanto, são aplicáveis apenas à realidade operacional de localidades norte-americanas, uma vez que a parametrização é fixa, sem possibilidade de edição pelo usuário, com valores unitários em dólar e fatores de custos para localidades americanas.

Além das limitações observadas quanto à aplicação geográfica e situacional, e apesar da explícita vantagem de certa flexibilidade conseguida através destes modelos construídos com base em planilhas eletrônicas, os resultados finais da avaliação que leva à decisão da melhor alternativa ainda estão todas baseadas nas considerações situacionais, locais e meramente econômicas, sem levar em conta os aspectos socioambientais e econômicos de modo integrado. O quadro 2.4 apresenta os principais modelos de avaliação de alternativas desenvolvidos no Brasil e no mundo, avaliando suas vantagens, desvantagens e abrangência.

Pode-se observar no quadro 2.4 que as principais desvantagens constatadas na aplicação dos modelos de seleção de alternativas estão relacionadas às configurações fixas de tratamento, com prejuízo para a flexibilidade do uso para a ferramenta, a exemplo do SAD-PROSAB, e SANEX, além da análise meramente econômica como é o caso dos sistemas EPA-Bechtel, CAPDET, EXEC-OP e WBANK (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

Nesse contexto, as principais características positivas inerentes aos modelos de seleção estão baseadas tanto na capacidade multiobjetivo, quanto na flexibilidade garantida pela alimentação das alternativas de tratamento pelo usuário, como é o caso do WOLF, PROSEL-I. Há que se observar, entretanto, que enquanto alguns modelos são vantajosos em termos da sua análise mais abrangente que a econômica, contudo apresentam a desvantagem da falta de flexibilidade na alimentação das alternativas de tratamento.

Em última análise, todos os modelos com planilhas eletrônicas integradas, a exemplo dos modelos DWSDM, *Wastewater Planning Model* e QUAL-UFGM, apresentam como principais características positivas, ou a alta flexibilidade na parametrização, ou a presença de análise mais abrangente das alternativas de tratamento, embora com limitações quanto ao número de alternativas a avaliar, já constantes nos modelos, sem possibilidade de alteração, ou com forte ênfase na análise econômica com limitação de aplicação geográfica.

A realidade observada, através da breve análise dos modelos disponíveis para seleção de alternativas, sugere a necessidade de construção de modelos que possam agregar as características positivas de boa flexibilidade na parametrização com a possibilidade de análise mais abrangente das alternativas de tratamento, e com um número maior de alternativas a avaliar a ser introduzidas pelo usuário.

A integração da análise econômica a uma análise multiobjetivo pode também contribuir com uma maior ampliação de parâmetros úteis para decisão na seleção de alternativas de tratamento para cada realidade, como pré-requisito ao projeto de sistemas de tratamento descentralizado em comunidades periurbanas e rurais, seja na modalidade unifamiliar ou multifamiliar.

#### 2.6.5.1. A avaliação econômica.

O objetivo principal da otimização econômica é garantir eficiência na aplicação de recursos escassos, especialmente quando se busca atingir uma maior faixa possível da população sem acesso a benefícios econômicos e socioambientais do esgotamento sanitário.

**Quadro 2.4 – Modelos de avaliação de alternativas de saneamento**

Modelo	Plataforma	Abrangência	Aplicação	Vantagens	Desvantagens	Referência
SAD - Sistema de Apoio à Decisão - PROSAB	Software fechado	Alternativas fixas UASB seguido de pós-tratamento	Tratamento centralizado	Reflexão dos objetivos do projeto; introdução de particularidades do grupo de alternativas; estabelecimento de lista de prioridades;	Grande número de informações; resultado depende dos critérios avaliados; limitação de aplicabilidade; introdução de subjetividade na análise	CHERNICHARO <i>et al</i> (2001)
SANEX™	Software fechado	Alternativas de baixo custo para países pobres e em desenvolvimento baseados em latrinas, tanques sépticos e poços de infiltração.	Tratamento descentralizado de baixo custo	Avaliação multiatributo nas dimensões técnica, sócio-cultural e institucional para comparação das alternativas; único modelo disponível para sistemas de baixíssimo custo.	Configurações fixas de associações de alternativas; modelo limitado ao 'conhecimento' de apenas 83 combinações alternativas pré-determinadas de saneamento simplificado de baixo custo;	LOETSCHER e KELLER, 2002
EPA-Bechtel	Software fechado	Alternativas fixas geradas pelo modelo	Tratamento centralizado de águas residuárias	-	Análise meramente econômica por critério de mínimo custo.	VAN NOTE <i>et al</i> . (1975) <i>apud</i> Chernicharo <i>et al</i> . (2001)
CAPDET	Software fechado	Alternativas fixas geradas pelo modelo	Tratamento centralizado de águas residuárias incluindo lodo	-	Análise meramente econômica por critério de mínimo custo.	COE-EPA (1981) CULLINAME (1980) <i>apud</i> Chernicharo <i>et al</i> . (2001)
EXEC-OP	Software fechado	Alternativas fixas geradas pelo modelo	Tratamento centralizado	Inclusão de critérios técnicos para análise econômica	Análise meramente econômica baseado apenas em critérios técnicos.	COE-EPA (1981) CULLINAME (1980) <i>apud</i> Chernicharo <i>et al</i> . (2001)
WBANK (Banco Mundial)	Software fechado	Alternativas fixas contidas no modelo	Esgotamento sanitário de baixo custo	Análise econômica com base em critérios técnicos e econômicos com avaliação final com base em tecnologia apropriada	Análise meramente econômica baseado apenas em critérios técnicos; subjetividade para decisão final com base na tecnologia apropriada.	KALBERMATTEN <i>et al</i> . (1982a e 1982b) PRATT & BOYDEN (1985) <i>apud</i> Chernicharo <i>et al</i> . (2001)
Wolf	Software fechado	Alimentação pelo usuário em função do caso	Sistema de tratamento de águas residuárias	Análise flexível com alimentação pelo usuário	Subjetividade para decisão final com base na tecnologia apropriada.	KALBERMATTEN <i>et al</i> . (1982a e 1982b) PRATT & BOYDEN (1985) <i>apud</i> Chernicharo <i>et al</i> . (2001)
PROSEL-I	Software fechado	Alternativas contidas no modelo ou alimentadas	Tratamento centralizado	Análise flexível com alimentação pelo usuário; critério de eficiência ambiental	Subjetividade para decisão final com base na tecnologia apropriada.	SOUZA (1992)
DWSDM (Decentralized Wastewater Stakeholders Decision Model)	Planilhas eletrônicas integradas	Alternativas contidas no modelo	Tratamento descentralizado	Análise abrangente de custos e benefícios de alternativas	Subjetividade para decisão final em ranking de alternativas	STRIANO (2009)
Wastewater Planning Model	Planilhas eletrônicas integradas	Alternativas contidas no modelo	Tratamento descentralizado	Análise abrangente de custos e benefícios de alternativas de tratamento descentralizado; avaliação inclui tratamento terciário	Flexibilidade limitada pelas alternativas do modelo. Subjetividade para decisão final com base em ponderações; Ênfase na análise econômica; Limitação à realidade norte-americana.	BUCHANAN <i>et al</i> . (2010).

Fonte: O Autor.

Ferramentas econômicas de configuração mais simplificadas, mas não menos úteis e significantes nos seus resultados, são aplicáveis com sucesso na análise de investimento ambiental. Entre estas se destacam: a análise do Valor Presente Líquido (VPL), a taxa Interna de Retorno (TIR) e o *Payback*. Estas ferramentas provenientes da engenharia econômica baseadas em técnicas monocriteriais podem propiciar análises de investimento na gestão de resíduos ambientais, para apoio à decisão sobre a realização ou não do investimento proposto em modelos econômicos de gestão ambiental (BEN, 2007).

O método do Valor Presente Líquido (VPL) é considerado como um dos mais utilizados em análise de viabilidade de empreendimentos. A metodologia da TIR preconiza uma relação a ser estabelecida entre rentabilidade de um projeto e seu tempo ou horizonte de investimento a partir de uma visão econômica. Assim, esta taxa mede a lucratividade de um investimento (GITMAN, 1997).

Do outro lado, o *Payback*, embora seja considerada uma das ferramentas mais aplicadas na tomada de decisão de investimentos em empreendimentos, em virtude de sua fácil compreensão por parte do tomador de decisão (GITMAN, 1997; BEN, 2007), considera apenas o tempo de retorno do investimento realizado, isto é, o prazo de recuperação do investimento em um dado projeto.

Desse modo, nem a metodologia da TIR, nem do *Payback*, embora possuam características complementares na análise econômica de inversões financeiras, podem ser aplicadas, senão mediante adaptação, em uma decisão de aquisição, implantação e utilização de um equipamento doméstico ou privado de uso não exploratório economicamente, como é o caso de um sistema unifamiliar de tratamento de águas residuárias domésticas, uma vez que o investimento realizado não traz, a priori, do ponto de vista financeiro, retornos ou lucros aos usuários. A análise de custo e benefício pode preencher esta lacuna.

O objetivo da análise de custo-benefício visa determinar a eficiência econômica global de projetos públicos ou privados em obras e infraestruturas, atribuindo valores a todos os efeitos decorrentes do projeto estudado (BAZ *et al.*, 2008). Os efeitos negativos são considerados como custos, enquanto os positivos como benefícios, sendo escolhida, entre as alternativas elencadas, aquela que demonstre maior diferença positiva entre os custos totais e os benefícios tangíveis (econômicos e sociais), sob a ótica de maximização de inversões financeiras confrontadas à minimização dos custos sociais.

Entretanto, a análise econômica torna-se, de saída, muito limitada dado o seu caráter específico, o qual considera um único critério ou dimensão, gerando um índice de medição praticamente todo baseado em aspectos financeiros de desembolso (investimento) e

lucratividade (retorno), enquanto pareça desconsiderar, não intencionalmente, mas de fato acaba por fazer, as dimensões sociais, culturais e ambientais que uma obra de infraestrutura em esgotamento sanitário envolve. Nesse caso, faz-se importante a introdução de métodos que sejam capazes de satisfazer a essa demanda por meio de uma análise mais abrangente que inclua a geração de parâmetros de decisão agregadores dos fatores socioambientais sem, contudo, omitir a igualmente importante avaliação econômica do empreendimento.

#### 2.6.5.2. A avaliação multiobjetivo – o método da programação de compromisso

Nesse sentido, a análise multicritério e multiobjetivo é amplamente apoiada e utilizada na solução de problemas complexos que envolvem múltiplas variáveis a serem avaliadas pelos decisores.

Tendo como base os objetivos estabelecidos para o projeto, são estabelecidos restrições e critérios múltiplos em função dos vários aspectos da situação em avaliação. A análise multiobjetivo seleciona, então, a solução de melhor compromisso, ou numa abordagem mais criteriosa, a solução mais robusta, buscando-se a otimização dos vetores dos critérios através do julgamento e parametrização de variáveis para a solução do problema (CARNEIRO *et al.*, 2003; SOUSA, 2001)

Para atingir esse objetivo, lança-se mão de técnicas e ferramentas matemáticas e computacionais, representadas pelos métodos multiobjetivo e multicritério para o auxílio à tomada de decisão permitindo uma avaliação integrada de diversas alternativas viáveis em acordo com critérios gerais negociados e pré-estabelecidos pelos decisores do processo. Este método pode auxiliar no processo de decisão, onde os benefícios tangíveis potenciais, bem como dificuldade ou entraves relativos às opções na implantação das alternativas podem ser considerados durante o processo de decisão, minimizando incertezas. Entre os métodos de análise multiobjetivo e multicritério destacam-se (GOBETTI, 2002):

- a) O método ELECTRE (“*Tradução da Realidade por Eliminação e Escolha*” em francês): consiste no método de eliminação do subconjunto de alternativas menos desejáveis;
- b) O Método da Programação de Compromisso (“*Compromise Programming*”): trata-se de um método elaborado para identificar a solução mais próxima de uma ideal a qual é constituída dos melhores valores dos parâmetros em todos os critérios, utilizando-se um determinado padrão de distâncias (BEULA e PRASAD, 2012; JARDIM e LANNA, 2003; ZUFO *et al.*, 2002; ZELENÍ, 1973).
- c) O método da série PROMETHEE (MENA, 2000);

No método da *Programação de Compromisso* (ZELENI, 1973), a escolha da alternativa está baseada na determinação da proximidade de cada alternativa com relação à melhor solução possível dentro do conjunto de alternativas viáveis. Isso é feito através do cálculo da medida de um *Índice de proximidade* para a solução ideal.

### 2.6.5.3. A modelagem matemática na simulação da qualidade do efluente na associação de alternativas

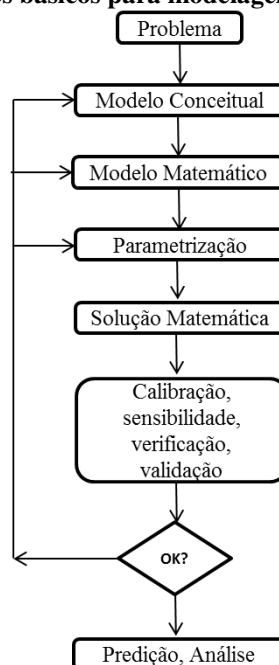
Os modelos são uma representação da realidade, traduzindo de modo simplificado as características mais importantes de um fenômeno observado em uma situação no mundo real.

O modelo matemático é configurado de acordo com o conhecimento já acumulado do comportamento geral do fenômeno modelado. Para realizar a sua parametrização, pode-se lançar mão dos seguintes caminhos (SOETAERT e HERMAN, 2009):

- 1) Por mensuração, através de experimentos específicos designados para estabelecer os valores dos parâmetros;
- 2) Através de dados disponíveis na literatura especializada;
- 3) Por calibração, na qual os parâmetros são estimados através de ajuste dos dados ao modelo.

A figura 2.8 apresenta os passos e procedimentos básicos da modelagem matemática de sistemas ambientais.

**Figura 2.8. Procedimentos básicos para modelagem em sistemas ambientais.**



Fonte: Soehaert e Herman (2009) adaptado.

Na verificação do modelo, deve-se constatar se o modelo apresenta o comportamento esperado, com média dos valores dos erros aproximadamente zero, seguindo-se à calibração do mesmo, na qual os dados de saída da solução do modelo são comparados com as observações e a adequação entre o modelo e os dados é minimizada através de um ajuste fino dos parâmetros mais sensíveis, os quais são determinados por análise de sensibilidade (JØRGENSEN e BENDORICCHIO, 2001). O método dos mínimos quadrados é uma das abordagens mais utilizadas para o ajuste da série de pontos plotados (DYM, 2006).

O ajuste do modelo pode ser definido como o ‘custo do modelo’ (SOETAERT e HERMAN, 2009) e é usualmente calculado através da soma dos quadrados dos resíduos conforme a equação 2.4.

$$\mathit{Custo}_{\text{modelo}} = \sum_i \frac{(Vm_i - Vo_i)^2}{e_i} \quad (2.4)$$

sendo:

- i : Ponto de dados;
- $Vm_i$  : Valor de saída do modelo;
- $Vo_i$  : Valor observado experimentalmente;
- $e_i$  : Erro ou variância dos dados.

Através de regressão linear ou não linear dos dados, também é possível observar bom ajuste dos dados à curva da equação do modelo matemático. A metodologia GLM (*Generalized Linear Models*) pode resolver uma ampla gama de problemas, e sua rotina está disponível na maioria dos pacotes estatísticos, sendo considerada uma das preferidas para estimar parâmetros não lineares passíveis de linearização. A ferramenta *Solver* do Excel<sup>®</sup> inclui a rotina GLM na solução de problemas de otimização paramétrica.

Planilhas eletrônicas como Excel<sup>®</sup>, Quattro<sup>®</sup> Pro7, e Lotus<sup>®</sup> 8, são empregadas com sucesso por modeladores para simulação de uma ampla gama de fenômenos científicos e de engenharia. De fato, planilhas como o Excel<sup>®</sup> são relativamente baratas, comumente disponíveis, fáceis de aprender e usar, e rápidas e poderosas em operações algébricas, sendo suas aplicações em modelagens de sistemas ambientais bem documentadas (KHANDAN, 2002).

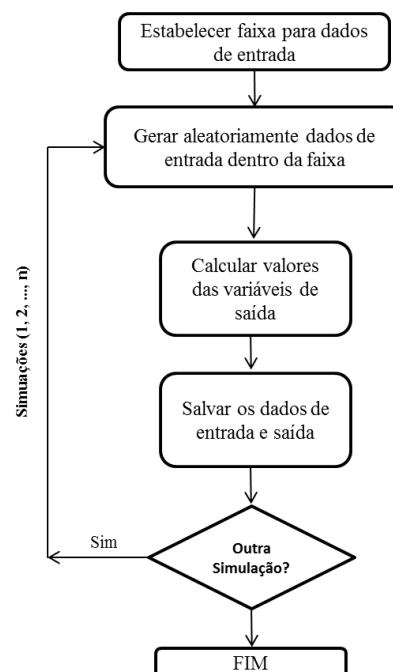
Na busca pelo ajuste fino do modelo, é sugerida a análise de Monte Carlo como ferramenta estocástica válida para simular dados para ajuste dos parâmetros do modelo (JØRGENSEN e BENDORICCHIO, 2001).

Por fim, na validação do modelo, normalmente requerida, porém formulada de acordo com os objetivos do modelo e a qualidade dos dados disponíveis, apresentam-se duas considerações importantes a ser levantadas quando se trata da avaliação da validade ou aplicabilidade do modelo. A mais importante e óbvia é se o modelo pode ou não prever o comportamento dos dados observados ou medidos do sistema modelado, tanto qualitativa quanto quantitativamente. A última está relacionada com a consistência inerente do modelo (DYM, 2006; JØRGENSEN e BENDORICCHIO, 2001). Assim, deve-se verificar se os princípios que governam o modelo estão adequados; se as equações certas foram empregadas, e se o modelo parece consistente com os princípios e expectativas.

Alder (2001) recomenda somente resolver as equações de um modelo apenas se houver certificação de que elas são as equações corretas a serem resolvidas. De fato, na validação do modelo, busca-se confrontar o modelo com a realidade tanto quanto possível.

Na aplicação do modelo matemático construído, atenção deve ser dada à acurácia dos dados diante de duas operações básicas (SCHWARTZ, 2008): interpolação: Inferência de dados dentro da faixa de pontos de dados conhecidos; Extrapolação: inferência de dados fora da faixa dos pontos de dados observados. Modelos empíricos ou semi-empíricos de resposta, baseados em correlação estatística de dados experimentais podem ser utilizados para predição do comportamento de um sistema, se a mesma ocorre dentro da faixa de dados considerado e para o mesmo tipo de sistema modelado (JØRGENSEN e BENDORICCHIO, 2001). A Figura 2.9 mostra a rotina básica da simulação de Monte Carlo.

**Figura 2.9 – Rotina da Simulação de Monte Carlo**



Fonte: Von Sperling (2007) adaptado.



Apesar dos esforços para validar os resultados preditivos artificiais oferecidos pela modelagem, situações podem surgir nas quais dois ou mais modelos baseados em hipóteses diferenciadas possam explicar igualmente resultados experimentais. Essa situação é especialmente verdadeira para processos complexos como o tratamento de águas residuárias, para os quais, nenhum modelo definitivo existe. De fato, diferentes modelos, possuem diferentes vantagens e objetivos.

A validação final de um modelo somente pode ser conseguida pela sua aplicação na prática para o seu propósito original e a avaliação crítica dos resultados com o passar do tempo. Desse modo, parece improvável que sistemas biológicos e bioquímicos modelados possam ser descritos com exatidão por modelos teóricos, de modo que estes modelos teóricos serão apenas capazes de descrever mecanismos bem o suficiente para dar suporte à compreensão dos sistemas, permitindo interpolações e extrapolações úteis, mas não exatas (JEPPSSON, 1996).

Em última análise, em modelos multiobjetivos não existe um ótimo global, tal como acontece na busca pelo máximo ou mínimo de determinada função objetivo, e sim um conjunto de ótimos que satisfazem de formas diferentes, os diferentes objetivos envolvidos na análise. Dessa forma, uma maior gama de opções é posta diante dos decisores que avaliam o conjunto de ótimos, selecionando aquela alternativa que melhor se aproprie das condições locais.

### 3.0. MATERIAL E METODOS

A pesquisa foi iniciada no mês de março de 2011 com a montagem dos reatores experimentais em escala real, cujo monitoramento ocorreu no período de setembro de 2011 a junho de 2012. A operação e o monitoramento tiveram como objetivo a obtenção de dados de concentração efluente e eficiência de remoção dos sistemas de tratamento para alimentação de um Modelo de Avaliação de alternativas de Tratamento Descentralizado de esgotos denominado **MAATE – I**.

Os sistemas experimentais foram instalados na estação Experimental de Tratamentos Biológicos de esgotos Sanitários – EXTRABES, em área pertencente à Universidade Estadual da Paraíba, e situada no bairro do Tambor em Campina Grande – PB, com localização geográfica na latitude S 7° 13' e longitude O 35° 52', a 550 m acima do nível do mar.

#### 3.1. Definição do contexto.

Para estabelecer um contexto de aplicação, elegeu-se o Assentamento Santa Cruz – PB no município de Campina Grande, localizado a 3 km do perímetro urbano, onde estão assentadas 60 famílias numa área de aproximadamente 257 ha (ALBUQUERQUE JR *et al.*, 2011).

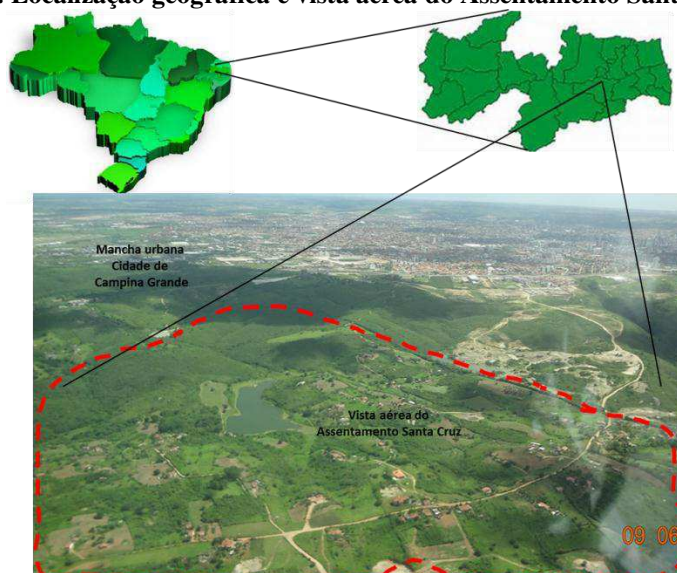
A comunidade possui como principal vocação a agricultura de subsistência com liderança comunitária institucionalizada através da Associação Comunitária do Assentamento Santa Cruz – PB e visão futura de produção agrícola para geração de renda.

As informações sobre o Assentamento foram tomadas através de dados fornecidos pela liderança do Assentamento, na pessoa da agente de saúde residente.

O Assentamento Santa Cruz no município de Campina Grande - PB (latitude S 7° 15' 52"; "longitude O 35° 51' 24", a 458 m acima do nível do mar) localiza-se na mesorregião da Borborema na microrregião do Cariri Oriental a 458 m acima do nível do mar, com uma população em 2011 de 240 habitantes.

A figura 3.1 apresenta a localização geográfica georreferenciada do Assentamento Santa Cruz:

**Figura 3.1. Localização geográfica e vista aérea do Assentamento Santa Cruz – PB**



Fonte: O Autor.

### 3.1.1. Características gerais do Assentamento Santa Cruz.

#### 3.1.1.1. Breve relato histórico

Para subsidiar a aplicação do Modelo de Seleção de alternativas de Tratamento (MAATE – I), foram levantadas informações de caráter histórico, socioeconômico, estrutural, ambiental e sanitário que basearam a construção de parâmetros diretos e indiretos de alimentação do modelo. Essas informações foram coletadas a partir de visitas técnicas.

O Assentamento Santa Cruz foi implantado pelo INCRA em 17 de Agosto de 2001, no município de Campina Grande - PB.

Os trabalhadores que perderam suas terras em outras localidades, e estavam habitando núcleos urbanos, beneficiaram-se com a criação do Assentamento. Desde sua criação ações pontuais foram realizadas por órgãos governamentais e ONGs, que por falta de uma organização têm causado deteriorações sociais, econômicas, tecnológicas, da saúde, físicas, conservacionistas e ambientais (BEZERRA *et al.*, 2005).

De acordo com informações locais, muitas pessoas assentadas encontram-se na terceira idade, tendo nascido e vivido nesta terra. Os agricultores pagavam o ‘foro’<sup>10</sup> a fim de usufruir e trabalhar na terra por um período de um a dois anos. Esta situação manteve-se até o ano de 1988, quando o proprietário da terra, o Sr. Pedro de Alencar Agra faleceu. Nesse

<sup>10</sup> Termo local empregado para designar o arrendamento temporário da terra para usufruto da produção familiar.

período um total de 100 famílias mesmo tendo pagado o ‘foro’ do período, foram forçados pelos herdeiros a sair da terra, gerando assim um impasse nas negociações.

A partir desse momento desencadeou-se uma luta que durou quase 15 anos. Em 1990, a associação foi fundada sem fins lucrativos, e, em 1994, no governo de Itamar Franco, a terra foi desapropriada, começando, então, uma longa batalha judicial, com os herdeiros sempre recorrendo às instâncias superiores.

Por fim, após esforços da comunidade junto ao INCRA, além de conflitos armados, nesse ínterim, em abril de 2002, o local se tornou um projeto de Assentamento, sendo fomentada, via financiamento, a construção de domicílios e implementos agrícolas.

A administração do Assentamento se dá pela Associação dos Pequenos Produtores Rurais do Assentamento Santa Cruz. A associação, à época da visita era coordenada pelo Sr. Ronaldo Batista de Oliveira, além do apoio da coordenadora do Clube de Mães Cozete Barbosa, a Sra. Kátia Mendonça Pontes.

Atualmente, os esforços dos líderes, juntamente com a comunidade, consistem na busca pela garantia de sustentação das famílias assentadas na terra, preservando suas tradições e buscando condições de renda dentro do contexto do ambiente natural do Assentamento.

### *3.1.2. Informações topográficas, geomorfológicas e socioeconômicas.*

O Assentamento Santa Cruz está dividido em duas sub-bacias de drenagem, a primeira, convergindo à porção sudoeste e a segunda para a porção leste-nordeste do Assentamento.

A grande maioria das residências pode ser esgotada para um talvegue com extensão de 5,22 km, considerado desde a parte mais a noroeste do Assentamento até um ponto de convergência com o talvegue da sub-bacia dois, o qual se estende por 1,52 km até a conexão com o ponto de convergência da sub-bacia um, a partir do qual se pode observar uma afluência comum a área de escoamento natural situada na porção leste do Assentamento.

Considerando a dispersão das residências na sub-bacia do Assentamento Santa Cruz, a abordagem unifamiliar de tratamento pode constituir-se na solução mais apropriada. O açude local, dado o estado avançado de eutrofização não se constitui em corpo receptor.

O lançamento de uma rede coletora hipotética foi realizado com base em informações de Sistema de Informações Geográficas de domínio público com a utilização do software *Google Earth*®<sup>11</sup> (Apêndice A, p.174).

Para efeito de estudo comparativo, o Assentamento foi dividido em cinco (5) blocos de residências, convergindo cada um a uma estação de tratamento. O primeiro bloco consta de quatro (4) domicílios localizadas no setor nordeste do Assentamento na sub-bacia 1, sem necessidade de emissário por gravidade; o segundo bloco contém cinco (5) domicílios localizados no setor central norte, possuindo maior dispersão na sub-bacia 1. o terceiro contém dez (10) domicílios localizados no setor noroeste; o quarto contém vinte e um (21) (21) domicílios localizados na porção central, enquanto o quinto (5) e último bloco contendo trinta e seis (36) domicílios, compõe-se de um agrupamento de alguns domicílios no bloco quatro somados ao restante dos domicílios localizados no setor sudeste do assentamento. O quadro 3.1 apresenta as informações de caráter estrutural, socioeconômico, ambiental, geoambiental e sanitário do Assentamento Santa Cruz.

---

<sup>11</sup> O levantamento foi realizado com base nas informações imageadas em 26 de maio de 2010.

**Quadro 3.1. – Aspectos gerais do Assentamento Santa Cruz – Campina Grande – PB**

ASPECTOS	CARACTERÍSTICAS DIAGNOSTICADAS
<b>Geoambientais</b>	
Área do assentamento (ha)	257
Coordenadas geográficas	S 7° 15' 52"; O 35° 51' 24"
Altitude (m)	458
Topografia	muito acidentada
Mananciais	açude sem volume conhecido 16 barreiros 2 poços de baixa vazão e água salobra
<b>Estruturais</b>	
Lotes assentados	53
Lotes construídos	15
Número de domicílios de tijolo	64
Número de domicílios de taipa	2
Número de domicílios mistos	2
Energia Elétrica	97 % das casas tem energia regularizada
Telefonia	Cobertura Oi, Claro, TIM e Vivo. A maioria das casas possuem pelo menos 1 aparelho celular
Abastecimento	
Rede	O abastecimento se dá através de ligação clandestina em ligação a 2 km em rede DN 32 mm conectada a uma cisterna coletiva. Algumas casas são abastecidas com baixa vazão.
Cisternas	50 cisternas com capacidade de 16 m³ cada, nas casas. 2 cisternas coletivas com capacidades respectivas de 18 m³ e 37 m³)
Situação do abastecimento	A conta, em nome da associação, nunca paga, já passou do 1/2 milhão de reais.
<b>Sócio-econômicas</b>	
<b>Programas sociais</b>	
Governo municipal / Federal ONG's Universidades Igreja	Seguro Safra e Bolsa família Acompanhamento de técnicos contratados pelo INCRA UFPG Igreja católica
<b>Renda</b>	Aposentadorias Trabalhadores urbanos sem informação de caráter empregatício Complementação na agricultura familiar Criação de animais (principalmente porcos) Trabalhadores na reciclagem
<b>Vocação agrícola</b>	
Culturas	Culturas tradicionais (milho, feijão e fava) Horticultura Raízes (batata doce, macaxeira, inhame, etc.) Fruticultura Hortas medicinais Hortas de temperos Plantação de capim e palma forrageira
Formas de irrigação	Sistema PAIS (Produção Agroecológica Integrada e Sustentável) : sistema por gotejamento.
Fontes para irrigação	Açude Pedro Agra
Número de sistemas PAIS	15 unidades
Potencial de aplicação de irrigação	15 sistemas PAIS Água de abastecimento relatada como insuficiente para manutenção do sistema PAIS
Pesca	Algumas famílias realizam pesca. Não há trabalho para garantir manutenção ou melhoria da atividade.
<b>Sanitárias</b>	
<b>Destino do esgoto</b>	
Fossas sépticas + sumidouro	58 unidades (2,00 x 1,50 x 1,00: dimensões predominantes)
Separação de efluente	A fossa séptica híbrida (conjugada com efluência subsuperficial) recebe somente esgoto proveniente do vaso sanitário. Os demais efluentes são canalizados e lançados diretamente no solo para reuso direto não controlado.
Enterro das excretas	Relatada prática de enterro das excretas e lançamento a céu aberto.
<b>Número de sanitários</b>	
Com WC	63
sem WC	5
<b>Problemas relatados nos sistemas</b>	Entupimento raro das fossas sépticas. Na ocorrência, a fossa é aberta, desentupida e o lodo é enterrado.
<b>Saúde pública</b>	
Dados epidemiológicos	Incidência pouco frequente de dengue sem dados quantitativos relatados
Doenças entéricas	Casos de verminoses sem estatística precisa Casos de amebíases sem estatística precisa
Desnutrição	Não há casos de desnutrição aguda relatados
Mortalidade infantil	1 caso relatado no período de implantação do assentamento.

Fonte: O Autor

## 3.2. Fases de desenvolvimento da pesquisa

### 3.2.1. Primeira fase - monitoramento dos sistemas de Tratamento

Na primeira fase foram monitorados cinco sistemas de tratamento descentralizado de esgotos domésticos, potencialmente aplicáveis aos contextos periurbanos e rural:

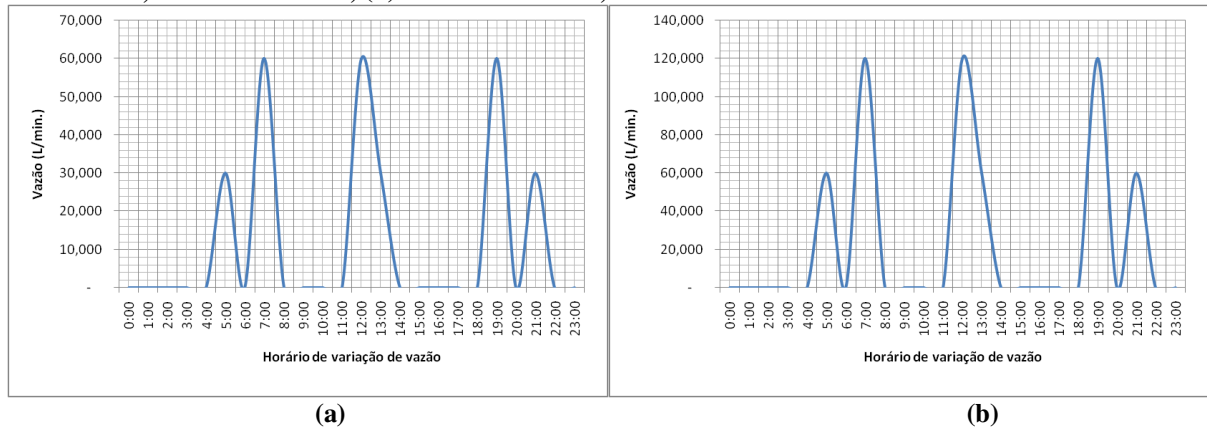
1. **Estação Compacta (ECO):** estação compacta com reator UASB duplo ‘Y’ seguido de filtro anaeróbio de fluxo ascendente com leito filtrante de cubos de poliuretano, câmara de transferência de vazão e filtro aeróbio intermitente com leito filtrante de areia média.
2. **Tanque séptico (TS + SUM1):** tanque séptico de câmara única, seguido de sumidouro experimental.
3. **(UASBY + SUM2):** UASB ‘Y’ seguido de sumidouro experimental.
4. **(UASBC+ FaFint):** UASB convencional seguido de filtro de areia de fluxo intermitente com leito filtrante de areia média;
5. **(UASBC + FAN):** UASB convencional seguido de filtro anaeróbio de fluxo ascendente com leito filtrante de brita.

Os sistemas compreendidos pela estação Compacta (ECO1), TS + SUM1 e UASBY + SUM2 foram operados recebendo vazão média de 270 Litros. dia<sup>-1</sup>, considerando-se uma taxa de contribuição *per capita* de 69,75 L.hab.<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> para uma família rural de baixa renda de aproximadamente quatro pessoas, tomando-se como base a média de ocupação por domicílio na Paraíba no último Censo (IBGE, 2010).

O UASB convencional (UASBC) operou com vazão média de 630 L.dia<sup>-1</sup> a fim de alimentar em paralelo um filtro de areia de fluxo intermitente (FaFint) e um filtro anaeróbio (FAN) com vazão média de 315 L.dia<sup>-1</sup> cada. O esgoto afluyente foi recalcado através de bomba centrífuga de eixo horizontal com vazão média de bombeamento de 32 L.min<sup>-1</sup>.

Na figura 3.2 encontra-se o hidrograma para alimentação por bomba centrífuga dos sistemas ECO1, TS + SUM1, UASBY + SUM2 (a), UASBC + FaFint e UASBC + FAN (b) com controle por temporizadores digitais de barramento com capacidade de 20 programações com tempo mínimo de programação de um minuto para simulação do hidrograma de vazões de domicílios nos conjuntos moto-bomba, ajustado para seis (6) programações de vazão.

**Figura 3.2 - Hidrograma das vazões aplicadas controladas por temporizador de barramento: (a) (ECO 1; TS + SUM1; UASBY + SUM2; (b) UASBC + FaFint; UASBC + FAN.**



Fonte: O Autor.

### 3.2.1.1. Características construtivas dos reatores experimentais

#### a) Estação Compacta ECO1

O reator compacto (ECO1) construído em fibra de vidro consiste em solução nova que agrega um reator UASB na configuração em duplo 'Y', seguido de filtro Anaeróbio de fluxo ascendente (FAN) com meio suporte de cubos de espuma de Poliuretano, câmara de transferência de vazão por sifonamento, e filtro de areia de fluxo intermitente com meio suporte de areia média.

O reator UASB foi construído com volume útil de 285 litros recebendo uma vazão média de  $279 \text{ L.dia}^{-1}$  ( $0,279 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}$ ) com TDH de 1 dia. A tabela 3.1, por sua vez apresenta os parâmetros de operação dos sistemas experimentais.

**Tabela 3.1 – Características e parâmetros experimentais dos sistemas unifamiliares de tratamento.**

Sistemas de tratamento unifamiliar operados	Vazão $\text{L.dia}^{-1}$	Volume $\text{m}^3$	T. A. S. $\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$	C.O.V. $\text{kgDQO}.\text{m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$
Tanque Séptico (TS)	279	1,50	-	0,07
UASB separador de fases Y (UASB Y)	279	0,35	-	0,30
UASB Convencional (UASB C)	630	0,60	-	0,55
Estação Compacta (ECO1)				
UASB braço "W" interno	285	0,28	-	0,46
Filtro Anaeróbio interno		0,31	-	0,17
Filtro de Areia interno		0,11	1,25	0,64
Filtro Anaeróbio (FAN) (*)	315	1,27	0,4	0,15
Filtro aeróbio de Fluxo intermitente (FaFint) (*)	315	1,27	0,4	0,25

Fonte: O Autor.



O filtro anaeróbio, com volume de 132 litros, recebeu vazão proveniente do UASB operando com TDH de 11,73 horas.

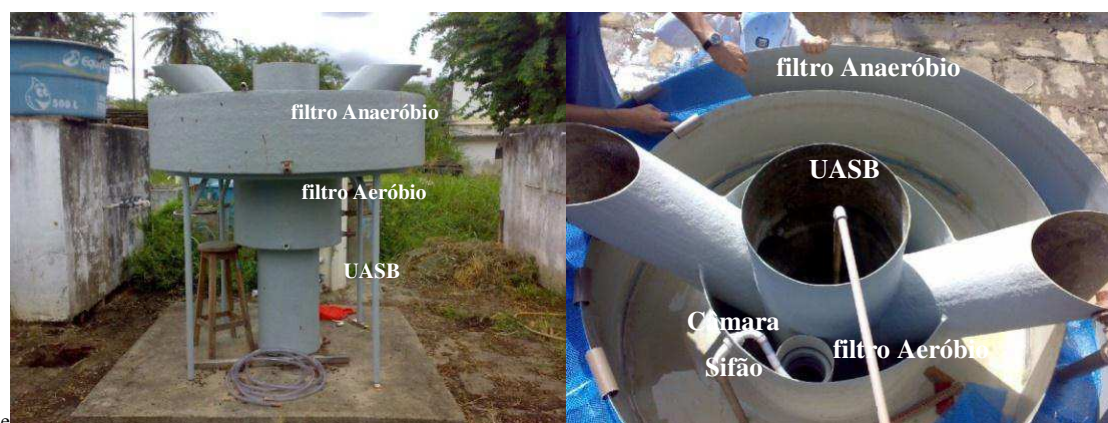
O efluente do filtro anaeróbio (FAN) verte nas bordas do filtro para uma câmara projetada de transferência de vazão com volume útil total de 235 litros, construída para amortecer as vazões recebidas pelo filtro intermitente de areia, proporcionando aeração e conseqüente manutenção das condições aeróbias.

A transferência do volume da câmara de transferência é realizada via sifão construído para 90 litros constituído de barrilete com dois tubos de PVC DN 40 mm com redução para DN 25 mm no interior do filtro de areia.

O filtro de areia de fluxo intermitente (FaFint) possui volume útil de 110 litros e área superficial de 0,240 m<sup>2</sup> operando com taxa de aplicação 1,25 m<sup>3</sup>.m<sup>2</sup>.dia<sup>-1</sup>.

O filtro de areia foi alimentado em três (3) ciclos diários com volume médio de 90 litros/ciclo, com período de descanso variável em função do hidrograma de alimentação. A figura 3.3 mostra as características do sistema compacto projetado.

**Figura 3.3 - Reator Compacto ECO1 (UASB / FAN / FaFint)**



Fonte: O Autor

*b) Tanque séptico seguido de sumidouro (SUM1)*

O tanque séptico experimental (TS) com volume útil de 1.500 litros e TDH de 5,5 dias recebeu vazão diária média de 270 litros. O sumidouro experimental é constituído de uma câmara sumidouro com capacidade total de 240 litros ligada à câmara de infiltração através de painel de alvenaria assente em junta livre com área de 1 m<sup>2</sup>.

A câmara de infiltração foi construída com 0,70 m<sup>3</sup>. A figura 3.4 apresenta o sistema experimental construído e pronto para a operação.

**Figura 3.4 - Tanque séptico seguido de sumidouro experimental SUM1**



Fonte: O Autor.

*c) UASBY seguido de sumidouro (SUM2)*

A unidade experimental UASBY seguido de sumidouro experimental é constituída por um reator de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) com separador de fases tipo ‘Y’ construído em fibra de vidro com altura útil de 1,56 m, volume útil de 355L e TDH de 1,31 dias e um sumidouro experimental (ABNT, 1997) (SUM2) com as mesmas características construtivas do SUM1 descrito no item 3.4.1.1. A figura 3.5 mostra o sistema montado.

**Figura 3.5 – Reator UASB Y seguido de sumidouro (SUM2)**



Fonte: O Autor.

*d) UASB C + FAN e UASB C + FaFint.*

O UASB convencional (UASBC), com volume de 550 litros, foi operado com TDH de 1,02 dias. O efluente proveniente do UASBC alimentou um filtro de areia de fluxo intermitente (FaFint) construído em fibra de vidro, com volume útil de 940 litros, com taxa de aplicação superficial de  $0,40 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ . O mesmo reator UASBC alimentou um filtro anaeróbio (FAN) construído em fibra de vidro com volume de 940 litros e taxa de aplicação

superficial de  $0,40 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$  por oito meses. A figura 3.6 apresenta a configuração do UASB C e dos filtros aeróbio intermitente e anaeróbio.

**Figura 3.6 – UASB C seguido de filtro de areia de fluxo intermitente (FaFint) e filtro Anaeróbio (FAN)**



Fonte: O Autor.

### 3.2.1.2. Procedimento analítico

As análises físico-químicas e microbiológicas foram realizadas nas dependências físicas da EXTRABES para as amostras de afluentes e efluentes dos sistemas operados.

A tabela 3.2 apresenta as análises físico-químicas e microbiológicas realizadas em amostras retiradas dos reatores com suas respectivas frequências e métodos analíticos.

**Tabela 3.2 – Parâmetros analisados com suas respectivas frequências, métodos e referências.**

Análises	Frequência	Método	Referências
pH	Quinzenal	Potenciométrico	APHA (2005)
Alcalinidade	Quinzenal	Método KAPP	BUCHAUER <i>et al.</i> , (1998)
DQO (mg/L)	Semanal	Titulométrico	APHA (2005)
N-NTK (mg/L)	Quinzenal	Kjeldhal	APHA (2005)
N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	Quinzenal	Titulométrico	APHA (2005)
NO <sub>2</sub> (mg/L)	Quinzenal	Colorimétrico	APHA (2005)
NO <sub>3</sub> (mg/L)	Quinzenal	Salicilato de Sódio	RODIER J. <i>et al.</i> , (1975)
ST e frações (mg/L)	Semanal	Gravimétrico	APHA (1998)
coliformes termotolerantes	Quinzenal	Membrana filtrante	APHA (1998)
ovos de helmintos	Quinzenal	Sedimentação	BAILINGER (1979) (*)

(\*) modificado por AYRES & MARA (1996)

Fonte: O Autor.

### 3.2.1.3. Teste de infiltração dos sumidouros

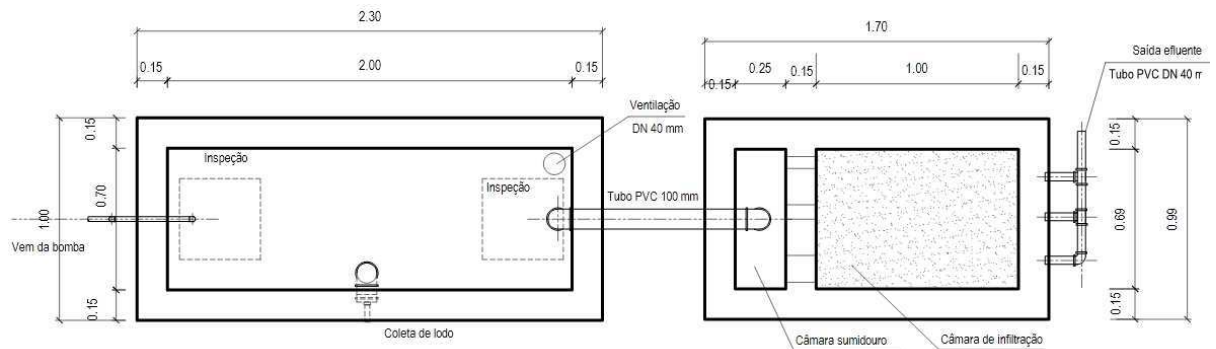
Os dados de monitoramento dos sistemas experimentais 2 e 3 (TS + SUM1 e UASBY + SUM2) objetivaram, além da modelagem matemática, observar a qualidade do efluente no

tratamento, confirmar a literatura, sugerindo o sistema alternativo UASBY em substituição ao tanque séptico no tratamento das águas residuárias domésticas antes do lançamento no solo na hipótese de que a taxa de colmatação do solo seja maior no TS + SUM1 do que no sistema alternativo UASBY + SUM2.

a) *Configuração e teste de infiltração*

Foram realizados ensaios de infiltração baseados na NBR 13.969 (1997) em dois sumidouros alimentados por dois sistemas de tratamento unifamiliar distintos: tanques sépticos (TS) e Reator UASB tipo “Y” (UASBY). A figura 3.7 mostra a configuração básica do tanque séptico seguido do sumidouro experimental.

**Figura 3.7– Configuração do tanque séptico seguido de sumidouro experimental**



Fonte: O Autor.

Tanto o efluente do tanque séptico (TS), como do UASBY alimentaram respectivamente, com seis (6) ciclos diários, os Sumidouros SUM1 e SUM2, com aplicação média de 279 Litros.dia<sup>-1</sup>, equivalente a 69,75 Litros.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>. Na figura 3.8 está apresentado o interior dos sumidouros experimentais construídos.

**Figura 3.8 – Configuração básica dos Sumidouros experimentais SUM1 e SUM2.**



Fonte: O Autor.

Tanto os sumidouros em bancada quanto em escala piloto foram preenchidos com areia caracterizada com diâmetro efetivo  $D_{10} = 0,3$  mm, coeficiente de uniformidade  $C_u = 3,33$ , porosidade  $\eta\% = 43\%$ ,  $D_{\max} = 4,8$  mm,  $\gamma = 2,602$  g/cm<sup>3</sup> e  $K_{\text{sat}} = 0,1925$  cm/s.

*b) Teste de infiltração em bancada*

Os sumidouros de bancada SUMB1 e SUMB2, foram alimentados, respectivamente com efluente do TS e UASBY, durante 15 dias com três alimentações diárias de 9,5 L.alimentação<sup>-1</sup> e carga hidráulica de 0,54 m.dia<sup>-1</sup>, equivalentes a uma vazão diária de alimentação intermitente de 270 L.dia<sup>-1</sup>, afluente aos sumidouros em escala piloto (SUM1 e SUM2), os quais foram monitorados durante nove meses.

O sistema constou de dois recipientes de 20L graduados para alimentação por gravidade das bateladas dois sumidouros cilíndricos em PVC  $\Phi$  250 mm e volume útil de 9,50 L preenchidos com 0,034 m<sup>3</sup> de areia caracterizada. A tabela 3.3 apresenta a caracterização do esgoto bruto e do efluente tratado no tanque séptico e no reator UASB.

**Tabela 3.3 - Caracterização do esgoto doméstico bruto e efluente provenientes do TS e UASB**

Parâmetro	Unidade	Esgoto Bruto	TS	UASB	n
DQO	mg.L <sup>-1</sup>	443±127	192±72	183±97	19
SST	mg.L <sup>-1</sup>	190±52 <sup>(1)</sup>	32±5	20±7	15
SSV	mg.L <sup>-1</sup>	164±48 <sup>(1)</sup>	28±5	18±6	15

(1) - Para os parâmetros de SST e SSV no esgoto bruto o número de determinações n = 6

Fonte: O Autor.

As análises físico-químicas semanais foram realizadas num período de monitoramento dos reatores de nove meses entre julho de 2011 e abril de 2012. Igualmente, durante os 15 dias de realização dos testes de infiltração, determinações em triplicata de sólidos foram realizadas, diariamente, em cada batelada aplicada aos sumidouros experimentais de bancada SUMB1 e SUMB2. Na tabela 3.4 são apresentados os parâmetros analisados com respectivas frequências, métodos e referências.

**Tabela 3.4 – Parâmetros físico-químicos analisados com frequências, métodos e referências.**

Parâmetros Analíticos	Frequência	Método	Referência
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	Semanal	Titulométrico	APHA (2005)
Sólidos e frações (mg.L <sup>-1</sup> )	Semanal (*)	Gravimétrico	APHA (2005)

(\*) A determinação de Sólidos no período do teste de bancada foi realizada diariamente

Fonte: O Autor

O teste foi realizado entre 15 e 31 de maio de 2012. O esgoto era coletado em baldes e alimentado por gravidade através de recipiente plástico com capacidade de 20L,

cronometrando-se o tempo de início e fim do escoamento do líquido através da câmara sumidouro, considerando-se o tempo inicial de infiltração aquele correspondente ao início do fluxo contínuo no registro de saída do efluente.

O volume infiltrado era acumulado sequencialmente em béqueres de 2000 ml, 500 ml e 100 ml, com tempo registrado a cada 500 ml no início do escoamento e a cada 100 ml nos últimos minutos até o tempo final estabelecido do teste de 60 minutos.

O teste de bancada possibilitou avaliar, em condições controladas, a infiltração de efluente tratado nos reatores TS e UASB determinando-se a variação da taxa de infiltração ( $L \cdot \text{min}^{-1}$ ) ao longo do período de teste de 60 minutos em ambos os sumidouros. Na Figura 3.9 está apresentada a configuração construtiva do experimento.

A taxa de infiltração no sumidouro experimental foi calculada a partir da equação 3.1:

$$T_i = (\Delta_i - \Delta_f) / (\Delta t_i - \Delta t_f) \quad (3.1)$$

$T_i$  : Taxa de infiltração do efluente no sumidouro experimental ( $L \cdot \text{min}^{-1}$ )  
 $\Delta_i$  : Volume captado inicial parcial unitário (litros)  
 $\Delta_f$  : Volume captado final parcial unitário (litros)  
 $\Delta t_i$  : Tempo acumulado para captação do volume inicial unitário (minutos).  
 $\Delta t_f$  : Tempo acumulado para captação do volume final unitário (minutos).

### c) *Teste de infiltração em escala piloto*

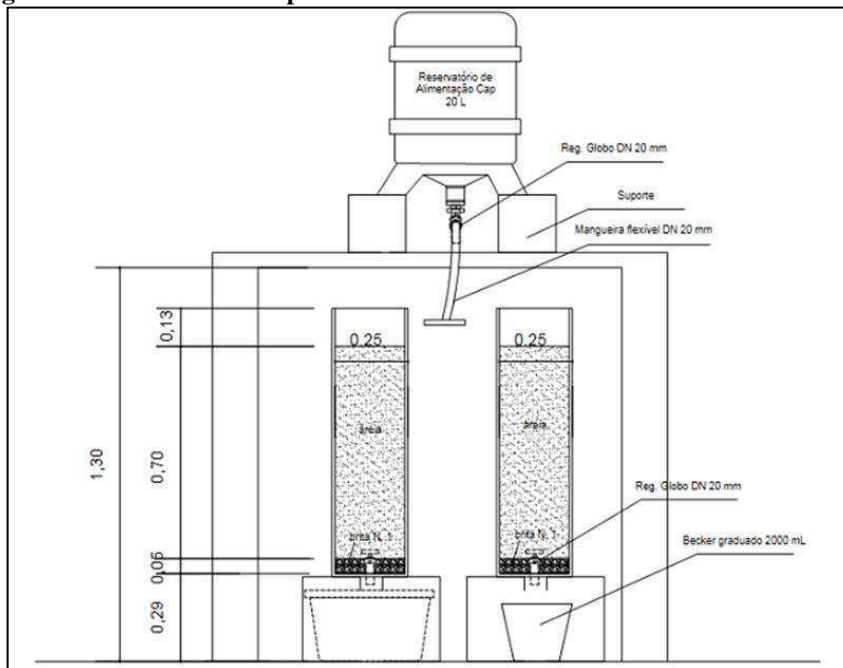
O teste de infiltração em escala piloto foi desenvolvido em duas etapas. Na primeira, foram realizados os testes de infiltração. Na segunda etapa, os parâmetros de monitoramento do sistema de tratamento foram aplicados a modelos matemáticos de infiltração para comparação do comportamento dos sumidouros experimentais.

#### I. *Primeira Etapa – Teste de infiltração*

Na primeira etapa, o esgoto bruto era captado por bombeamento a partir de poço úmido do Interceptor Leste da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba – CAGEPA e recalçado por bomba submersa  $P = 1/4$  CV, até tanque de equalização com capacidade de 1.000 litros, e daí recalçado através de moto-bomba com auxílio de temporizador simulando hidrograma unifamiliar com vazão média de  $270 L \cdot \text{dia}^{-1}$ . O sistema de tratamento de esgotos doméstico em escala piloto (primeira etapa) foi constituído de duas unidades de tratamento. A primeira foi um tanque séptico em alvenaria com volume útil de 1500L, e a segunda um reator

UASB construído em fibra de vidro, com volume útil de 355L, ambos seguidos de sumidouros.

**Figura 3.9 - Sumidouros experimentais em escala de bancada SUMB1 e SUMB2**



Fonte: O Autor

Os sumidouros experimentais SUM1 e SUM2 eram alimentados com esgoto doméstico tratado com vazão média de  $279 \text{ L}\cdot\text{dia}^{-1}$  provenientes respectivamente do TS e do reator UASB. Nesta primeira etapa, os testes de infiltração foram subdivididos em duas fases.

Na primeira, foram aplicados diariamente 90 litros, durante 60 minutos por 10 dias. Na segunda, os testes foram realizados com frequência semanal, entre dezembro de 2011 e março de 2012. O sumidouro apresenta  $70 \times 25 \times 100 \text{ cm}$ , com volume útil de 250L na zona de alimentação. A zona de solo foi construída nas dimensões:  $100 \times 100 \times 70 \text{ cm}$  e preenchida com uma camada inferior de 5cm de brita 19 e 50 cm de areia média.

Durante os testes foram monitoradas as variações dos volumes infiltrados recuperados a jusante do sumidouro bem como as taxas médias de escoamento da batelada de 90 litros.

O teste consistiu na alimentação de bateladas de 90 litros por teste em ambos os sumidouros, cronometrando-se o tempo para o enchimento e esvaziamento da câmara sumidouro (câmara de alimentação), bem como o volume infiltrado acumulado e medido a cada litro, até o tempo final estabelecido do teste de 60 minutos.

Os dados obtidos possibilitaram estabelecer um perfil de enchimento e esvaziamento da câmara sumidouro, além de infiltração do volume de efluente lançado no sumidouro no

período de 60 minutos. O volume efetivo infiltrado  $V_{ei}$  nos sumidouros SUM1 e SUM2 é dado pela equação 3.2.

$$V_{ei} = [(L_i - L_f) \cdot 0,25 \cdot 0,96] \cdot 1000 \quad (3.2)$$

- $V_{ei}$  : volume efetivo infiltrado e esvaziado no sumidouro (litros)  
 $L_f$  : Lâmina final no piezômetro da câmara sumidouro (m)  
 $L_i$  : Lâmina inicial no piezômetro da câmara sumidouro (m)

A vazão de infiltração no sumidouro foi calculada a partir da equação 3.3, e a taxa de infiltração da lâmina na câmara sumidouro é dada pela equação 3.4:

$$Q_i = (\Delta_i - \Delta_f) / (\Delta t_i - \Delta t_f) \quad (3.3)$$

- $Q_i$  : Vazão de infiltração do efluente no sumidouro experimental ( $L \cdot \text{min}^{-1}$ )  
 $\Delta_i$  : Volume captado inicial unitário (Litros)  
 $\Delta_f$  : Volume captado final unitário (Litros)  
 $\Delta t_i$  : Tempo acumulado para captação do volume unitário inicial (minutos).  
 $\Delta t_f$  : Tempo acumulado para captação do volume unitário final (minutos).

$$T_i = (L_i - L_f) / (\Delta t_i - \Delta t_f) \quad (3.4)$$

- $T_i$  : taxa de infiltração do efluente no sumidouro experimental ( $\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$ )  
 $L_i$  : volume captado inicial unitário (Litros)  
 $L_f$  : volume captado final unitário (Litros)  
 $L_f$  : Lâmina final no piezômetro da câmara sumidouro (m)  
 $L_i$  : Lâmina inicial no piezômetro da câmara sumidouro (m)  
 $\Delta t_i$  : Tempo acumulado para captação do volume unitário inicial (minutos).  
 $\Delta t_f$  : Tempo acumulado para captação do volume unitário final (minutos).

A figura 3.10 apresenta as características construtivas do sistema TS + SUM1 e UASBY + SUM2.

## II. Segunda Etapa – aplicação de modelos matemáticos

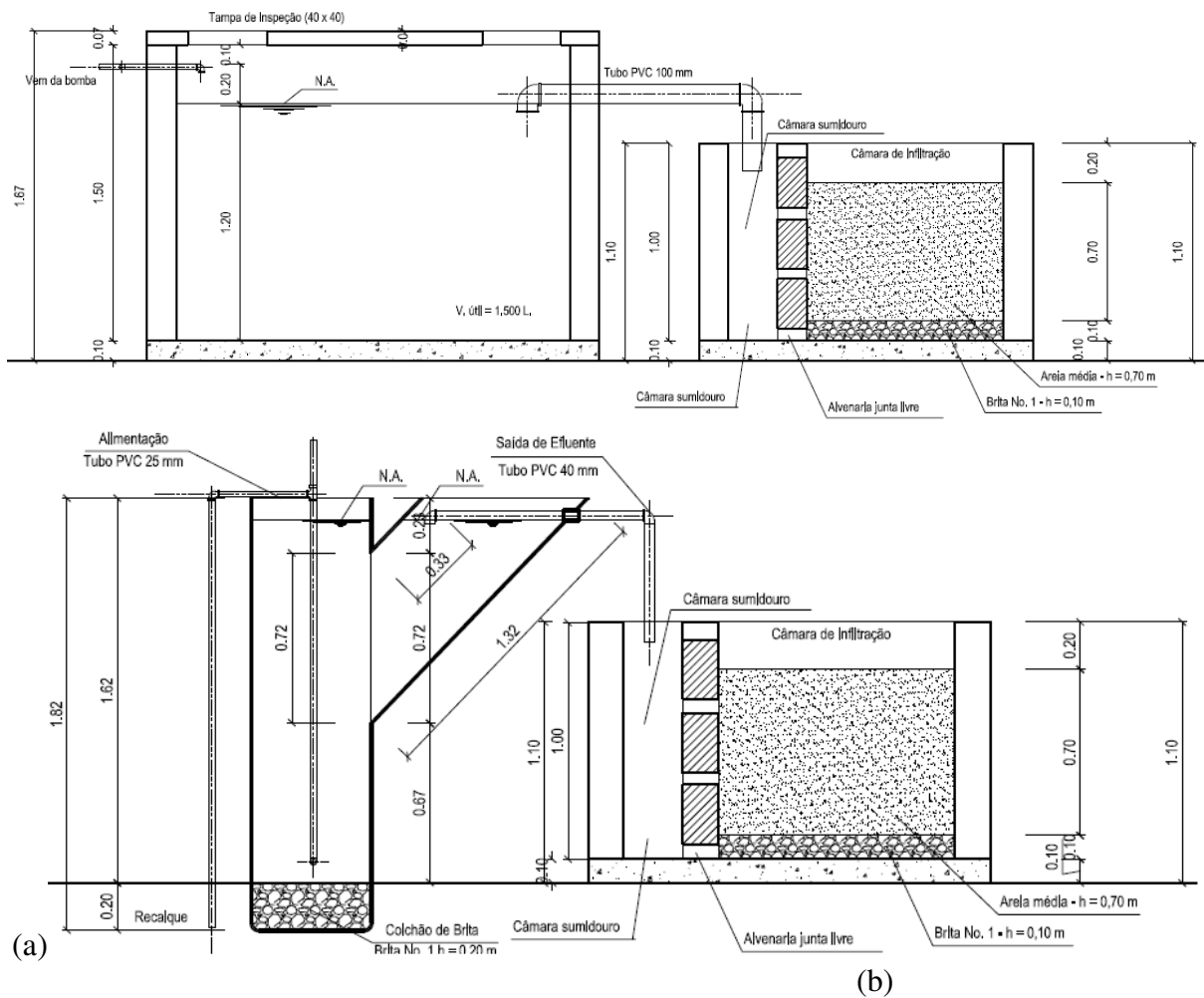
O modelo de Leverenz *et al.* (2009) da equação 3.5, estimou o tempo de falha hidráulica de sistemas de infiltração em solo arenoso, cujos resultados foram comparados com a modelagem matemática construída a partir dos dados experimentais dos sumidouros.

$$Tf = \left[ \frac{[19,6 - 13,9 \log(CSST)]}{[5,257 \times 10^{-6} \times DQO_i^{1,318} \times Dd^{1,120} \times Ch^{0,343}]} \right]^{1,053} \quad \text{eq. 3.5}$$

- $T_f$  = Tempo de falha hidráulica (dias)  
 $CSST$  = Carga de Sólidos suspensos totais ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ )  
 $DQO$  = Concentração de DQO ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )  
 $Dd$  = frequência diária de aplicação ( $\text{dia}^{-1}$ )  
 $Ch$  = taxa de aplicação hidráulica ( $\text{m} \cdot \text{dia}^{-1}$ )



**Figura 3.10: Características construtivas do sistema TS+SUM1(a) e UASBY+SUM2 (b)**



Fonte: O Autor

### 3.2.2. Segunda fase – projeto e custo dos sistemas de tratamento

Na segunda fase foram estimados os custos de implantação, operação e manutenção dos sistemas operados, elaborando-se os projetos básicos desses sistemas (APÊNDICE A).

Os custos de implantação foram formatados no padrão de orçamento sintético de obras com preços básicos levantados a partir dos dados nacionais de preços vigentes da construção civil (tabela SINAPI da Caixa Econômica Federal – CEF) ano base 2013.

Os custos para a operação e manutenção foram estimados com base nos parâmetros de operação e de manutenção sugeridos pela USEPA (2005) e Normas da ABNT (ABNT, 1993; ABNT, 1997). Os custos totais perfazem as parcelas dos custos de construção da estação, operação e manutenção, dentro de um horizonte de projeto de 20 anos.

### 3.2.2.1. Projeto e orçamento dos sistemas de tratamento e disposição final

Foram elaborados projetos dos sistemas de tratamento, conforme Normas Técnicas da ABNT e literatura de referência. O quadro 3.2 apresenta os critérios de projeto dos sistemas.

**Quadro 3.2 – Critérios de projeto das Estações Experimentais orçadas**

Estação experimental	Critérios gerais	Normas Técnicas	Literatura	Observação
ECO 1 <sup>(1)</sup>	Parâmetros de construção do experimento e parâmetros locais de vazão	NBR 12.209:2011; NBR 8160:1999; NBR 13.969:1997	-	<sup>(1)</sup> Sistema previamente projetado e construído em fibra de vidro
	Instalação em residências	NBR 8160:1999		
	Disposição final	NBR 13.969:1997	WHO (2006); USEPA (2012)	
Tanque Séptico + Sumidouro SUM1 <sup>(2)</sup>	Parâmetros de construção do experimento e parâmetros locais de vazão	NBR 7229:1993; NBR 13.969:1997	-	<sup>(2)</sup> Sistema previamente projetado e construído em alvenaria de tijolo cerâmico revestido e impermeabilizado
	Instalação em residências	NBR 8160:1999	-	
	Disposição final	NBR 13.969:1997	WHO (2006); USEPA (2012)	
UASB Y + Sumidouro SUM2 <sup>(3)</sup>	Parâmetros de construção do experimento e parâmetros locais de vazão	NBR 12.209:2011; NBR 8160:1999	-	<sup>(3)</sup> Sistema UASB Y previamente projetado e construído fibra de vidro e sumidouro em alvenaria de tijolo cerâmico revestido e impermeabilizado
	Instalação em residências	NBR 8160:1999	-	
	Disposição final	NBR 13.969:1997	WHO (2006); USEPA (2012)	
UASB C + FaFint <sup>(4)</sup>	Parâmetros de construção do experimento e parâmetros locais de vazão	NBR 12.209:2011; NBR 8160:1999.	-	<sup>(4)</sup> Sistema UASB Convencional previamente projetado e construído fibra de vidro e sumidouro em alvenaria de tijolo cerâmico revestido e impermeabilizado
	Instalação em residências	NBR 8160:1999	-	
	Disposição final	NBR 13.969:1997	WHO (2006); USEPA (2012)	
UASB C + FAN <sup>(5)</sup>	Parâmetros de construção do experimento e parâmetros locais de vazão	idem UASB C + FaFint	-	<sup>(5)</sup> Sistema UASB Y e FAN previamente projetados e construídos em fibra de vidro
	Instalação em residências	NBR 8160:1999	-	
	Disposição final	NBR 13.969:1997	WHO (2006); USEPA (2012)	

Fonte: O Autor.

### 3.2.2.2. Custos de Implantação, Operação e manutenção.

Com base nos projetos dos sistemas de tratamento, foram levantados os custos de implantação, operação e manutenção. O levantamento se deu com base em duas modalidades de disposição final no Assentamento Santa Cruz. O quadro 3.3 apresenta as modalidades, os tipos, parâmetros normativos, de controle e construtivos para os contextos de apropriação dos custos segundo a disposição final do efluente. Os custos totais, subdivididos em suas

respectivas parcelas de implantação, operação e manutenção consideraram os parâmetros do quadro 3.4.

**Quadro 3.3 – Apropriação dos custos segundo a disposição final do efluente**

Modalidade	Tipo	Parâmetro normativo	Parâmetros de controle	Parâmetros construtivos
Disposição no solo	Sumidouro	NBR 13.969/1997;	DQO, SST, SSV, CT, ovos de helmintos.	Movimento de terra Fechamento (Tampa) Ventilação
reuso de esgoto tratado	Agrícola familiar	WHO (2006); NBR 13.969/1997; CONAMA 357/2005. USEPA (2012)	DQO, SST, SSV, CT, ovos de helmintos, NTK, fósforo.	Movimento de terra Barrilete hidráulico Tanques de equalização Reservatório de reuso Disposição final de vazão excedente

Fonte: O Autor.

**Quadro 3.4 – Composição dos custos de implantação, operação e manutenção do modelo de decisão.**

Implantação	Operação	Manutenção
Serviços preliminares de obra	Mão-de-obra de operador	Mão-de-obra direta
Limpeza do Terreno	(Monitoramento, desentupimento, operação manual)	Reposição de peças e equipamentos
Nivelamento e regularização	Transporte e disposição final de lodo de excesso	Aquisição de meio filtrante
Locação de obras	Energia elétrica	Reposição de meio filtrante
Escavações, aterros e reaterros com e sem empréstimo	Depreciação de instalações e equipamentos	(Poliuretano, areia e brita)
Instalação de poços e caixas		Transporte e disposição adequada de material filtrante colmatado
Instalações de tubos, conexões e peças especiais		Tratamento, transporte e disposição final adequada de lodo de excesso (onde aplicável).
Fundações		
Alvenaria		
Concreto armado		
Revestimento e Impermeabilização		
Bombeamento (onde aplicável)		
Instalações elétricas (onde aplicável)		
Instalações hidráulicas (barriletes)		
Serviços complementares		
Limpeza da obra		

Fonte: O Autor

Com base nos dados da literatura e em parâmetros operacionais, foram estimados os custos de operação e manutenção dos sistemas monitorados e inseridos no Modelo de Avaliação de alternativas – MAATE – I aplicados no contexto do Assentamento de Santa Cruz – Campina Grande - PB. O quadro 3.5 apresenta os parâmetros utilizados para composição dos custos de operação e manutenção.

**Quadro 3.5 – Parâmetros de apropriação dos custos de operação e manutenção**

Sistema	Custos de Operação	Custos de Manutenção
<b>ECO 1</b>	Energia elétrica anual	Substituição e/ou conserto de conjunto motobomba
	Remoção, disposição de meio suporte colmatado	Substituição do meio suporte colmatado
	Limpeza do poço de sucção <sup>(1) (2)</sup>	Remoção e substituição de instalações hidrossanitárias
	Disposição final de material do poço de sucção e bombeamento	
	Disposição final de lodo de excesso	
<b>Tanque séptico + Sumidouro</b>	Desobstrução, limpeza, Remoção do lodo digerido (TS e SUM)	Inspeção periódica (desentupimento hidráulico)
<b>UASB Y + Sumidouro</b>	Energia elétrica anual <sup>(1) (2)</sup>	Remoção e substituição de instalações hidrossanitárias
	Limpeza do poço de sucção <sup>(1) (2)</sup>	
	Disposição final de material do poço de sucção <sup>(1) (2)</sup>	
	Desobstrução, limpeza, remoção, tratamento e disposição final do lodo de excesso inclusive c/ transporte para o destino final	
<b>UASB C + FaFint / UASB C + FAN</b>	Energia elétrica anual <sup>(1) (2)</sup>	Substituição e/ou conserto de conjunto motobomba
	Remoção, transporte, disposição de meio suporte colmatado	Substituição do meio suporte colmatado
	Limpeza do poço de sucção <sup>(1) (2)</sup>	Remoção e substituição de instalações hidrossanitárias <sup>(1)</sup>
	Disposição final de material de limpeza do poço de sucção e bombeamento	
	Desobstrução, limpeza, remoção, e disposição final do lodo de excesso inclusive c/ transporte para o destino final	
<sup>(1)</sup> Quando o reuso for aplicável ao caso		
<sup>(2)</sup> Quando houver disponibilidade de acesso ao lançamento em corpo receptor		

Fonte: O Autor.

### 3.2.3. Terceira fase – Construção e alimentação do modelo MAATE – I.

A terceira fase consistiu na construção e alimentação de um Modelo de Avaliação de alternativas de Tratamento de esgotos com base em planilhas *Excel* – denominado MAATE – I, o qual integra módulos de processamento de dados para análise econômica de custo e benefício e análise multicritério e multiobjetivo, objetivando auxiliar na decisão da seleção da alternativa mais eficiente em termos dos aspectos socioambientais e econômicos, tomados como objetivos do projeto. A modelagem situacional avaliou as associações dos sistemas de tratamento em escala unifamiliar e multifamiliar em função das vias possíveis de disposição final do efluente no contexto do Assentamento Santa Cruz – Campina Grande – PB: disposição no solo e reuso agrícola.

Tanto a análise de custo e benefício quanto à análise multiobjetivo levaram em consideração os custos levantados na segunda fase valorados num horizonte de 20 anos e trazidos a valor presente (VPL) (COMMON, 1988; HAMILTON, 2004). O mesmo procedimento foi realizado quanto aos seguintes benefícios tangíveis: recuperação de

nutrientes NPK, o reúso da água na agricultura familiar (recuperação de água), a economia na conta de água (economia), o aumento de renda familiar (financeiro), e faturamento agrícola (econômico) com a produção de palma forrageira.

### **3.3. Parametrização do Modelo de Avaliação de alternativas de Tratamento descentralizado de esgotos (MAATE – I).**

Com o fim de auxiliar no processo de seleção de alternativas de tratamento descentralizado objetivando o equilíbrio entre os fatores socioeconômicos e ambientais, foi construído um Modelo de Avaliação de alternativas de Tratamento de esgotos – denominado MAATE – I.

O Modelo avaliou de forma integrada os dados relativos ao contexto do Assentamento Santa Cruz no município de Campina Grande - PB, através de quatro módulos distintos e interligados. O Quadro 3.6 apresenta os módulos e os dados constituintes.

#### *3.5.1. Configuração do Modelo de Avaliação de alternativas – MAATE – I*

O MAATE – I foi parametrizado com dados das condições locais e situacionais do Assentamento Santa Cruz, e adotados para efeito dos cálculos estimativos de qualidade do efluente, custos totais, e índices de custo e benefício ( $I_{cb}$ ) e de proximidade ( $L_s$ ). O Quadro 3.7 apresenta o conjunto de parâmetros adotados no Módulo I.

##### *3.5.1.1. Parâmetros Populacionais*

O Módulo I do Modelo MAATE – I foi alimentado com os parâmetros da população e de projeto, os quais serviram de base para o dimensionamento dos sistemas de coleta e tratamento.

No quadro 3.8 apresenta os dados de parametrização da população de projeto, no qual se observa que a área escolhida possui baixa densidade populacional, com 216 habitantes em uma área total prevista para esgotamento de 257 hectares.

Se por um lado a baixa densidade populacional, na faixa de  $0,84 \text{ hab.ha}^{-1}$  pode ser positiva de modo a atender à Norma NBR 13.979:1997 no quesito de número de sumidouros por unidade de área (ABNT, 1997), por outro, pode prejudicar a viabilidade econômica de sistemas de coleta de esgotos, ainda que de pequenos diâmetros, considerando as distâncias

médias entre residências e entre grupos de residências, respectivamente na faixa de 105 m e 600 m. Ainda no módulo I, foram estimados, com base em modelagem matemática, os parâmetros de remoção dos efluentes dos sistemas operados (OLIVEIRA JR. *et al.*, 2014).

Com base nessa modelagem, foi possível criar uma associação não monitorada na fase experimental entre as alternativas de tratamento secundário e/ou terciário, inclusive com potencial de disposição final no solo, e no reuso agrícola.

No tratamento terciário, as opções de simples desinfecção com clorador de pastilhas e sistema de radiação UV foram disponibilizadas. O quadro 3.9 apresenta o conjunto de parâmetros necessários para definição da modelagem das associações no tratamento terciário.

A modelagem para desinfecção através de cloração baseia-se no modelo de regressão múltipla apresentado por Lapolli *et al.* (2009). A equação 3.6 representa o modelo.

$$N = N_0 \times e^{-2,25D^{1,075} \times t^{0,154}} \quad (3.6)$$

N = Concentração final de CTT (UFC.100 ml<sup>-1</sup>)  
 N<sub>0</sub> = Concentração inicial de CTT (UFC.100 ml<sup>-1</sup>)  
 D = Dosagem de cloro adotada (mg.L<sup>-1</sup>)  
 t = Tempo de contato (minutos)

Para a modelagem da desinfecção por radiação ultravioleta (UV) utilizou-se o modelo de regressão proposto por Emerick *et al.* (2000) e coeficientes aplicados para inativação de coliformes, apresentado na equação 3.7.

$$N = N_d \cdot e^{-k \cdot \text{dose}} + N_p / k \cdot \text{dose} \cdot (1 - e^{-k \cdot \text{dose}}) \quad (3.7)$$

Para: K = 0.427; N<sub>p</sub> = 2.7E<sup>-3</sup> SST = entre 93 e 137 mg./L; dose aplicada média de 25.4 mW.s/cm<sup>2</sup>

em que:

k = constante de inativação para efluente anaeróbio (s<sup>-1</sup>);  
 N = concentração de microrganismos no efluente (organismos/100 ml);  
 N<sub>d</sub> = concentração de microrganismos dispersos no afluente (organismos/100 ml);  
 N<sub>p</sub> = concentração de microrganismos associados à matéria particulada (organismos/100 ml);  
 N<sub>0</sub> = concentração de microrganismos no afluente, N<sub>0</sub> = N<sub>d</sub> + N<sub>p</sub> (organismos/100 ml).

**Quadro 3.6 - Arquitetura Básica do Modelo de Avaliação – MAATE – I.**

Módulo	Sub-planilha	Dados
Módulo I - Dados do Projeto	Parâmetros de projeto e projeção do crescimento populacional para a(s) área(s) esgotada(s)	Informações populacionais e parâmetros gerais das áreas a ser esgotadas
	Parâmetros físicos da área de projeto	Parâmetros relativos às ligações, rede coletora, interceptor, emissário e tratamento dos esgotos
	Parâmetros geomorfológicos da(s) área(s) das sub-bacias de projeto	Dados topográficos e hidrogeológicos da área de coleta, tratamento e disposição no solo.
	Parâmetros de disposição no solo	Dados do solo da bacia e área de infiltração de efluentes
	Parâmetros para o reuso na agricultura familiar	Informações em nível de bacia e residencial relativo ao plantio, demanda e disponibilidade de irrigação, produção agrícola da cultura, recuperação de água e de nutrientes N e P.
	Padrão de lançamento de Efluentes aplicável à irrigação agrícola	Parâmetros restritivos de acordo com a legislação (CONAMA (2005; 2011), WHO (2006); USEPA (2012); ABNT (1997) para o lançamento no solo e reuso.
	Parâmetros restritivos adotados para a pré-seleção de alternativas no Módulo II.	Informações sobre área disponível, Energia elétrica, Nível do Lençol, Taxa de percolação do solo na área de projeto, além de metas ambientais estabelecidas conforme legislações aplicáveis à disposição no solo e reuso de águas residuárias na agricultura familiar no cultivo da palma forrageira.
	Modelagem da qualidade do efluente dos sistemas de tratamento	Modelagem do efluente das associações de tratamento - planilha de parametrização e de modelagem das associações de tratamento.
Módulo II - Pré-seleção das alternativas de tratamento	Pré-seleção de alternativas	Seleção de parâmetros para pré-seleção de alternativas, critérios de pré-seleção, modelagem da qualidade do efluente das alternativas, resultado final da pré-seleção de alternativas viáveis.
	Conjunto de Alternativas viáveis	Conjunto de alternativas viáveis - atendidos os padrões da legislação e critérios da parametrização e modelagem das associações de tratamento.
Módulo III - Análise integrada econômica, multiobjetivo e multicritério.	Custos de implantação, operação e manutenção das alternativas pré-selecionadas	Informações de custos orçados - SINAPI e SEINFRA (2012) e trazidos a valor presente líquido e respectivos índices de custo (custo/m <sup>3</sup> tratado e per capita).
	Benefícios tangíveis	Estimativa dos benefícios tangíveis com a opção pelo reuso de águas residuárias na agricultura familiar e comunitária.
	Custos e benefícios - Totais - I <sub>cb</sub>	Estimativa do Índice de Custo x Benefício das alternativas pré-selecionadas a VPL.
	Critérios de Avaliação (multicritério)	Critérios dos objetivos múltiplos do projeto para avaliação das alternativas pré-selecionadas de tratamento descentralizado
	Critérios de Avaliação (multicritério)	Critérios dos objetivos múltiplos do projeto para avaliação das alternativas pré-selecionadas de tratamento descentralizado
	Matriz de avaliação das alternativas pré-selecionadas	Critérios de avaliação das alternativas pré-selecionadas de tratamento descentralizado
	Classificação das alternativas - multiobjetivo	Classificação multicritério e multiobjetivo das alternativas - Determinação do Índice de Proximidade das alternativas pré-selecionadas.
	Classificação das alternativas - análise econômica e multicritério	Classificação multicritério e multiobjetivo e segundo a análise econômica de custo x benefício das alternativas.
Módulo IV - Análises comparativas das alternativas pré-selecionadas	Análises comparativas das alternativas pré-selecionadas	Ranking das alternativas segundo Multicritério e Custo x Benefício para rodada sem ênfase nos pesos dos objetivos do projeto Classificação das alternativas segundo I <sub>cb</sub> e L <sub>s</sub> para a ponderação S = 1, S = 2 e S = ∞ - (Método da Proratação de Compromisso).
	Ranking das ênfases dos pesos dos objetivos do projeto.	Planilha auxiliar contendo o Índice de proximidade L <sub>s</sub> para peso S = 2, nas ênfases dos pesos originais (sem ênfase), ênfase social, econômica e ambiental.
	Análise de sensibilidade	Solução de melhor compromisso para cada ponderação dos objetivos do projeto; seleção do grupo de melhor atratividade e da alternativa mais robusta.

Fonte: O Autor.

Quadro 3.7 - Parâmetros adotados no Módulo I.

Dados populacionais	Habitantes por residência	hab.res <sup>-1</sup>	4
	Número de residências do projeto	res.	60
	População total	hab.	240
	Taxa de crescimento populacional adotada	% .ano <sup>-1</sup>	2,4
	Horizonte de projeto	ano	20
	Área esgotada	257	ha
	Distância média da residência ao eixo do logradouro	40	m
	Distância média entre residências	105	m
Parâmetros físicos e geomorfológicos	Distância média entre grupos de residências	600	m
	Extensão total de rede projetada	km	10,1
	Densidade de ligação	lig.km <sup>-1</sup>	7,5
	Declividade média da rede	m/m	0,035
	Profundidade média da rede	m	1,2
	Número de poços de visita na rede (PV)	ud	118
	Profundidade média dos poços de visita na rede	m	1,2
	Extensão total do interceptor	km	6,7
	Declividade média do interceptor	m/m	0,031
	Número de poços de visita no interceptor	ud	62
	Profundidade média dos poços de visita no interceptor	m	1,2
	Extensão total do emissário por gravidade	km	0,4
	Declividade média do emissário	m/m	0,014
	Profundidade Média do emissário	m	1,2
Unidades básicas de Pré e Pos-Tratamento	Número de poços de visita no emissário	ud	6
	Profundidade média dos poços de visita no emissário	m	1,2
	Tanque Séptico	TS	
	UASB Y	UASB Y	
	UASB convencional	UASB C	
	Estação compacta anaeróbia/aeróbia	ECO1	
	UASB convencional multifamiliar	UASB-M	
	Filtro Anaeróbio	FAN	
Dados Geomorfológicos	Filtro de areia de fluxo intermitente	FaFint	
	Filtro de areia de fluxo intermitente multifamiliar	FaFint M	
	Declividade média da bacia no talvegue até à ETE.	0,028	m/m
	Tipo de Solo	marga arenosa	
	Taxa de percolação média adotada	2466	min.m <sup>-1</sup>
	Nível do lençol freático estimado	5,5	m
Dados para o reuso	Profundidade inferior do sistema de infiltração	3,1	m
	Vazão diária infiltrada no sistema de infiltração	400	L.dia <sup>-1</sup>
	Cultura adotada	Palma Forrageira	
	Área total de plantio adotada na bacia	3,42	ha
	Área total de plantio adotada na residência	0,179	ha
	Demanda de irrigação para frequência de 15 dias	5,0	L.m <sup>-1</sup>
	Produtividade média anual adotada	250	ton.ha <sup>-1</sup>
Parâmetros físico-químicos e sanitários restritivos adotados para o reuso	Concentração de N-NTK no efluente	31	mg.L <sup>-1</sup>
	Concentração de P-P <sub>tot</sub> no efluente	4,5	mg.L <sup>-1</sup>
	Eficiência mínima remoção DBO	60,00%	%
	pH	7,2	
	DQO	227	mg.L <sup>-1</sup>
	DBO <sub>5</sub>	150,0	mg.L <sup>-1</sup>
	SST	30	mg.L <sup>-1</sup>
	SSV	40	mg.L <sup>-1</sup>
	NTK	30	mg.L <sup>-1</sup>
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	46	mg.L <sup>-1</sup>
	P <sub>tot</sub>	4,5	mg.L <sup>-1</sup>
	PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	5	mg.L <sup>-1</sup>
	CTT	4,00E+04	UFC.100mL <sup>-1</sup>
OH	<1	Ovos.L <sup>-1</sup>	

Fonte: O Autor.



**Quadro 3.8 – Parâmetros populacionais e de projeto do Contexto de Estudo do Assentamento Santa Cruz.**

Parâmetros	Dados	Unidade
Número de habitantes/residência	4	hab.res <sup>-1</sup>
Número de residências do projeto	60	resid.
População total	216	hab.
Taxa de crescimento populacional	2,40	%..ano <sup>-1</sup>
População início do plano (20 anos)	216	hab.
População final do plano (20 anos)	347	hab.
Horizonte de projeto	20	anos
População para a Etapa 1	274	hab.
População para a Etapa 2	347	hab.
Número de sub-bacias	1	ud
Número de residências sub-bacia 1	60	resid.
Número de residências sub-bacia 2		hab.
Número de residências sub-bacia 3	-	
Número de residências sub-bacia 4	-	
Número total de residências esgotadas	60	resid.
Área esgotada	257	ha.
Densidade populacional início plano	0,84	hab.ha <sup>-1</sup>
Densidade populacional fim 1a. Etapa	1,07	hab.ha <sup>-1</sup>
Densidade populacional fim 2a. Etapa	1,35	hab.ha <sup>-1</sup>
Distância da residência ao eixo do logradouro	40	m
Distância média entre residências	105	m
Distância média entre grupos de residências	600	m

Fonte: O Autor.

**Quadro 3.9 - Parâmetros para definição da modelagem matemática das associações de tratamento.**

Módulos	Parâmetros	Unidade	Valor
Módulo I Modelagem da Qualidade	Equações de remoção dos parâmetros físico-químicos	-	variável
	Equações de remoção dos parâmetros sanitários	-	variável
	Dosagem de cloro adotada	1,76	mg.L <sup>-1</sup>
	Tempo de contato adotado	30,2	minutos
	Carga orgânica em termos de SST	2700	UFC.100mL <sup>-1</sup>
	Dose de radiação ultravioleta aplicada	30	mW.s.cm <sup>-2</sup>
	K	0,43	-

Fonte: O Autor.

### 3.5.1.2. Parâmetros Geomorfológicos

O solo classificado como marga arenosa, apresenta taxa de percolação média em torno de 2.466 min./m. O nível estático do lençol freático está localizado a aproximadamente 5,50 m de profundidade.

O sistema de infiltração foi projetado conforme a Norma NBR 13.969:1997 (ABNT, 1997), e consta de um sumidouro com altura útil de 3,10 m para construção em alvenaria assentada à junta livre. A densidade de sumidouros na área de projeto é de 0,233 sum.ha<sup>-1</sup>,

portanto, admissível de acordo com a NBR 13.969:1997 que preconiza um máximo de 10 residências.ha<sup>-1</sup>. A área superficial necessária para construção do sistema de infiltração é de aproximadamente 3,00 m<sup>2</sup>. A partir de observação *in loco*, observou-se uma área nos quintais dos lotes dos assentados, cercados por cercas de varas, em torno 40 m<sup>2</sup>.

### 3.5.1.3. Parâmetros para o reuso na agricultura familiar

Existem três espécies de palma encontradas no Nordeste do Brasil, a palma gigante, palma redonda e palma miúda. Os gêneros *Opuntia* e *Nopalea*, estão presentes às espécies de palma mais utilizadas como forrageiras (OLIVEIRA *et al.*, 2011). Devido à complexidade do gênero *Opuntia*, gerada pelas variações fenotípicas reguladas por condições climáticas, pela poliploidia que ocorrem em um grande número de populações, pela alta capacidade de hibridação, a taxonomia do gênero é difícil, razão pela qual poucos pesquisadores se dedicam ao seu estudo (SCHEINVAR, 2001 *apud* OLIVEIRA *et al.*, 2011).

Na abrangência da sub-bacia do Assentamento Santa Cruz, projetou-se uma estrutura constando de um sistema de bombeamento, armazenamento e distribuição em uma área de plantio de 3,42 hectares (185 m x 185 m), para linhas de plantio de palma forrageira (*Opuntia ficus indica*) espaçadas a cada 1,50 m, totalizando 22.632 m de linhas de plantio. A demanda hídrica da cultura é quinzenal, com volume de irrigação específico de 5 L.m<sup>-1</sup> de plantio (WANDERLEY *et al.*, 2009), totalizando uma demanda mensal de irrigação de 226,32 m<sup>3</sup>.mês<sup>-1</sup>. Para a produtividade, adotou-se um valor central na faixa preconizada pela literatura, isto é, da ordem de 250 ton.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, prevendo-se, assim, uma produção total multifamiliar de 856 ton.ano<sup>-1</sup> a ser cultivada na forma de associativismo.

Para o contexto residencial, com base numa vazão total diária de 0,40 m<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup>, é possível dispor de um volume mensal de irrigação de 11,93 m<sup>3</sup>, em uma área plantada de aproximadamente 0,18 hectares com 28 linhas de plantio por residência, e uma produção residencial anual estimada de 44,73 ton.ano<sup>-1</sup>, a ser cultivado na forma de agricultura de subsistência. Os parâmetros gerais adotados para o reuso na rodada do modelo MAATE – I são apresentados no quadro 3.10.

### 3.5.1.4. Parâmetros restritivos para a pré-seleção das alternativas

Objetivando proceder a triagem das alternativas que fossem viáveis no universo das 105 possíveis associações entre elas no modelo MAATE - I, aplicáveis no contexto do

contexto de estudo, critérios técnicos foram utilizados, entre os quais, a qualidade sanitária do efluente de cada alternativa confrontada com parâmetros restritivos adotados para essa pré-seleção com base na literatura, e nas normas e legislações nacionais e internacionais (ABNT, 1997; CONAMA, 357/2005; 430/2011; USEPA, 2012; Von SPERLING, 2005; WHO, 2006).

A eficiência mínima de DBO foi considerada como 60 % para que se permita lançar o efluente com concentração maior ou igual a 120 mg.L<sup>-1</sup> (Resolução do CONAMA 430/ 2011), enquanto a DQO para essa configuração foi estimada em 227 mg.L<sup>-1</sup> com base na relação DBO/DQO = 0,60. Em todo o caso, para eficiências de remoção superiores a 60 %, adotou-se um valor mínimo para a qualidade do efluente de 150 mg.L<sup>-1</sup> de DBO. O quadro 3.11 apresenta os parâmetros restritivos para a pré-seleção.

Para os valores relativos aos nutrientes nitrogênio e fósforo, uma vez que são considerados úteis no reuso, suas concentrações foram adotadas elevadas a fim de não causar restrição à seleção das alternativas nesse sentido.

No que diz respeito à concentração de coliformes termotolerantes (CTT), nenhuma associação entre alternativas com pré-tratamento por sistemas anaeróbios têm sido capaz de atender aos requisitos para irrigação (NBR 13.969/1997; USEPA, 2012), razão pela qual, na parametrização do modelo se optou por adotar um valor 1,0 log mais elevado a fim de permitir que todas as alternativas sejam incluídas na comparação desta rodada, sendo sugerida a desinfecção por UV e por cloração na comparação entre as alternativas aplicáveis ao reuso na agricultura familiar. Para ovos de helmintos, o valor recomendado de  $\leq 1$  ovo.L<sup>-1</sup> foi adotado (WHO, 2006).

Relativamente à pré-seleção de alternativas viáveis, concretizada no Módulo II, os parâmetros físico-químicos e microbiológicos foram levados em consideração na escolha de cada associação com base nos critérios apresentados no quadro 3.11.

Além dos parâmetros apresentados no quadro 3.11, levou-se, ainda, em conta o confronto entre a área requerida e a disponível para instalação dos sistemas, a taxa de aplicação e permeabilidade no solo, o nível do lençol e a demanda por energia elétrica para funcionamento dos sistemas.

Os parâmetros de área ocupada pelo sistema e a demanda por energia elétrica do processo de tratamento ou disposição final foram levados em consideração, além da qualidade sanitária do efluente como parâmetro de exclusão do grupo das alternativas prováveis, bem como a limitação de percolação do terreno para a infiltração do efluente. O quadro 3.12 apresenta os parâmetros físicos dos sistemas utilizados na etapa de pré-seleção das alternativas.

Quadro 3.10 – Parâmetros do projeto para o reuso

	Parâmetros	Dados	Unidade
Bacia	Número de residências na bacia	60	res.
	Cultura de plantio	palma	-
	Área total do plantio	3,42	ha.
	Comprimento do terreno de plantio	185	m
	Largura do terreno de plantio	185	m
	Número de linhas de plantio na bacia	7340	linhas
	Distância entre linhas de plantio	1,50	m
	Extensão total de plantio na bacia	22632	m
	Número de raquetes de palma / m	10	raq./m
	Número de raquetes plantadas na bacia	226317	raquetes
	Demanda de irrigação a cada 15 dias	5	L/m
	Frequência de aguação	2	mês <sup>-1</sup>
	Demanda total mensal de aguação	226,32	m <sup>3</sup> .mês <sup>-1</sup>
	Produção total na bacia <sup>(1) (2) (4)</sup>	856	ton.ano <sup>-1</sup>
Residência	Vazão diária disponível para irrigação	400,00	L.dia <sup>-1</sup>
	Área total do plantio na residência	0,1789	ha.
	Chuva equivalente	400,00	L.m <sup>-2</sup>
	Número de linhas de plantio na residência	28	linhas
	Extensão total de plantio na residência	1193	m
	Número de dias do ciclo de aguação	30	dias
	Chuva equivalente por período	12000	mm/período
	Volume equivalente total disponível no período	12,00	m <sup>3</sup> /período
	Demanda total mensal de irrigação na residência	11,93	m <sup>3</sup> .mês <sup>-1</sup>
	Produção unifamiliar do plantio <sup>(4)</sup>	44,73	ton.ano <sup>-1</sup> .res. <sup>-1</sup>
	Vazão excedente efluente	0,07	m <sup>3</sup> /período
Plantio	Concentração de N-NTK no efluente	31,00	g.m <sup>-3</sup>
	Concentração de N-NH <sub>4+</sub> no efluente	26,00	mg.L <sup>-1</sup>
	Vazão diária afluyente ao plantio	400,00	L.dia <sup>-1</sup>
	Carga diária de N-NTK afluyente ao plantio	0,0124	Kg.dia
	Carga diária de de N-NH <sub>4+</sub> afluyente ao plantio	0,0104	Kg.dia
	Concentração de P <sub>tot</sub> no efluente	4,50	g.m <sup>-3</sup>
	Concentração de PO <sub>4</sub> . no efluente	5,00	mg.L <sup>-1</sup>
	Vazão diária afluyente ao plantio	400,00	L.dia <sup>-1</sup>
	Carga diária de N-NTK afluyente ao plantio	0,0018	Kg.dia
	Carga diária de de N-NH <sub>4+</sub> afluyente ao plantio	0,0020	Kg.dia

(1) - Wanderley et al. (2009) - palma forrageira adensada e irrigada - uma experiência no sertão de Cabugi

(2) - Chiacchio et al. (2006) apresentou dados de produtividade da ordem de 100 a 400 t.ano<sup>-1</sup>

(3) - Adotado uma produção da ordem de 250 t./ha.ano

(4) - Considerando um lote de 4 h a./ residência no assentamento, há disponibilidade de água suficiente para o plantio de 42 x 42 m.

(5) - Valor adotado para a produtividade do plantio da Palma: **250** ton.ha<sup>-1</sup>

Fonte: O autor.

**Quadro 3.11 – Parâmetros restritivos utilizados na pré-seleção de alternativas de tratamento.**

Parâmetros	Unidade	Disposição Final			Referência
		Solo <sup>(6)</sup>	Reuso	Corpo receptor	
<b>Parâmetros físicos</b>					
Área disponível	m <sup>2</sup>	2000,00			
Energia elétrica disponível	lógico	SIM			
<b>hidrogeologia</b>					
Nível do lençol	m	5,50			NBR 13.969:1997
Taxa de percolação do solo local	min.m <sup>-1</sup>	2465,62			NBR 13.969:1997
<b>Qualidade do efluente</b>					
Eficiência mínima remoção DBO	%	!	60,00%	60,00%	CONAMA 430/2011
pH		!	7,2	7,2	CONAMA 357/2005
DQO <sup>(3)</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	!	227	100	Von Sperling (2005)
DBO <sub>5</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	!	150	120	CONAMA 430/2011
SST	mg.L <sup>-1</sup>	!	30,00	30,00	USEPA (2012)
SSV <sup>(4)</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	!	40,00	40,00	NBR 13.969/1997
NTK	mg.L <sup>-1</sup>	!	30,00	20,00	CONAMA 430/2011
NH <sub>3</sub> . <sup>(1) (5)</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	!			Von Sperling (2005)
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	!	46,00	20,00	CONAMA 430/2011
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	!	20,00	10,00	NBR 13.969/1997; CONAMA 357/2005
P <sub>tot</sub> <sup>(2)</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	!	6,000	0,050	CONAMA 357:2005
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	!	6,000	5,000	NBR 13.969/1997
CTT	NMP.100mL <sup>-1</sup>	!	4,E+04	4,E+03	WHO (2006); NBR 13.969/1997
OH	Ovos.L <sup>-1</sup>	!	1,00	1,00	WHO (2006)
(1) Parâmetros aplicados conforme necessidade, a partir da NBR 13.969/1997 e RES 357/2005 CONAMA					
(2) Para ambiente lêntico (RES CONAMA 357/2005)					
(3) Parâmetro na faixa restritiva superior (Von Sperling, 2005)					
(4) NBR 13.969/1997					
(5) Na faixa de pH comum em efluentes de esgotos sanitários tratados em sistema anaeróbio NH <sub>3</sub> encontra-se em concentração negligível.					
(6) Não há legislação com recomendações específicas dos parâmetros para lançamento no solo em condição de irrigação subsuperficial.					
(7) Adotou-se uma meta de DBO máxima admissível no efluente de 150 mg.L <sup>-1</sup> para os casos de eficiência de remoção inferior a 60 % .					
(!) Não aplicável					

Fonte: O Autor.

**Quadro 3.12 – Configuração dos parâmetros para pré-seleção das alternativas viáveis**

Parâmetros	solo	reuso	C. Recep.	Referência
DQO	-	+	+	USEPA (2012)
SST	-	+	+	USEPA (2012)
SSV	-	+	+	USEPA (2012)
NTK	-	-	+	CONAMA (357/2005;430/2011)
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-	-	+	CONAMA (357/2005;430/2011)
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-	-	+	CONAMA (357/2005;430/2011)
P <sub>tot</sub>	-	-	+	CONAMA (357:2005;430:2011)
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	-	-	+	CONAMA (357:2005;430:2011)
CTT	-	+	+	USEPA, 2012; WHO (2006)
OH	-	+	+	WHO (2006)
(+) - Levado em conta na escolha da associação.				
(-) - Não levado em conta na escolha da associação.				

Fonte: O Autor

Para a parametrização do Módulo III, os custos de implantação, operação e manutenção das alternativas pré-selecionadas, foram informados para cada unidade de sistema, e trazidos a Valor Presente Líquido (VPL) a uma taxa de custo de capital de 12 % a.a., conforme recomendação do Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID) (FONTELENE e VASCONCELOS, 2006).

O custo do m<sup>3</sup> de água tratada foi considerado em R\$ 2,32/ m<sup>3</sup>, enquanto o custo do m<sup>3</sup> de água recuperada com base em dados da SABESP<sup>12</sup> ficou em R\$ 0,8/m<sup>3</sup>.

**Quadro 3.13 – Parâmetros físicos dos sistemas utilizados na pré-seleção de alternativas.**

Tipo	Descrição	Abrev.	Dimensões (m)			Área (m <sup>2</sup> )	Oferta
			Comp.	Larg.	Prof.		
Acessórios	Caixa de Gordura	CS	0,60	0,60	0,40	0,36	<b>Demanda</b>
SIMPLES	Tratamento sem pós-tratamento						Energia
Pré-Tratamento	Tanque Séptico	TS	2,13	1,22	1,45	2,60	não
	UASB Y	UASB Y	1,20	0,60	1,62	0,72	não
	UASB Convencional	UASB C	0,80	0,80	1,80	0,64	não
	ECO 1	ECO 1	1,90	1,90	1,80	3,61	não
	UASB Multi-Familiar	UASB M	3,20	3,20	2,50	10,24	sim
Pós-Tratamento	Filtro Anaeróbio	FAN	1,00	1,00	1,00	1,00	não
	Filtro de Areia de Fluxo Intermitente	Fafint	1,00	1,00	1,00	1,00	não
						0,00	não
	Filtro de Areia de Fluxo Intermitente Multifamiliar	FaFint M	2,50	5,50	0,80	13,75	não
T. Ter	Cloração	Cloro	0,60	0,60	-	0,36	não
	UV	UV	1,50	1,50	-	2,25	sim
Disp. Final	Sumidouro	Solo	2,00	2,00	1,45	4,00	não
	Reuso (estruturas e área de plantio)	Reuso	42,50	42,50	0,00	1806,25	sim
	Corpo receptor	C. R.	-	-	-	-	sim

Fonte: O Autor.

O custo de varejo da saca de fertilizante mineral de 60 Kg foi de R\$ 150,00/saca para Nitrogênio. O fertilizante mineral de Fósforo foi estimado em R\$ 190,00/saca de 60 Kg para fósforo. O preço pago ao agricultor por kg de palma, variável em função da prática de mercado diante da extensão dos períodos de estiagem, foi adotado em R\$ 0,50/kg.

Para realização da análise multiobjetivo e multicritério foram definidos os critérios de avaliação das alternativas pré-selecionadas no Módulo III do Modelo MAATE - I. Os critérios de avaliação foram subdivididos segundo os objetivos de melhorias Sociais, Ambientais e Econômicas a ser atingidos com a implantação do Projeto.

Cada objetivo possui critérios aos quais foram atribuídos valores mensuráveis ou subjetivos de acordo com as características distintas do projeto de implantação.

Foram atribuídos pesos (com somatório final igual a 1,0) aos objetivos do projeto, e valores de 1 a 9 para os demais critérios não mensuráveis de cada objetivo. O modelo ponderou o peso final a ser levado em conta no cálculo do Índice de Proximidade (L<sub>s</sub>) de cada

<sup>12</sup> [www.sabesp.gov.br](http://www.sabesp.gov.br)

alternativa de tratamento, conforme a Metodologia Multicritério e Multiobjetivo da Solução de *Compromisso* (*Compromise Programming*). A tabela 3.5 apresenta o conjunto de critérios de avaliação das alternativas com pesos definidos pelos decisores.

Para comparação das alternativas, foi construída uma matriz de avaliação que aponta o conjunto de soluções de melhor compromisso, e a escolha tanto da solução de melhor atratividade, quanto da solução mais robusta, no que diz respeito ao atendimento do conjunto de objetivos do projeto em consonância com os critérios fixados para cada objetivo. A Figura 3.11 apresenta a matriz de avaliação.

**Tabela 3.5 - Conjunto de critérios de avaliação das alternativas pré-selecionadas**

Item	Critérios	Pesos				Peso
		Analista	Projetista	Técnica Ambiental	Peso dos objetivos	Final
1	<b>Sociais</b>	<b>0,40</b>	<b>0,40</b>	<b>0,40</b>	<b>0,40</b>	<b>0,400</b>
a	Red. Doença	9,00	8,00	7,00	8,00	3,20
b	Aum. Renda	7,00	6,00	4,00	5,67	2,27
c	econ. Água	8,00	5,00	5,00	6,00	2,40
2	<b>Ambientais</b>	<b>0,30</b>	<b>0,25</b>	<b>0,30</b>	<b>0,28</b>	<b>0,283</b>
a	DQO	5,00	6,00	6,00	5,67	1,61
b	SST	4,00	7,00	7,00	6,00	1,70
c	SSV	4,00	7,00	7,00	6,00	1,70
d	NTK	2,00	4,00	4,00	3,33	0,94
e	NH4	2,00	4,00	4,00	3,33	0,94
f	Ptot	2,00	2,00	3,00	2,33	0,66
g	PO4-	2,00	2,00	3,00	2,33	0,66
h	CTT	4,00	7,00	5,00	5,33	1,51
i	OH	5,00	8,00	7,00	6,67	1,89
3	<b>Econômicos</b>	<b>0,30</b>	<b>0,35</b>	<b>0,30</b>	<b>0,32</b>	<b>0,317</b>
a	Custos imp	5,00	7,00	4,00	5,33	1,69
b	Custos OP &	3,00	9,00	5,00	5,67	1,79
c	Fatur. Agric.	8,00	7,00	6,00	7,00	2,22
d	Rec. Água	8,00	6,00	7,00	7,00	2,22
e	Rec. Nutrient	9,00	8,00	6,00	7,67	2,43

Fonte: O Autor.

Considerando a matriz de avaliação das alternativas, a solução foi definida por um vetor de *solução ideal* com base na equação 3.8.

$$V^*_i = (V^*_1, V^*_2, \dots, V^*_n) \quad (3.8)$$

Onde as funções  $V_j$  são as soluções do problema, pela maximização de  $V_i(x)$ , sujeito a:  $x \in X$  e  $i = 1, 2, \dots, n$ , sendo  $x$  o vetor de decisões,  $n$  o número de critérios,  $X$  o conjunto de soluções viáveis e  $V_i(x)$  a função-objetivo para o critério  $i$ .

A classificação das alternativas foi obtida pela determinação da proximidade de cada alternativa com relação à *solução ideal*, ou seja, a melhor solução possível dentro do conjunto de alternativas viáveis. Assim, calcula-se a medida de proximidade para a *solução ideal*, pela determinação do Índice de Proximidade ( $L_s$ ) calculado pela equação 3.9.

$$L_s = \left\{ \sum \alpha_i^s [V_i^* - V_i(\mathbf{x})]^s \right\}^{1/s} \quad (3.9)$$

- $L_s$  : Índice de Proximidade  
 $\alpha_i$  : Pesos dos critérios, atribuídos pelos decisores.  
 $V_i^*$  : Conjunto dos *melhores* valores das funções objetivo.  
 $V_i(\mathbf{x})$  : Valor do i-ésimo critério.  
 $s$  : peso que os decisores atribuem aos desvios máximos para a determinação de  $L_s$  ( $1 \leq s \leq \infty$ ).

A solução de *compromisso* para um dado  $s$  será dada pela equação 3.10:

$$\text{Min. } L_s(\mathbf{x}) = L_s(\mathbf{x}^*) \quad (3.10)$$

Sujeito a:  $\mathbf{x} \in X$ , sendo  $\mathbf{x}$  o vetor de decisões,  $n$  o número de critérios,  $X$  o conjunto de soluções viáveis.

A determinação do conjunto de soluções de compromisso é obtida calculando-se o  $L_s$  através da equação dez para valores dados aos pesos  $\alpha_1, \alpha_2, \alpha_3, \dots, \alpha_n$ , para  $1 \leq s \leq \infty$ . De fato, na avaliação final da classificação das alternativas, utilizou-se o peso de  $s = 2$  para a ponderação de importância atribuída aos desvios máximos (JARDIM e LANNA, 2003; SOUZA *et al.*, 2001).

Uma vez que nem todos os critérios possuem a mesma escala, através da equação 3.11, procedeu-se à linearização de escala para cada valor dos critérios, a fim de normalizar os desvios.

$$C_j(D_i) = \frac{V_i^* - V_i(\mathbf{x})}{V_i^* - V_i^{**}} \quad (3.11)$$

Onde  $V_i^*$  é o conjunto dos melhores valores dos parâmetros dos critérios e  $V_i^{**}$  é o conjunto dos piores valores dos parâmetros dos critérios.

O termo  $[V_i^* - V_i(\mathbf{x})]$  na equação 3.9 é substituído por  $\frac{V_i^* - V_i(\mathbf{x})}{V_i^* - V_i^{**}}$ , da equação 11.



Figura 3.13 – Matriz de avaliação

Alternativas de tratamento e disposição final pré-selecionadas				Peso obj. ambiental <b>Po 1</b>									Peso. Obj. social <b>Po 2</b>			Peso Obj. econômico <b>Po 3</b>						
				Critérios Ambientais da qualidade físico-química e sanitária do efluente									Sociais			Econômicos						
				Parâmetros físico-químicos					Sanitários				Saúde	Renda	Economi a de água	Custos de implantaçã o a VPL	Custos de OP & MAN a VPL	Receita agrícola a VPL	Recup. de água a VPL	Recup. nutrientes		
Pré	Pós	Terc .	Disp.	DQO <sub>ef</sub>	SST <sub>ef</sub>	SSV <sub>ef</sub>	NTK <sub>ef</sub>	NH <sub>4+e</sub>	P <sub>totef</sub>	PO <sub>4-ef</sub>	CTT	OH									CTT T.Terc	
				mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	JFC.100mL	Ovos.L <sup>-1</sup>	JFC.100mL	Sub. 1-9	Sub. 1-9	Sub. 1-9	R\$.ano <sup>-1</sup>	R\$.ano <sup>-1</sup>	R\$.ano <sup>-1</sup>	R\$.ano <sup>-1</sup>	R\$.ano <sup>-1</sup>	
		Medida		Pc1 <sub>j</sub>	Pc2 <sub>j</sub>	Pc3 <sub>j</sub>	...	...	...	...	...	Pc n <sub>j</sub>	...	...	...	...	...	...	...	...	Pc n <sub>j</sub>	
		Peso Final		<b>Pf 1<sub>j</sub></b>	<b>Pf 2<sub>j</sub></b>	<b>Pf 3<sub>j</sub></b>	...	...	...	...	...	<b>Pf n<sub>j</sub></b>	...	...	...	...	...	...	...	...	<b>Pf n<sub>j</sub></b>	
PRE 1	SIMPLES	+	Solo	C1 <sub>j</sub>	C2 <sub>j</sub>	C3 <sub>j</sub>	.	.	.	.	.	.	Cn <sub>j</sub>	.	.	.	.	.	.	.	.	Cn <sub>j</sub>
.	.	+	Reuso	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	Cloro	Reuso	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Cn <sub>j</sub>	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	UV	Reuso	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Cn <sub>j</sub>	.	.	.	.	.	.	.	.	.
PRE 2	POS1	+	Solo	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	+	Reuso	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	Cloro	Reuso	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	UV	Reuso	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Cn <sub>j</sub>	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	UV	Reuso	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Cn <sub>j</sub>	.	.	.	.	.	.	.	.	.
PRE n	POS 2	+	Solo	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	+	Reuso	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	Cloro	Reuso	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	UV	Reuso	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Cn <sub>j</sub>	.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	UV	Reuso	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Cn <sub>j</sub>	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Continuação...

**Legenda:**

PRE1... PRE n: Conjunto de alternativas de pré-tratamento

POS1... POSn: Conjunto de alternativas de pós-tratamento

Tratamento Terciário: Cloração e radiação UV

Disposição final: Lançamento no solo ou Reuso agrícola.

Po 1,2,n: Peso dos objetivos do projeto.

Pc1<sub>j</sub>,2,3,n<sub>j</sub>: Peso do n-ésimo critério relativo a cada objetivo do projeto da j-ésima alternativaPf1<sub>j</sub>,2,3,n<sub>j</sub>: Peso final do n-ésimo critério relativo a cada objetivo do projeto da j-ésima alternativaC1<sub>j</sub>,2,3,n<sub>j</sub>: Valor do n-ésimo critério da j-ésima alternativa (modelado, ou atribuído pelos decisores)

Fonte: O Autor.

No módulo IV, as alternativas viáveis pré-selecionadas no Módulo II, cujos Índices de Proximidade  $L_s$  foram calculados no Módulo III são classificadas em ordem crescente para  $L_1$ ,  $L_2$ ,  $L_{\infty}$  e Índice de custo e benefício  $I_{cb}$ .

Com o objetivo de investigar a influência das variações do grau de importância atribuído aos critérios pelos decisores, além da rodada do Modelo com a ponderação original dos decisores, procederam-se rodadas balizadas por três ênfases para as quais foi fixada a ponderação 0,60: social, ambiental e econômica, de modo que a ponderação original foi substituída, no Módulo III, por pesos fictícios atribuídos de modo a gerar uma discrepância intencional entre as ponderações finais para cada objetivo do projeto. Os pesos  $Po_1$ ,  $Po_2$  e  $Po_3$  na Matriz de Avaliação foram, assim, substituídos nas demais rodadas como segue:

- 1) Ênfase Ambiental :  $Po_1 = \mathbf{0,60}$ ;  $Po_2 = 0,20$ ;  $Po_3 = 0,20$ ;
- 2) Ênfase Social :  $Po_1 = 0,20$ ;  $Po_2 = \mathbf{0,60}$ ;  $Po_3 = 0,20$ ;
- 3) Ênfase Econômica :  $Po_1 = 0,20$ ;  $Po_2 = 0,20$ ;  $Po_3 = \mathbf{0,60}$ ;

O conjunto de ponderações dos critérios de avaliação para cada ênfase atribuída aos pesos dos objetivos do projeto está apresentado na tabela 3.6.

**Tabela 3.6 - Conjunto de ponderações dos critérios de avaliação para cada ênfase atribuída aos pesos dos objetivos do projeto.**

Critério de avaliação	ÊNFASE			
	Sem ênfase	Social	Econômica	Ambiental
Red. Doenças	<b>3,20</b>	<b>4,80</b>	1,60	1,60
Aum. Renda econ. Água	<b>2,27</b>	<b>3,40</b>	1,13	1,13
	<b>2,40</b>	<b>3,60</b>	1,20	1,20
DQO	<b>1,61</b>	1,13	1,13	<b>3,40</b>
SST	<b>1,70</b>	1,20	1,20	<b>3,60</b>
SSV	<b>1,70</b>	1,20	1,20	<b>3,60</b>
NTK	<b>0,94</b>	0,67	0,67	<b>2,00</b>
NH4	<b>0,94</b>	0,67	0,67	<b>2,00</b>
Ptot	<b>0,66</b>	0,47	0,47	<b>1,40</b>
PO4-	<b>0,66</b>	0,47	0,47	<b>1,40</b>
CTT	<b>1,51</b>	1,07	1,07	<b>3,20</b>
OH	<b>1,89</b>	1,33	1,33	<b>4,00</b>
custos de implantação	<b>1,69</b>	1,07	<b>3,20</b>	1,07
custos OP & MAN	<b>1,79</b>	1,13	<b>3,40</b>	1,13
Fatur. Agric.	<b>2,22</b>	1,40	<b>4,20</b>	1,40
Rec. Água	<b>2,22</b>	1,40	<b>4,20</b>	1,40
Rec. nutrientes	<b>2,43</b>	1,53	<b>4,60</b>	1,53

Fonte: O Autor

Após a classificação das alternativas em ordem crescente de valores de  $L_s$ , para cada ênfase dada aos pesos dos objetivos do projeto, foi calculada a diferença entre os valores

máximos e mínimos de  $L_s$ , obtendo-se a variação dos índices em cada ênfase para cada alternativa, encontrando-se, por fim, a variação absoluta, isto é, o menor  $\Delta L_s$  de cada alternativa classificada.

Elegeram-se as cinco primeiras alternativas, como o grupo de melhor atratividade, determinando assim a *alternativa mais robusta* da análise, aquela com a menor influência da variação dos pesos dos objetivos do projeto em seu valor de  $L_s$ .

Assim, a alternativa mais robusta foi definida pela equação 3.12 como sendo:

$$\mathbf{A}_r = \mathbf{A}_i \gg \mathbf{Min.} \Delta L_s \quad (3.12)$$

$A_i$  : i-ésima alternativa.

$\Delta L_s$  : diferença entre o valor máximo e mínimo de  $L_s$  da i-ésima alternativa.

### 3.5.2 Modelagem matemática dos reatores

#### 3.5.2.1 – Modelagem dos sumidouros experimentais

Foi avaliada a infiltração de esgoto doméstico proveniente do tanque séptico e do reator UASBY nos sumidouros experimentais, respectivamente, SUMB1, SUMB2 e SUM1 e SUM2 com meio poroso contendo areia média classificada em escala piloto, e com replicação confirmativa em escala de bancada quanto ao impacto da concentração de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e dos Sólidos Suspensos totais acumulados (SST) na colmatação do meio. Estimou-se daí, através de modelagem matemática a predição da falha hidráulica, comparando os resultados experimentais com o emprego do modelo preditivo proposto por Leverenz *et al.* (2009).

O modelo de Leverenz *et al.* (2009) conforme equação 3.5 foi utilizado para estimar o tempo de falha hidráulica de sistemas de infiltração em solo arenoso.

A modelagem dos dados experimentais considerou a variação da taxa de infiltração do efluente na matriz do solo com o tempo, conforme a metodologia apresentada no item 3.3. A partir de ajuste empírico de um modelo matemático exponencial que correlacionou a taxa de infiltração com os dias em operação foi possível simular a falha hidráulica do meio poroso nos sumidouros experimentais através de regressão linear simples conforme a equação 3.13.

$$Ti = K \cdot e^{-\alpha \cdot t} \quad (3.13)$$

Ti : taxa de infiltração ( $L, \text{min}^{-1}$ ).  
t : Tempo de operação (dias).  
K e  $\alpha$  : Constantes empíricas.

### 3.5.2.2 – Modelagem dos parâmetros de remoção nos reatores

No intuito de modelar matematicamente a remoção de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de esgotos domésticos unifamiliares auxiliando a tomada de decisão na seleção de associações entre alternativas de tratamento anaeróbio e aeróbio, procedeu-se o ajuste da curva de regressão dos dados experimentais (ANDRADE *et al.*, 2012; MELO *et al.*, 2012; SANTOS, 2013), correlacionando a entrada do esgoto afluente com a parcela removida. Para o ajuste da curva de regressão, utilizou-se a minimização da função de erros pelo método dos mínimos quadrados, aplicando a ferramenta Solver e utilizando o algoritmo de solução GRG (Gradação Reduzida Generalizada Não Linear) empregado na solução de problemas simples não lineares para maximizar o coeficiente de determinação (SOETAERT e HERMAN, 2009).

A modelagem das associações de tratamento gerada para alimentar o Módulo I do Modelo MAATE-I serviu como base para a pré-seleção de alternativas no processo de identificação da melhor solução de tratamento a ser escolhida após avaliação econômica, multiobjetivo e multicritério. Os modelos matemáticos empregados para os parâmetros estão apresentados no Quadro 3.13 e 3.14.

**Quadro 3.14 – Modelagem dos parâmetros de remoção físico-químicos em termos de  $DQO_{total}$ , SST, SSV, N-NTK e  $N-NH_4$  das alternativas de tratamento.**

Alternativa	Modelagem dos parâmetros de remoção Físico-químicos e sanitários do Pré-tratamento				
	$DQO_{total}$	SST	SSV	NTK	$NH_4$
Pré-tratamento					
TS	$DQO_{ef} = DQO_{eb} - (K \times DQO_{eb}^\alpha)$	$SST_{ef} = SST_{eb} - (K \times SST_{eb} - \alpha)$	$SSV_{ef} = SSV_{eb} - (K \times SSV_{eb} - \alpha)$	$NTK_{ef} = NTK_{eb} - (K \times NTK_{eb} - \alpha)$	$NH_{4+ef} = NH_{4+eb} - (K \times NH_{4+eb} - \alpha)$
UASB Y	$DQO_{ef} = DQO_{eb} - (K \times DQO_{eb} - x)$	$SST_{ef} = SST_{eb} - (K \times SST_{eb} - x)$	$SSV_{ef} = SSV_{eb} - (K \times SSV_{eb}^\alpha)$	$NTK_{ef} = K \times NTK_{eb}^\alpha$	$NH_{4+ef} = (K \times NH_{4+eb}^\alpha)$
UASB C	$DQO_{ef} = DQO_{eb} - (K \times DQO_{eb}^\alpha)$	$SST_{ef} = SST_{eb} - (K \times SST_{eb}^\alpha)$	$SSV_{ef} = SSV_{eb} - (K \times SSV_{eb} - \alpha)$	$NTK_{ef} = NTK_{eb} - (K \times NTK_{eb} - \alpha)$	$NH_{4+ef} = NH_{4+eb} - (K \times NH_{4+eb} - \alpha)$
ECO 1	$DQO_{ef} = DQO_{eb} - (DQO_{eb} - x)$	$SST_{ef} = SST_{eb} - (K \times SST_{eb})$	$SSV_{ef} = SSV_{eb} - (K \times SSV_{eb})$	$NTK_{ef} = \{(K1 \times NTK_{eb} + X1) + (K2 \times NTK_{af} - X2) + (NTK_{af} - K3e^{\alpha \cdot NTK_{af}})\}$	$NH_{4+ef} = \{(K1 \times NH_{4+eb}^{\alpha1}) + (K2 \times NH_{4+af}^{\alpha2}) + (NH_{4+af} - K3e^{\alpha \cdot 3NH_{4+af}})\}$
Pós-tratamento	Modelagem dos parâmetros de remoção Físico-químicos e sanitários do Pós-tratamento				
FAN	$DQO_{ef} = DQO_{af} - (K \times DQO_{af} - x)$	$SST_{ef} = SST_{af} - (K \times e^{\alpha \times SST_{af}})$	$SSV_{ef} = SSV_{af} - (K \times e^{\alpha \times SSV_{af}})$	$NTK_{ef} = K \times NTK_{af}^\alpha$	$NH_{4+ef} = (K \times e^{\alpha \times NH_{4+af}})$
FaFint	$DQO_{ef} = DQO_{af} - (K \times DQO_{af})$	$SST_{ef} = SST_{af} - (K \times$	$SSV_{ef} = SSV_{af} - (K \times SSV_{af}) - x$	$NTK_{ef} = NTK_{af} - (K \times e^{\alpha \times NTK_{af}})$	$NH_{4+ef} = K \times NH_{4+af}^\alpha$

Fonte: O Autor.

**Quadro 3.15 – Modelagem dos parâmetros de remoção físico-químicos e sanitários em termos de  $P_{total}$ ,  $PO_4$ , CTT e OH das alternativas de tratamento.**

Alternativa	Modelagem dos parâmetros de remoção Físico-químicos e sanitários do pré-tratamento (continuação)			
	$P_{total}$	$PO_4$	CTT	OH <sup>1</sup>
Pré-tratamento				
TS	$P_{tote f} = P_{tote b} - (K \times P_{tote b} - \alpha)$	$PO_{4-ef} = PO_{4-eb} - (K \times PO_{4-eb} - \alpha)$	$CTT_{ef} = CTT_{eb} - (K \times CTT_{eb} + x)$	$OH_{ef} = OH_{eb} - (K \times OH_{eb}^\alpha)^{(1)}$
UASB Y	$P_{tote f} = (K \times P_{tote b} + x)$	$PO_{4-ef} = K \times PO_{4-eb} + x)$	$CTT_{ef} = CTT_{eb} - (K \times CTT_{eb}^\alpha)$	$OH_{ef} = OH_{eb} - (K \times OH_{eb}^\alpha)^{(1)}$
UASB C	$P_{tote f} = P_{tote b} - (K \times P_{tote b} - \alpha)$	$PO_{4-ef} = PO_{4-eb} - (K \times PO_{4-eb} - \alpha)$	$CTT_{ef} = CTT_{eb} - (K \times CTT_{eb})$	$OH_{ef} = OH_{eb} - (K \times OH_{eb}^\alpha)^{(1)}$
ECO 1	$P_{tote f} = P_{tote b} - (K \times P_{tote b} - \alpha)$	$PO_{4-ef} = PO_{4-eb} - (K \times PO_{4-eb} - \alpha)$	$CTT_{ef} = CTT_{af} - (K \times CTT_{af} + x)$	
Pós-tratamento	Modelagem dos parâmetros de remoção Físico-químicos e sanitários do pós-tratamento (continuação)			
FAN	$P_{tote f} = (K \times P_{totaef} + x)$	$PO_{4-ef} = K \times PO_{4-af} + x)$	$CTT_{ef} = CTT_{af} - (K \times CTT_{af}^\alpha)$	$OH_{ef} = OH_{eb} - (K \times OH_{eb}^\alpha)$
FaFint	$P_{tote f} = (K \times P_{totaef} + x)$	$PO_{4-ef} = K \times PO_{4-af} + x)$	$CTT_{ef} = CTT_{af} - (K \times CTT_{af}) - x$	$OH_{ef} = OH_{af} - (K \times OH_{eb})$

(1) - A modelagem do UASB foi aplicada ao Tanque séptico em virtude de ausência de dados, sem prejuízo prático, uma vez que a sedimentabilidade no UASB é inferior ao do TS.

Fonte: O Autor.

### 3.5.3 - Cálculo do Índice de custo e benefício das alternativas viáveis

Para a determinação do índice de custo e benefício de cada alternativa de tratamento nos seus respectivos contextos de disposição final do efluente, optou-se pela metodologia do VPL pela sua característica de equacionar ao valor presente, com base numa taxa de custo de capital investido na implantação do sistema de tratamento e o fluxo de caixa, os custos totais do projeto com os benefícios tangíveis observados para comparação das alternativas estudadas. Esta comparação dos índices de VPL das alternativas de tratamento nos contextos respectivos de disposição final do efluente apontará a melhor decisão de investimento em termos de custos totais x benefícios tangíveis obtidos com a adoção da alternativa.

A metodologia do VPL considerou o valor inicial do investimento com sinal negativo, tomando os demais pagos no futuro, além de receitas (quando aplicável), e despesas, trazendo tudo ao valor presente, considerando o horizonte do investimento e a taxa de custo de capital. O investimento foi considerado atrativo para o valor do VPL positivo (maior que zero) ou o maior valor de VPL havendo mais de uma opção que resulte em positividade deste. Nas considerações dos custos, quanto menor o VPL menores os custos com investimento (COMMON, 1988; GITMAN, 1997).

#### 3.5.3.1. Análise de custo e benefício

Para a análise do custo e benefícios foram estimados os custos totais de cada alternativa, bem como o retorno tangível dos benefícios observados com o investimento realizado em cada alternativa. Os valores realizáveis dos custos de investimento (custos de capital), bem como daqueles valores relativos aos benefícios tangíveis observados foram trazidos ao valor presente líquido (VPL), considerando um horizonte de projeto de 20 anos.

O valor presente líquido (VPL) foi calculado considerando-se o valor global do financiamento e os custos anuais de operação e manutenção dos sistemas de tratamento. Para o cálculo do valor presente no horizonte de financiamento do sistema de tratamento, foi considerada a taxa de custo de Capital de  $12 \text{ \%}.\text{ano}^{-1}$  recomendada pelo BID (Banco Interamericano de Desenvolvimento) e BNB (Banco do Nordeste do Brasil) para investimento em obras no setor de esgotamento sanitário (FONTENELE e VASCONCELOS, 2006), neste caso, definida pela taxa relativa à tomada de recursos de financiamento para construção dos sistemas de tratamento avaliados. O cálculo do VPL é dado pela equação 3.14:

$$VPL(i) = \sum_{j=1}^n \left[ \frac{FC_j}{(1+i)^j} \right] \quad (3.14)$$

VPL (i)	: Valor Presente Líquido do investimento;
i	: taxa de desconto; e
j	: Período considerado do investimento;
FC <sub>j</sub>	: fluxo de caixa do investimento para j = [0 ; n].

Os custos e benefícios em problemas ambientais consideraram, conforme destacado por Ben (2007) o seguinte:

1. Os custos referem-se a: imobilização de capital, operação e manutenção;
2. Os benefícios referem-se ao valor de mercado de todos os produtos, serviços ou benefícios tangíveis observáveis com a implantação do empreendimento.

Dessa forma, os custos totais, subdivididos em suas respectivas parcelas (implantação, operação e manutenção) consideraram os parâmetros apresentados no Quadro 3.4.

O índice de custo e benefício foi calculado pela equação 3.16, com base no somatório das parcelas dos custos de implantação, operação e manutenção de cada alternativa, bem como dos benefícios tangíveis obtidos com a implantação do projeto, ambos trazidos a VPL conforme a equação 3.15.

$$I_{cb} = \frac{\sum C_{totais}}{\sum B_{totais}} \quad (3.15)$$

$\sum C_{totais}$	: custos de implantação, operação e manutenção.
$\sum B_{totais}$	: benefícios tangíveis com a implantação do projeto.

### 3.7. Tratamento estatístico

Foi realizado tratamento estatístico dos dados físico-químicos e microbiológicos monitorados de cada estação de Tratamento, em nível de estatística descritiva. A tendência central foi dada pela média aritmética dos valores monitorados para os parâmetros físico-químicos e pela média geométrica para os dados microbiológicos de coliformes termotolerantes.

A medida de dispersão dos valores foi dada pela variância e pelo desvio padrão, além dos dados serem apresentados com as respectivas amplitudes.

A análise de variância ANOVA foi aplicada para avaliação do nível de significância das variações entre as médias da massa de dados de cada parâmetro físico-químico ao nível de

significância 5% ( $\alpha=0,05$ ). A ocorrência de diferenças significativas foi verificada pela aplicação do teste de *Tukey*. No Quadro 3.16 estão apresentados os parâmetros tratados estatisticamente.

**Quadro 3.16 - Quadro de tratamento estatístico dos parâmetros monitorados**

Fase da pesquisa	Parâmetros	Estatística			
		Descritiva	Dispersão		
1a. Fase	<b>Físico-químicos</b>	Média aritmética	Desvio padrão, Variância, menor valor, maior valor, amplitude e ANOVA		
	DQO				
	SST				
	SSV				
1a. Fase	NTK	Média aritmética	Desvio padrão, Variância, menor valor, maior valor, amplitude e ANOVA		
	NH4				
	Ptot				
1a. Fase	PO4	Média aritmética	Desvio padrão, Variância, menor valor, maior valor, amplitude e ANOVA		
	<b>Bacteriológicos</b>			Média geométrica	Desvio padrão, Variância, menor valor, maior valor e amplitude
	Coliformes termotolerantes				
1a. Fase	Ovos de Helmintos	Média aritmética			
	2a. Fase				
	Custos de implantação	não aplicável	Menor valor, maior valor e amplitude		
2a. Fase	Custos de operação	não aplicável	Menor valor, maior valor e amplitude		
	Custos de Manutenção	não aplicável	Menor valor, maior valor e amplitude		
	3a. Fase				
3a. Fase	VPL Custos	não aplicável	não aplicável		
	VPL Benefícios	não aplicável	não aplicável		
	Índice Custo e Benefício $I_{cb}$	não aplicável	não aplicável		

Fonte: O Autor.

## 4.0. APRESENTAÇÃO, ANÁLISE E DISCUSSÃO DE RESULTADOS.

### 4.1. Alternativas de Tratamento

O modelo MAATE – I foi projetado para avaliar até 175 alternativas de sistemas descentralizados de esgotamento sanitário com potencial para cinco alternativas de pré-tratamento, associadas a cinco alternativas de pós-tratamento secundário e duas alternativas de tratamento terciário por desinfecção via cloração ou radiação UV.

Como destino final, o modelo pode avaliar a disposição no solo em sumidouros conforme NBR 13.969:97, além do reuso na agricultura e lançamento em corpo receptor.

A presente análise compôs-se da avaliação de cinco sistemas descentralizados de tratamento unifamiliar e um multifamiliar, com associações modeladas matematicamente entre os reatores unifamiliares.



Cada uma dessas associações segue uma via de desinfecção por cloração e outra por radiação UV. Para a disposição final, o lançamento no solo se dá apenas para as associações sem tratamento terciário.

No modelo, os sistemas unifamiliares receberam contribuição mínima *per capita* de  $100\text{L}\cdot\text{dia}^{-1}$ , pouco maior do que a vazão aplicada aos sistemas experimentais, totalizando uma vazão diária de  $400\text{L}\cdot\text{dia}^{-1}$ . Os sistemas multifamiliares, por sua vez, recebendo a mesma contribuição, foram divididos em cinco *Clusters* ou blocos de tratamento.

#### 4.2. Operação dos reatores

Para alimentação do modelo quanto aos parâmetros de qualidade do efluente proveniente de sistemas típicos empregados no tratamento descentralizado de esgotos domésticos, foram operados, durante nove meses, reatores anaeróbios seguidos ou não de pós-tratamento anaeróbio e/ou aeróbio.

Os sistemas experimentais são essencialmente constituídos por sistemas anaeróbios, com exceção do FaFint, e do ECO1 o qual é anaeróbio/aeróbio.

Na tabela 4.1 são apresentados os resultados do comportamento dos sistemas experimentais em termos da remoção físico-química e sanitária.

O uso de sistemas anaeróbios nesse estudo justificou-se pelo fato de que, em sistemas descentralizados há uma predominância de opção por essa tecnologia haja vista as características relativas à compactidade, reduzido ou nenhum consumo de energia elétrica, boa eficiência na remoção de matéria orgânica aliada à baixa produção de lodo, baixos custos operacionais e de manutenção, além do potencial demonstrado de recuperação de energia na forma de metano presente no biogás ( $\text{CH}_4$ ) e de nitrogênio e fósforo os quais não são removidos do efluente (AL-JAMAL e MAHMOUD, 2009; ICHINARI *et al.*, 2008; KASSAB, 2010; KUJAWA-ROELEVELD e ZEEMAN, 2006; MOUSSAVI *et al.*, 2010; SABRY, 2010; TANDUKAR *et al.*, 2004;).

**Tabela 4.1 – Comportamento dos sistemas experimentais em termos da remoção físico-química e sanitária**

Parâmetros		Esgoto Bruto	Pré-tratamento								Pós-tratamento			
			TS	n	UASB Y	n	UASB C	n	ECO 1	n	FAN	n	FaFint	n
Matéria Orgânica	DQO <sub>total</sub> mg.L <sup>-1</sup>	443±99	192±72	19	183±97	19	206±37	26	58±24	12	114±23	26	79±28	24
	DQO <sub>filtrada</sub> mg.L <sup>-1</sup>	201±23	130±67	19	123±95	19	131±24	26	51±23	12	87±25	26	55±24	24
	SST mg.L <sup>-1</sup>	173±47	41 ± 26	18	37 ± 15	18	47±7	23	7±5	24	24±7	23	23±10	23
	SSV mg.L <sup>-1</sup>	122±32	25 ± 15	17	30 ± 14	17	35±10	23	5±4	25	19±7	23	14±6	23
Nutrientes	N-NTK <sub>ef</sub> mg.L <sup>-1</sup>	52±6,19	53 ± 4	21	53 ± 8	21	55±6	24	28±10,7	27	53,80±6	24	8,21±2,6	24
	PO <sub>4</sub> - <sub>ef</sub> mg.L <sup>-1</sup>	6,51±1,08	4,82 ± 0,4	10	4,95 ± 0,45	8	4,58 ± 0,9	20	-	-	4,70 ± 0,9	20	4,53±0,9	20
Patógenos	CTT UFC.100mL <sup>-1</sup>	4,90E+06	1,15E+06	16	1,32E+06	17	9,07E+05	10	9,54E+04	10	2,74E+05	10	9,54E+04	10
	OH ovos.L <sup>-1</sup>	155±19	14±4	9	14±4	9	14±4	9	0	9	1	9	0	9

TS: Tanque Séptico; UASB Y: UASB separador de fases braço Y; UASB C: UASB Convencional;

ECO1: Estação Compacta Anaeróbia/Aeróbia; FAN: Filtro Anaeróbio; FaFint: Filtro Aeróbio de Fluxo Intermitente.

n = número de determinações.

Fonte: O Autor.

#### 4.2.1. Matéria orgânica

Os sistemas anaeróbios de pré-tratamento, constituídos pelo TS, UASB Y e UASB C não apresentaram diferenças significativas, ao nível de significância  $\alpha=0,05$  para as concentrações de DQO<sub>total</sub>, com valores médios variando de 192±72,00 mg.L<sup>-1</sup>, 183±97,00 mg.L<sup>-1</sup> e 206±37,00 mg.L<sup>-1</sup> ( $p$ -valor = 0,555). De fato, efluentes de sistemas anaeróbios tendem a apresentar concentrações remanescentes em termos de matéria orgânica, demandando polimento posterior do efluente (TYAGI *et al.*, 2009). Sabry (2010) afirma que os reatores UASB apresentam eficiências elevadas de remoção de matéria orgânica, e de sólidos suspensos. Van Haandel *et al.* (2006) relatam que os reatores UASB aplicados em sistemas unifamiliares atingem eficiências na remoção de matéria orgânica em cerca de 70 %. Entretanto, operando em condições unifamiliares, as eficiências médias de DQO nos reatores UASB ficaram em torno de 53 % a 58 %. As concentrações de DQO no efluente do TS e UASB Y igualmente, não apresentaram diferenças significativas, provavelmente devido à configuração unifamiliar de tratamento que reuniu condições para velocidades ascensionais superiores a  $V_{as} = 2,0 \text{ m.h}^{-1}$  as quais podem promover o carreamento de lodo para fora do reator, prejudicando o efluente em termos das concentrações de DQO<sub>total</sub> e sólidos suspensos (Van Haandel, 1994). O controle da velocidade ascensional pode garantir que o leito de lodo mantenha os sólidos em suspensão na massa líquida o que aumenta o tempo de residência celular, garantindo, assim, remoções mais elevadas de matéria orgânica (ALI *et al.*, 2007).

Entretanto, houve diferença significativa entre os reatores anaeróbios e aeróbios ( $p$ -valor =  $1,38 \times 10^{-16}$ ). Tonetti *et al.* (2009), utilizando filtros aeróbios de fluxo intermitente como pós-tratamento de efluentes anaeróbios, com taxas de aplicação superficial variando entre 40 a 200 L.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>, observaram remoções de DQO acima de 90 %, o que pôde ser confirmado pelos resultados observados para o FaFint e ECO1, que apresentaram eficiências de remoção respectivas na faixa de 84 a 92 %. Vale ressaltar que ambos os sistemas operaram com taxas de aplicação superficial respectivamente de 0,40 e 1,25 m.dia<sup>-1</sup>, no intuito de investigar os efeitos da compactidade do reator aeróbio em termos de área superficial de aplicação do efluente e, portanto, as consequências da elevação da carga hidráulica na eficiência do sistema.

Andrade *et al.* (2012) operando um sistema compacto anaeróbio-aeróbio contendo filtro de areia, e tratando esgoto unifamiliar, observaram boa remoção de DQO (85%), enquanto Achak *et al.* (2009) operando filtros de areia tratando águas residuárias do processamento de oliva diluídas em águas residuárias domésticas, obtiveram eficiências da ordem de 90 % para DQO, bem acima da eficiência média observada no TS e nos reatores UASB, da ordem de 53 a 58 %. Entretanto, não foi observada diferença significativa entre os resultados da média da DQO efluente do FaFint e do ECO1 ( $p$ -valor = 0,063), provavelmente devido à taxa de aplicação superficial mais elevada imposta ao ECO1, da ordem de 1,25 m.dia<sup>-1</sup>.

Tanto a comparação dos resultados do FAN com o filtro Anaeróbio compacto interno do ECO quanto os valores comparados do UASB Y e do UASB W interno do ECO1, não mostraram diferença significativa, com respectivas probabilidades de 0,712 e 0,701 ( $p$ -valor). É possível que este resultado se dê devido a pouca efetividade da variação do meio suporte (brita no caso do FAN, e espuma de poliuretano no filtro aeróbio interno do ECO1), no caso dos filtros anaeróbios, tal como observado por De Ávila (2005) e por Tonetti *et al.* (2011) que operaram filtros anaeróbios com diferentes recheios tratando águas residuárias domésticas; e nenhuma evidência com base nestes dados de que a duplicação do separador de fases no UASB com braço melhore a eficiência em termos da retenção de DQO particulada no efluente. Deve-se observar ainda que a inclinação do separador de fases, em torno de 45°, foi menor do que o mínimo de 50° recomendados pela norma NBR 12.209:2011 (ABNT, 2011), a qual pode ter sido responsável por esse resultado.

Por sua vez, a eficiência de remoção do FAN, operando como pós-tratamento de reatores UASB ficou na faixa de 74 – 76 % (MELO, 2013). Silva *et al.* (2012) operando tanque séptico seguido de filtro anaeróbio observaram eficiências de remoção de DQO de 41

%  $\pm 17$ , abaixo do relatado na literatura normalmente variando entre 55 e 70 % com TDH na faixa de até 13 horas (CHERNICHARO, 2006). Tonetti *et al.* (2011) tratando esgotos domésticos em filtro anaeróbio com diferentes recheios encontraram médias de  $76 \pm 12$  %, embora para um TDH bem menor, na faixa de 9 horas.

No que diz respeito aos resultados de SST e SSV, foi constatada diferença significativa entre os reatores operados ( $p$ -valor =  $3,96 \times 10^{-19}$  e  $1,53 \times 10^{-22}$ ). As concentrações de SST no TS e nos reatores UASB Y e UASB C (tabela 4.1) tiveram, respectivamente, média de  $41 \pm 26,00$  mg.L<sup>-1</sup>,  $37 \pm 15,00$  mg.L<sup>-1</sup>, e  $47 \pm 7,00$  mg.L<sup>-1</sup>, sem diferença significativa ( $p$ -valor = 0,607), com vantagem para o reator UASB Y, tendo este, igualmente, apresentado diferença significativa de desempenho na comparação com o UASB C ( $p$ -valor = 0,0081).

Quando comparadas as médias efluentes de SST entre o UASB Y e o UASB W, interno ao ECO 1, os resultados não apresentaram diferenças significativas ( $p$ -valor = 0,080), com médias, respectivamente de  $37 \pm 15,00$  mg.L<sup>-1</sup> e  $45,78 \pm 16,12$  mg.L<sup>-1</sup>. No entanto, a média de remoção de SST na estação compacta foi elevada, da ordem de 97 % (ANDRADE *et al.*, 2012), bem acima da eficiência do UASB Y e do UASB C, respectivamente de 78,62 % e 72,35 %, resultados semelhantes aos encontrados por Javarez Jr. *et al.* (2007). Ichinari *et al.* (2008) relataram eficiências de remoção de SST da ordem de 95 % em sistemas compactos anaeróbios – aeróbios.

Foi observada diferença significativa entre os resultados de SST entre o filtro Anaeróbio (FAN) tendo como meio suporte a brita 1, e o FAN interno do ECO1, tendo como meio suporte espumas de poliuretano. As concentrações médias do efluente foram, respectivamente de 23,9 mg.L<sup>-1</sup> e 16,7 mg.L<sup>-1</sup> ( $p$ -valor = 0,022), resultados compatíveis com filtros anaeróbios convencionais operando com leitos diversos, na faixa de 20 mg.L<sup>-1</sup> (ANDRADE NETTO *et al.* 2002), embora resultados de 31,7 mg.L<sup>-1</sup> tenham sido apresentados para reatores preenchidos com meios suporte de plástico (JAVAREZ JR. *et al.*, 2007). Abreu e Zaiat (2008) operando um reator UASB de leito fixo, tendo como meio suporte espuma de poliuretano, obtiveram efluentes com concentrações de SSV variando entre 48 e 53 mg.L<sup>-1</sup>, isto é, bem acima dos resultados observados no ECO1 com o mesmo meio suporte, porém com TDH menor, em torno de 12 h.

No que diz respeito ao FaFint e o filtro de areia interno ao ECO1, também se observou diferença significativa na média de remoção de SST, com vantagem para o ECO1 que apresentou média de 6,6 mg.L<sup>-1</sup> ( $p$ -valor =  $1,699 \times 10^{-11}$ ), com eficiência de remoção da ordem de 95,30 %. Hamoda *et al.* (2004) encontraram eficiência de 94,6 %.

No que diz respeito aos sólidos suspensos voláteis, não foi observada diferença significativa entre o TS e UASB Y ( $p$ -valor = 0,364), entre o UASB Y e UASB C ( $p$ -valor = 0,073), nem entre o UASB Y e o UASB W interno ao ECO1 ( $p$ -valor = 0,136). As concentrações de SSV nos reatores variaram entre 25,4 mg.L<sup>-1</sup> e 36,2 mg.L<sup>-1</sup>.

Entretanto, houve diferença significativa entre os reatores anaeróbios e os sistemas aeróbios (FaFint) e anaeróbio/aeróbio compacto (ECO1) ( $p$ -valor =  $1,53 \times 10^{-22}$ ), com médias variando entre 19,0 mg.L<sup>-1</sup> e 29,9 mg.L<sup>-1</sup> para os reatores anaeróbios, e de 5,0 mg.L<sup>-1</sup> e 13,9 mg.L<sup>-1</sup> respectivamente para os sistemas FaFint e ECO1, uma vez que os sistemas aeróbios tendem não só a reter sólidos no meio suporte, mas também, a promover a oxidação carbonácea do lodo através das reações bioquímicas ocorridas na interface e no interior do biofilme aderido ao meio suporte (RODGERS *et al.*, 2005).

Considerando os resultados dos diferentes reatores operados, sugere-se o ECO1 como alternativa promissora no tratamento descentralizado unifamiliar de esgotos, principalmente quando é considerado o bom desempenho na remoção de parâmetros físico-químicos importantes para o reuso, como é o caso da matéria orgânica, aliado às características de baixo custo de operação, manutenção e compacidade.

#### 4.2.2. Nutrientes

Reconhecidamente, sistemas anaeróbios não removem nutrientes (MARA *et al.*, 2007; MUSTAPHA, 2009). Os nutrientes recuperados no efluente de sistemas anaeróbios podem ser utilizados na agricultura familiar (BATTILANI *et al.*, 2010; SOUSA *et al.*, 2009; SOUSA *et al.*, 2011).

Os sistemas anaeróbio e anaeróbio/aeróbio diferiram significativamente em termos da eficiência de remoção de N-NTK dos reatores anaeróbios ( $p$ -valor =  $3,03 \times 10^{-60}$ ), já que o UASB C + FaFint apresentou concentração média da ordem de 8,9 mg N-NTK.L<sup>-1</sup>, em contraste, por exemplo com o UASB C com 54,9 mg N-NTK.L<sup>-1</sup>.

Na observação da remoção entre os reatores TS, UASB Y e UASB C, não se verificou diferença significativa com médias variando entre 52,8 mg.L<sup>-1</sup> e 54,9 mg N-NTK.L<sup>-1</sup> ( $p$ -valor = 0,549). Entretanto, a comparação entre o resultado do efluente proveniente do UASB C + FaFint e do ECO1 mostrou diferença significativa ( $p$ -valor =  $6,56 \times 10^{-13}$ ), com médias respectivas de 8,0 mg N-NTK.L<sup>-1</sup> e 28,4 mg N-NTK.L<sup>-1</sup>. As eficiências de remoção dos sistemas foram, respectivamente, de 85,3 % e 60,9 %. É possível que a elevada taxa de aplicação superficial imposta ao ECO1 (1,25 m.dia<sup>-1</sup>), tenha sido responsável pela diferença

significativa nos resultados, já que a nitrificação tende a cair em filtros menos profundos com o aumento da carga (TONETTI *et al.*, 2005). Ichinari *et al.* (2008) relataram concentrações de N-NTK em sistema compacto anaeróbio/aeróbio da ordem de 25,4 mg.L<sup>-1</sup>, apresentando resultado semelhante aos do ECO1.

No que concerne às concentrações de fósforo total e ortofosfato solúvel, os reatores operados não diferiram significativamente entre si, com valores médios no efluente variando entre 5,36 mg.L<sup>-1</sup> e 5,81 mg.L<sup>-1</sup> (*p-valor* = 0,176).

#### 4.2.3. Coliformes termotolerantes e ovos de helmintos.

Para as concentrações efluentes de coliformes termotolerantes (CTT) os sistemas operados diferiram significativamente, ao nível de significância  $\alpha=0,05$  (*p-valor*= 2,24 x 10<sup>-4</sup>). Os sistemas anaeróbios não diferiram entre si (*p-valor* = 0,490), com médias efluentes no TS, UASB Y e UASB C, respectivamente de 1,15 x 10<sup>-6</sup> UFC.100mL<sup>-1</sup>, 1,17 x 10<sup>-6</sup> UFC.100mL<sup>-1</sup> e 9,07 x 10<sup>-5</sup> UFC.100mL<sup>-1</sup>. Dultra *et al.* (2005) verificaram a influência inversamente proporcional da carga aplicada na eficiência de remoção de coliformes termotolerantes para cargas na faixa de 1,2 m.dia<sup>-1</sup>, ficando na faixa de 1,5 a 2,5 log, enquanto para uma carga de 0,40 m.dia<sup>-1</sup>, os resultados variaram na faixa de 2,0 a 4,5 log.

O sistema ECO1 apresentou o melhor resultado, da ordem de 9,54x10<sup>4</sup> UFC.100 mL<sup>-1</sup>, com redução de 2 log, sem contudo, atingir os padrões para o reuso de águas residuárias para a agricultura familiar sem necessidade de desinfecção (USEPA, 2012; WHO, 2006).

No que diz respeito a ovos de helmintos (OH), os sistemas diferiram significativamente (*p-valor* = 4,64 x 10<sup>-13</sup>), com destaque para os reatores ECO 1, UASB C + FAN e a associação UASB C + FaFint, com concentrações  $\leq 1$  ovo.L<sup>-1</sup>, atendendo aos padrões da OMS para irrigação irrestrita (WHO, 2006).

Uma vez que a concentração de OH no reator UASB C foi da ordem de 14 ovos.L<sup>-1</sup>, conclui-se que a recomendação da OMS foi atingida por conta do polimento final realizado pelo FAN (1 ovo.L<sup>-1</sup>) e FaFint (ausência). Os sistemas UASB + FAN e UASB + FaFint diferiram significativamente (*p-valor* = 0,0007) enquanto a os sistemas UASB + FaFint e ECO1 não diferiram significativamente na remoção de ovos de helmintos (*p-valor* = 0,246), embora ambos tenham atingido o nível recomendado pela OMS ( $\leq 1$  ovo.L<sup>-1</sup>).

### 4.3. Modelagem matemática

#### 4.3.1. Modelagem matemática dos reatores

No intuito de possibilitar a composição de associações entre os sistemas operados de pré-tratamento e pós-tratamento em nível secundário, e em nível terciário através da desinfecção do efluente, foi aplicada uma modelagem matemática da remoção dos constituintes físico-químicos e sanitários (OLIVEIRA JR., *et al.*, 2014).

A modelagem matemática do efluente das associações de tratamento foi gerada para alimentar o Módulo I do Modelo MAATE-I, e serviu como base para a pré-seleção de alternativas no processo de identificação da melhor solução de tratamento a ser escolhida após avaliação econômica, multiobjetivo e multicritério.

Os modelos matemáticos foram estabelecidos a partir de ajuste da curva de regressão dos dados experimentais dos sistemas, correlacionando à entrada do esgoto afluente com a parcela removida. Para o ajuste da curva de regressão, utilizou-se a minimização da função de erros pelo método dos mínimos quadrados, aplicando a ferramenta Solver e utilizando o algoritmo de solução GRG (Gradação Reduzida Generalizada Não Linear) empregado na solução de problemas simples não lineares para maximizar o coeficiente de determinação (SOETAERT e HERMAN, 2009).

As associações do tanque séptico e de reatores UASB com filtros anaeróbios produziram efluentes significativamente diferentes ( $\alpha = 0,05$ ) quanto a: DQO (p-valor=0,008); SST (p-valor =  $1,5^{-19}$ ); SSV ( p-valor= $6^{-35}$ ) e CTT (p-valor= $8,4^{-56}$ ), com exceção para OH (p-valor=0,58).

Nas associações do TS e reatores UASB com o filtro de areia de fluxo intermitente, também houve diferenças significativas ( $\alpha = 0,05$ ) entre os valores modelados (tabela 4.2), quanto a: DQO (p-valor=0,00024); SST (p-valor=0,00011); SSV (p-valor= $1,57^{-35}$ ) e CTT (p-valor= $2,0^{-55}$ ), com exceção observada para OH que diferiu significativamente entre TS e UASBY (p-valor= $4,7^{-87}$ ), mas não diferiu significativamente na comparação entre TS e UASB C (p=0,199). Na tabela 4.2 são apresentados os resultados da modelagem.

Luna *et al.* (2013) encontraram concentrações de  $DQO_{tot}$  na faixa de  $61 \pm 20 \text{ mg.L}^{-1}$  e eficiências de remoção de um sistema TS seguido de filtro intermitente de areia de 85,61 %, confirmando os dados para o TS + FaFint. Para os sólidos suspensos, os autores encontraram 90 % de eficiência de remoção. Na modelagem, esse resultado foi de 87,79 %, provavelmente devido a diferenças na configuração operacional dos sistemas estudados.

Tabela 4.2 – Modelagem dos sistemas de tratamento e suas associações

Alternativas de pré e pós-tratamento		Esgoto Afluente					Efluente modelado				
		DQO mg.L <sup>-1</sup>	SST mg.L <sup>-1</sup>	SSV mg.L <sup>-1</sup>	CTT UFC.100mL <sup>-1</sup>	OH Ovos.L <sup>-1</sup>	DQO mg.L <sup>-1</sup>	SST mg.L <sup>-1</sup>	SSV mg.L <sup>-1</sup>	CTT mg.L <sup>-1</sup>	OH Ovos.L <sup>-1</sup>
Pré- tratamento <sup>(1)</sup>	TS	443	173	122	4,90E+06	94	199	41	24	1,17E+06	14
	UASB Y	443	173	122	4,90E+06	94	184	38	38	9,14E+05	14
	UASB C	443	192	152	4,90E+06	94	207	47	28	1,39E+06	14
Pós- tratamento <sup>(1)</sup>	FAN	463	173	122	5,04E+06	94	115	25	19	3,95E+05	1
	FaFint	207	47	38	1,39E+06	94	78	22	14	5,63E+04	0
Associações de tratamento <sup>(2)</sup>	TS + FAN	443	173	122	4,90E+06	94	112	22	13	3,53E+05	1
	TS + FaFint (*)	443	173	122	4,90E+06	94	75	21	17	107308	0
	UASB Y + FAN	443	192	152	4,90E+06	94	115	25	18	289838	1
	UASB Y+ FaFint	443	192	152	4,90E+06	94	78	22	14	96424	0
	UASB C + FAN	463	173	122	5,04E+06	94	110	20	16	395205	1
	UASB C + FaFint	463	173	122	5,04E+06	94	73	20	16	115064	0

(1) - sistemas operados; (2) - associações modeladas matematicamente

Fonte: O Autor.

Tanto a configuração de TS + FAN quanto dos reatores UASB + FAN, apresentaram resultados semelhantes à literatura para DQO, SST e CTT (ANDRADE NETTO, 2002; COELHO *et al.* 2003; DUDA e OLIVEIRA, 2011; SILVA *et al.* 2012; Von SPERLING, 2005).

As tabelas 4.3 e 4.4 apresentam, por sua vez, respectivamente, as equações para estimativa da qualidade físico-química e sanitária do efluente das associações de tratamento descentralizados unifamiliares realizadas pelo Modelo MAATE - I.



**Tabela 4.3 - Modelos de regressão da qualidade do efluente para DQO, SST, SSV, N-NTK e N-NH<sub>4</sub>, na associação entre alternativas de tratamento de esgotos.**

Alternativa	Modelagem dos parâmetros de remoção físico-químicos				
	DQO <sub>total</sub>	SST	SSV	NTK	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
Pré-tratamento					
TS	$DQO_{ef} = DQO_{eb} - (0.2166 \times DQO_{eb}^{1.1534})$	$SST_{ef} = SST_{eb} - (0.9994 \times SST_{eb} - 40.57)$	$SSV_{ef} = SSV_{eb} - (0.9581 \times SSV_{eb} - 18.48)$	$NTK_{ef} = NTK_{eb} - (0.62 \times NTK_{eb} - 33.52)$	$NH_{4+ef} = NH_{4+eb} - (0.3984 \times NH_{4+eb} - 20.424)$
UASB Y	$DQO_{ef} = DQO_{eb} - (1.019 \times DQO_{eb} - 215.77)$	$SST_{ef} = SST_{eb} - (0.9509 \times SST_{eb} - 28.50)$	$SSV_{ef} = SSV_{eb} - (0.1889 \times SSV_{eb}^{1.2745})$	$NTK_{ef} = 1.6579 \times NTK_{eb}^{0.8694}$	$NH_{4+ef} = (3.3772 \times NH_{4+eb}^{0.7063})$
UASB C	$DQO_{ef} = DQO_{eb} - (0.5634 \times DQO_{eb}^{1.0059})$	$SST_{ef} = SST_{eb} - (0.1725 \times SST_{eb}^{1.2792})$	$SSV_{ef} = SSV_{eb} - (0.9458 \times SSV_{eb} - 21.80)$	$NTK_{ef} = NTK_{eb} - (0.32 \times NTK_{eb} - 18.23)$	$NH_{4+ef} = NH_{4+eb} - (0.3908 \times NH_{4+eb} - 21.646)$
ECO 1	$DQO_{ef} = DQO_{eb} - (DQO_{eb} - 58.25)$	$SST_{ef} = SST_{eb} - (0.953 \times SST_{eb})$	$SSV_{ef} = SSV_{eb} - (0.961 \times SSV_{eb})$	$NTK_{ef} = \{(0.71 \times NTK_{eb} + 13.70) + (1.08 \times NTK_{af} - 7.29) + (NTK_{af} - 5.04e^{0.03NTK_{af}})\}$	$NH_{4+ef} = \{(4.454 \times NH_{4+eb}^{0.626}) + (1.45 \times NH_{4+af}^{0.90}) + (NH_{4+af} - 0.0424e^{0.1321NH_{4+af}})\}$
Pós-tratamento					
FAN	$DQO_{ef} = DQO_{af} - (0.63 \times DQO_{af} - 38.34)$	$SST_{ef} = SST_{af} - (5.2454 \times e^{0.031 \times SST_{af}})$	$SSV_{ef} = SSV_{af} - (4.0668 \times e^{0.0406 \times SSV_{af}})$	$NTK_{ef} = 0.9205 \times NTK_{af}^{1.015}$	$NH_{4+ef} = (17.469e^{0.0212 \times NH_{4+af}})$
FIA-C	$DQO_{ef} = DQO_{af} - (0.6219 \times DQO_{af})$	$SST_{ef} = SST_{af} - (4.002 \times e^{0.040 \times SST_{af}})$	$SSV_{ef} = SSV_{af} - (1.2229 \times SSV_{af}) - 22.03$	$NTK_{ef} = NTK_{af} - (11.185e^{0.0259 \times NTK_{af}})$	$NH_{4+ef} = 0.581 \times NH_{4+af}^{1.002}$

Fonte: Oliveira Jr. *et al.* (2014)

**Tabela 4.4 - Modelos de regressão da qualidade do efluente para  $P_{total}$ , SST, SSV, N-NTK e N-NH<sub>4+</sub> na associação entre alternativas de tratamento de esgotos.**

Alternativa	Modelagem dos parâmetros de remoção físico-químicos e sanitários			
Pré-tratamento	$P_{total}$	PO <sub>4</sub> -	CTT	OH <sup>1</sup>
TS	$P_{tote\text{f}} = P_{tote\text{b}} - (0.590 \times P_{tote\text{b}} - 3.15)$	$PO_{4-\text{ef}} = PO_{4-\text{eb}} - (0.9668 \times PO_{4-\text{eb}} - 4.7833)$	$CTT_{\text{ef}} = CTT_{\text{eb}} - (0.762 \times CTT_{\text{eb}} + 1.0)$	$OH_{\text{ef}} = OH_{\text{eb}} - (0.698 \times OH_{\text{eb}}^{1.044})^{(1)}$
UASB Y	$P_{tote\text{f}} = (0.93 \times P_{tote\text{b}} + 0.09)$	$PO_{4-\text{ef}} = 0.91 \times PO_{4-\text{eb}} + 0.88)$	$CTT_{\text{ef}} = CTT_{\text{eb}} - (0.23 \times CTT_{\text{eb}}^{1.082})$	$OH_{\text{ef}} = OH_{\text{eb}} - (0.698 \times OH_{\text{eb}}^{1.044})^{(1)}$
UASB C	$P_{tote\text{f}} = P_{tote\text{b}} - (0.490 \times P_{tote\text{b}} - 2.77)$	$PO_{4-\text{ef}} = PO_{4-\text{eb}} - (0.63 \times PO_{4-\text{eb}} - 3.48)$	$CTT_{\text{ef}} = CTT_{\text{eb}} - (0.724 \times CTT_{\text{eb}})$	$OH_{\text{ef}} = OH_{\text{eb}} - (0.698 \times OH_{\text{eb}}^{1.044})^{(1)}$
ECO 1	$P_{tote\text{f}} = P_{tote\text{b}} - (0.50 \times P_{tote\text{b}} - 2.80)$	$PO_{4-\text{ef}} = PO_{4-\text{eb}} - (0.60 \times PO_{4-\text{eb}} - 3.50)$	$CTT_{\text{ef}} = CTT_{\text{af}} - (0.600 \times CTT_{\text{af}} + 12.786)$	$OH_{\text{ef}} = OH_{\text{eb}} - (0.9982 \times OH_{\text{eb}}^{1.003})$
Pós-tratamento	Modelagem dos parâmetros de remoção físico-químicos e sanitários			
FAN	$P_{tote\text{f}} = (0.73 \times P_{tota\text{ef}} + 1.07)$	$PO_{4-\text{ef}} = 0.93 \times PO_{4-\text{af}} + 0.43)$	$CTT_{\text{ef}} = CTT_{\text{af}} - (0.1823 \times CTT_{\text{af}}^{1.0967})$	$OH_{\text{ef}} = OH_{\text{eb}} - (1.053 \times OH_{\text{eb}}^{0.987})$
FaFint	$P_{tote\text{f}} = (0.81 \times P_{tota\text{ef}} + 0.46)$	$PO_{4-\text{ef}} = 0.92 \times PO_{4-\text{af}} + 0.33)$	$CTT_{\text{ef}} = CTT_{\text{af}} - (0.9595 \times CTT_{\text{af}}) - 58.727$	$OH_{\text{ef}} = OH_{\text{af}} - (0.9992 \times OH_{\text{eb}})$

Fonte: Oliveira Jr. et al. (2014)

Com base na tabela 4.2 calculou-se a diferença absoluta entre a modelagem e os dados experimentais entre 0,05 e 5,45% para os reatores UASBC, FAN e FaFint, e entre 0,05% e 5.36 % para o tanque séptico e UASBY.

As associações do TS e reatores UASB com filtros anaeróbios produziram efluentes significativamente diferentes ( $\alpha = 0,05$ ) em todos os parâmetros modelados, com exceção para ovos de helmintos, sugerindo o reator UASB como alternativa promissora ao TS nas associações entre alternativas anaeróbias no tratamento de esgotos domésticos.

Por sua vez, as associações do TS e reatores UASB com os filtros de areia de fluxo intermitente produziram efluentes com características significativamente diferentes ( $\alpha = 0,05$ ) em todos os parâmetros modelados, com exceção para ovos de helmintos. A associação entre UASB C e filtro de areia de fluxo intermitente, entretanto, mostrou ser a melhor alternativa quanto à qualidade final do efluente. Luna *et al.* (2013) operando tanque séptico seguido de filtro de areia intermitente encontraram resultados semelhantes para OH e CTT no efluente.

Na configuração experimental tratando esgoto doméstico unifamiliar, nenhuma associação dos reatores atingiu o padrão sanitário de irrigação irrestrita em termos de CTT (WHO, 2006).

A eficiência de remoção modelada dos sistemas e suas associações foram confrontadas com a literatura. A tabela 4.5 apresenta a comparação entre as eficiências de remoção calculadas com base nos modelos matemáticos dos dados experimentais dos sistemas e a eficiência apresentada na literatura de sistemas semelhantes.

**Tabela 4.5 – Eficiências de remoção calculadas com base nos modelos matemáticos e reportadas na literatura para sistemas semelhantes.**

Alternativas de pré e pós-tratamento	Eficiência de remoção - modelada (%)					Eficiência de remoção citadas na literatura (%)					Referência
	DQO	SST	SSV	CTT	OH	DQO	SST	SSV	CTT	OH	
TS	55%	76%	81%	76%	85%	30 - 55	20 - 90	80	1 log	> 1	Chernicharo (1997); Luna et al.(2013) Santos (2013)
UASB Y	58%	80%	75%	81%	85%	60%	78	82	0	> 1	
UASB C	55%	73%	77%	72%	85%	56%	80	76	-	> 1	Melo et al (2012)
FAN	44%	48%	50%	72%	99%	45	45	47	3 log	> 1	Melo et al (2012); Sousa et al (2012)
FaFint	62%	53%	64%	96%	100%	59	36	59	1-4 log	< 1	Melo et al (2012); Dultra et al (2009)
TS + FAN	75%	87%	89%	93%	99%	70 - 80	80 - 90	-	1-2 log	>1	Von Sperling (2005)
TS + FaFint	83%	88%	86%	98%	100%	73	90	-	2-3 log	0	Pearson et a (2011); Luna et al. (2013)
UASB Y + FAN	74%	86%	85%	94%	99%	73	-	-	-	-	Coelho et al (2003)
UASB Y+ FaFint	82%	87%	88%	98%	100%	-	-	-	-	-	-
UASB C + FAN	76%	88%	87%	92%	99%	70 - 80	80 - 90	84	1-2 log	>1	Von Sperling (2005);Silva et al(2012)
UASB C + FaFint	84%	88%	87%	98%	100%	-	-	-	-	-	-

Fonte: Oliveira Jr. *et al.*(2014).

#### 4.3.2. Modelagem matemática dos sumidouros experimentais

Sendo a prática de lançamento no solo como destino final muito difundida na gestão descentralizada de tratamento de esgotos, considerada, inclusive como um fator limitante de

projeto (PARTEN, 2010), no Brasil, é ampla a utilização de sistemas de sumidouros, com restrição associada apenas à quantidade de unidades na bacia, em torno de 10 unidades.ha<sup>-1</sup>, e à distância da cota de fundo do campo de infiltração ou sumidouro ao nível dinâmico do lençol freático (NBR 13.969, 1997).

Uma vez que a falta de controle na disposição final pode acarretar não só a contaminação da matriz do solo influenciando em seu colapso (RODRIGUES *et al.*,2010), e que a estimativa dos parâmetros de projeto em sistemas de infiltração ainda hoje é discutida dada a sua complexidade (BUMGARNER e McCRAY, 2007), buscou-se avaliar o comportamento da infiltração do efluente tratado previamente em um tanque séptico, e em reator UASB Y, o qual é proposto como alternativa promissora em substituição ao tanque séptico como tratamento unifamiliar.

#### 4.3.2.1. Modelagem dos sumidouros de bancada (SUMB1 e SUMB2)

O comportamento da infiltração de esgotos domésticos tratados no tanque séptico e no Reator UASBY anaeróbios foi avaliado inicialmente em escala de bancada, com estimativa da colmatação, modelada matematicamente para confirmar testes em sumidouros realizados em escala piloto. Os ensaios de infiltração foram realizados durante quinze dias, lançando-se três bateladas diárias de 9,5L, representativos e proporcionais da vazão de 270L.dia<sup>-1</sup> do sistema piloto operado por nove meses, recebendo efluente de tanque séptico e UASB com volumes, respectivos, de 1500L e 355L.

O efluente tratado de um tanque séptico, com volume de 1500L (TS), alimentou o Sumidouro de Bancada (SUMB1), enquanto o efluente proveniente do reator UASB, com volume de 355L, alimentava o Sumidouro de Bancada SUMB2.

A tabela 4.6 apresenta a caracterização do esgoto bruto e do efluente tratado no tanque séptico e no reator UASB.

**Tabela 4.6– Caracterização do esgoto bruto e do efluente tratado no tanque séptico e Reator UASB durante o período de realização do teste de bancada.**

Parâmetro	Unidade	Esgoto Bruto	TS	UASB	n
DQO	mg.L <sup>-1</sup>	443±127	192±72	183±97	19
SST	mg.L <sup>-1</sup>	190±52 <sup>(1)</sup>	32±5	20±7	15
SSV	mg.L <sup>-1</sup>	164±48 <sup>(1)</sup>	28±5	18±6	15

(1) - Para os parâmetros SST e SSV no esgoto bruto o número de determinações n = 6

Fonte: Oliveira Jr. *et al.* (2014)

A falência hidráulica, consistindo no ponto a partir do qual o solo perde totalmente a capacidade de infiltração, observado pela redução drástica da sua condutividade hidráulica

(LEVERENZ *et al.*, 2009). A estimativa da falência hidráulica correlacionou a taxa de infiltração com os dias em operação nos sumidouros experimentais em um modelo matemático exponencial ajustado empiricamente com o objetivo de confirmar os dados igualmente modelados para os sumidouros em escala piloto operados (OLIVEIRA JR. *et al.*, 2012; OLIVEIRA JR. *et al.*, 2013). As equações 4.1 e 4.2 apresentam os modelos preditivos encontrados respectivamente para os sumidouros SUMB1 e SUMB2.

$$Ti = 0,8200 \cdot e^{-0,0128 t} \quad (4.1)$$

$$Ti = 0,965 \cdot e^{-0,0248 t} \quad (4.2)$$

Ti : taxa de infiltração (L.min<sup>-1</sup>).  
t : Tempo de operação (dias).

As concentrações médias de SST respectivas nos efluentes do TS e UASB foram de 32 mg.L<sup>-1</sup> e 20 mg.L<sup>-1</sup> apresentando diferença significativa (*p-value*=0,00210). Não foram observadas diferenças significativas entre as concentrações do esgoto bruto e do TS (*p-value* = 0,07258), havendo, porém, diferença significativa para o UASB (*p-value* = 0,0463).

Relativamente aos Sólidos Suspensos Voláteis, houve diferença significativa entre os resultados do TS e do UASB (*p-value*= 0,000118) com concentrações médias respectivas de 28±5 mg.L<sup>-1</sup> e 18±6 mg.L<sup>-1</sup>.

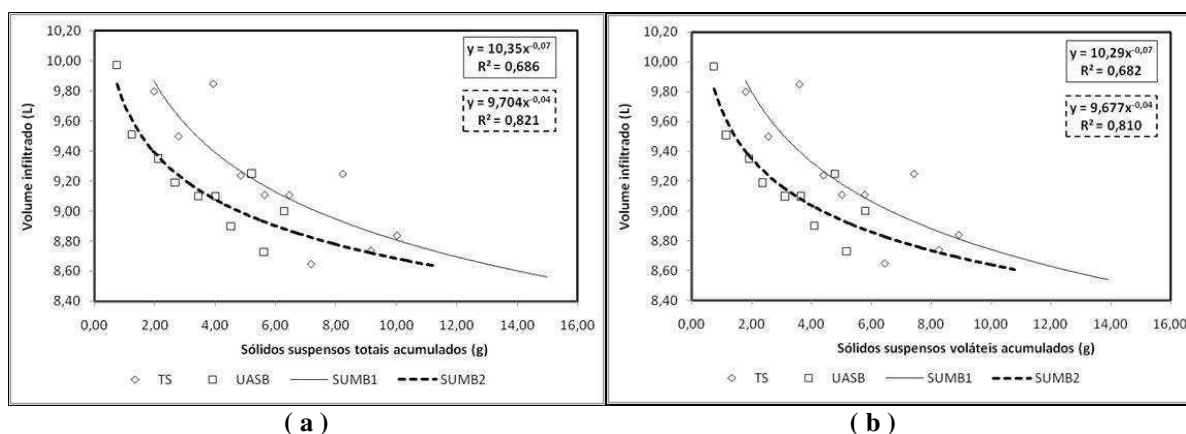
Observou-se uma correlação entre a carga acumulada de sólidos e o incremento da colmatação em ambos os sumidouros com o decréscimo do volume recuperado a jusante. Esse fato é confirmado pela literatura, já que a correlação é significativa entre a diminuição na condutividade hidráulica e a carga total acumulada de sólidos suspensos (PEDESCOLL *et al.*, 2011). Na Figura 4.1 (a,b) apresenta-se, respectivamente, a correlação estabelecida entre o acúmulo de SST (a) e SSV (b) nos sumidouros e o volume infiltrado em cada teste nos sumidouros SUMB1 e SUMB2.

As concentrações significativamente diferentes de SST de 32±5 mg.L<sup>-1</sup> e 20±7 mg.L<sup>-1</sup> nos reatores, foram provavelmente responsáveis pela diferença significativa entre os sumidouros em escala piloto na tendência à colmatação.

A observação do comportamento da taxa de infiltração do efluente nos sumidouros de bancada SUMB1 e SUMB2 mostra uma variação na faixa, respectivamente, de 0,85-0,62 L.min<sup>-1</sup> e 1,01-0,59 L.min<sup>-1</sup>. Os dados da modelagem da falência hidráulica do SUMB1 e SUMB2 (Equações 4.1 e 4.2; R<sup>2</sup> 0,613 e 0,514) mostraram diferença significativa (*p* valor=3,54.10<sup>-7</sup>), confirmando maior tendência à colmatação no SUMB1 na comparação com o SUMB2, com previsões respectivas de 213 e 425 dias.

A análise comparativa dos dados de previsão de falha hidráulica entre os sumidouros de bancada a partir do modelo proposto nas Equações 4.1 e 4.2 e aquele proposto por Leverenz *et al.* (2009) está apresentada na tabela 4.7.

**Figura 4.1 - Correlação entre o acúmulo de SST (a) e SSV (b) nos sumidouros e o decréscimo do volume infiltrado e recuperado nos sumidouros SUMB1 e SUMB2**

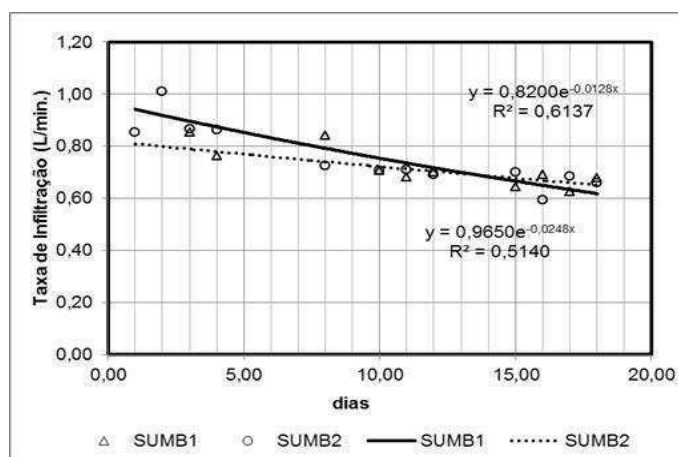


Fonte: Oliveira Jr. *et al.* (2013)

Para efeito de comparação, os dados experimentais foram aplicados a outro modelo preditivo de falência hidráulica preconizado por Leverenz *et al.* (2009) que aponta o número de dias até à falência hidráulica do escoamento de efluentes em solos arenosos. Os resultados para o SUMB1 e SUMB2 com base no modelo de Leverenz *et al.* (2009), estimaram a falência hidráulica dos sumidouros em, respectivamente, 220 e 523 dias.

A Figura 4.2 apresenta o comportamento das taxas de infiltração nos sumidouros de bancada SUMB1 e SUMB2, onde pode ser observada a tendência mais pronunciada à colmatção no SUMB1.

**Figura 4.2 – Variação das taxas de infiltração nos sumidouros SUMB1 e SUMB2**



Fonte: Oliveira Jr. *et al.* (2013)

Os SUMB1 e SUMB2 reproduziram em escala de bancada a operação dos sumidouros operados em campo, em termos de carga hidráulica aplicada, tendo sido alimentados ambos com a mesma frequência diária e concentração média de DQO e Sólidos Suspensos totais.

Os modelos nas equações 4.1 e 4.2 na comparação com o modelo de Leverenz *et al.* (2009) foram capazes de estimar em uma mesma ordem de grandeza o tempo necessário para a falência hidráulica do sumidouro estudado infiltrando efluente anaeróbio tratado em solo arenoso, haja vista a boa correlação encontrada entre tempo de operação e o decaimento da taxa de infiltração.

Na Tabela 4.7 pode ser observado que o SUMB2 colmatou mais lentamente que o SUMB1 com diferença de 212 dias (diferença relativa de 49,88 %). O modelo de Leverenz *et al.* (2009) mostrou uma colmatação de 225 dias para o SUMB1, com diferença de 304 dias entre sumidouros (diferença relativa de 57,39%).

Em todo caso, pode-se observar que a diferença absoluta evidenciada entre a predição dos modelos é de 7,51 pontos percentuais, indicando semelhança nos resultados preditivos com pouca expressão para o resultado final da estimativa realizada por qualquer dos modelos.

**Tabela 4.7 – Estimativa da falência hidráulica nos sumidouros SUMB1 e SUMB2**

Sumidouros	Falha hidráulica (dias)	Diferença (%)		Referência
		relativa	absoluta <sup>(1)</sup>	
SUMB1-TS	213	49,88	7,51	Oliveira Jr. <i>et al.</i> (2012)
SUMB2- UASB	425			
SUMB1-TS	225	57,39		Leverenz <i>et al.</i> (2009)
SUMB2-UASB	529			

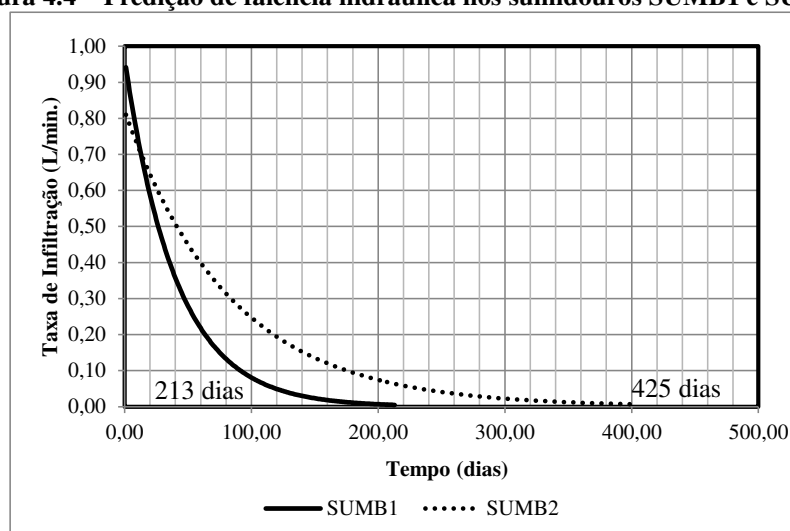
(1) Pontos percentuais de diferença entre as predições dos modelos

Fonte: Oliveira Jr. *et al.* (2013)

Os modelos construídos com base no experimento de bancada confirmaram a maior tendência à colmatação do sumidouro piloto a jusante do tanque séptico, demonstrando que sumidouros em solos arenosos, recebendo esgoto doméstico tratado em tanque séptico, tenderão a colmatar 50,11 % mais rápido do que aqueles com tratamento prévio em reatores UASB na configuração Y, apontando o UASBY como uma alternativa promissora no tratamento em melhores condições operacionais para a disposição no solo.

Na Figura 4.4 está apresentada a regressão dos modelos preditivos com base nas equações 4.1 e 4.2 estimando a falência hidráulica nos sumidouros SUMB1 e SUMB2.

**Figura 4.4 – Predição de falência hidráulica nos sumidouros SUMB1 e SUMB2**



Fonte: Oliveira Jr. *et al.* (2013)

#### 4.3.2.2. Modelagem dos sumidouros em escala piloto (SUM1 e SUM2)

Com o fim de confirmar a tendência à colmatção de sumidouros experimentais, procedeu-se a modelagem da infiltração com base em testes realizados em escala piloto infiltrando esgotos domésticos diariamente.

As equações 4.3 e 4.4 apresentam os modelos preditivos encontrados respectivamente para os sumidouros SUM1 e SUM2.

$$Ti = 2,511 \cdot e^{-0,13t} \quad (4.3)$$

$$Ti = 2,566 \cdot e^{-0,06t} \quad (4.4)$$

Ti : taxa de infiltração (L.min<sup>-1</sup>).  
t : Tempo de operação (dias).

As concentrações de DQO e de sólidos suspensos totais e voláteis em efluente previamente tratado destinado à infiltração no solo, desempenham papel importante no grau de falha hidráulica do solo (LEVERENZ *et al.*, 2009; PAVELICK *et al.*, 2011). No que diz respeito à DQO, no efluente dos sistemas TS e reator UASB as concentrações médias de DQO<sub>total</sub> foram, respectivamente, de 183 mg.L<sup>-1</sup> e 171 mg.L<sup>-1</sup>. Ao nível de significância de 5% não houve diferença entre os valores das médias de DQO (*p*-valor = 0,333), sendo possível que a fração da matéria orgânica na forma de sólidos em suspensão tenha exercido maior influência nos resultados da colmatção.



De fato, os reatores receberam esgoto Bruto (EB) com uma concentração de sólidos suspensos totais (SST) variando entre 62 e 216 mg.L<sup>-1</sup>, sendo que as concentrações médias no efluente do tanque séptico e reator UASB foram, respectivamente, de 32 mg.L<sup>-1</sup> ± 11 e 20 mg.L<sup>-1</sup> ± 7. A análise de variância não mostrou diferença significativa entre as concentrações de SST no EB e TS ( $p$ -value = 0,07258), enquanto para o reator UASB, houve diferença significativa ( $p$ -value = 0,0463), inferindo-se, daí, a melhor qualidade do efluente do UASB concernente à remoção de sólidos totais e a menor tendência à colmatção do sumidouro a jusante. Igualmente, relativo à concentração de Sólidos Suspensos Voláteis (VSS), houve diferença significativa entre os resultados do TS e do reator UASB ( $p$ -value = 0,000118) com concentrações médias respectivas de 29 mg.L<sup>-1</sup> ± 9 e 19 mg.L<sup>-1</sup> ± 6.

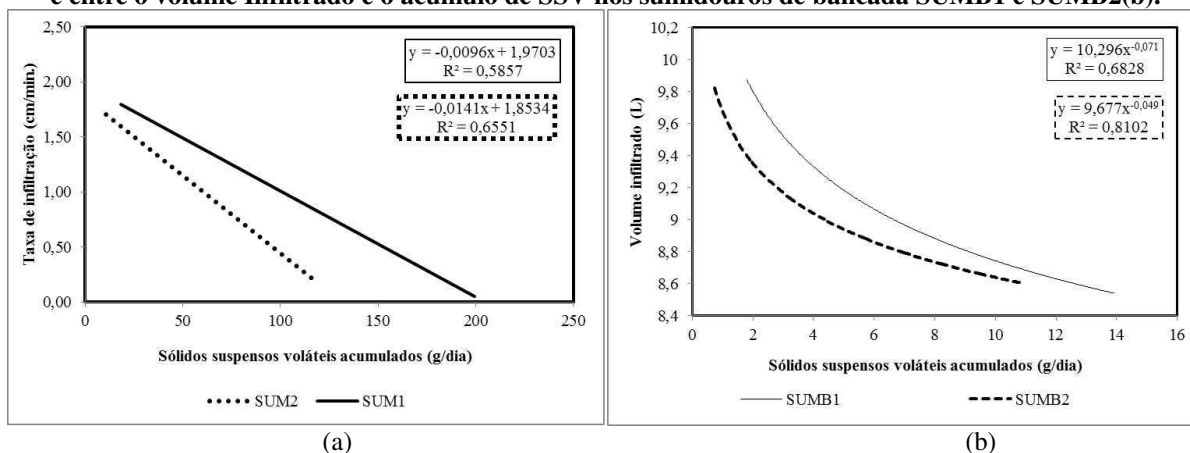
Durante a realização dos testes de infiltração, observaram-se as variações do volume recuperado a jusante dos sumidouros. Os valores tenderam a diminuir à medida que a capacidade de percolação do líquido reduzia-se em função do decréscimo da condutividade hidráulica. A diferença entre a média dos volumes recuperados nos SUM1 e SUM2, respectivamente de 39,62L e 62,87L foi significativa ( $p$  - value =  $3 \cdot 10^{-5}$ ), indicando maior tendência à colmatção no sumidouro SUM1. Okubo e Matsumoto (1983) avaliaram a influência da concentração de Sólidos Suspensos afluentes a colunas de areia infiltrando efluente sintético demonstrando que o aumento da concentração de sólidos suspensos reduziu o volume acumulado em sucessivos dias de operação.

Pedescoll *et al.* (2011), por sua vez, confirmaram uma correlação significativa entre a queda na condutividade hidráulica e a carga acumulada de sólidos suspensos. A correlação entre o decréscimo da taxa de infiltração e do volume infiltrado com o acúmulo de sólidos suspensos voláteis nos sumidouros experimentais SUM1, SUMB1, SUM2 e SUMB2 confirmam a influência do acúmulo de sólidos suspensos no decréscimo da taxa de infiltração (BEAL *et al.*, 2006; OKUBO E MATSUMOTO, 1983; PEDESCOLL *et al.* 2011; VIVIANI E LOVINO, 2004). A figura 4.5 apresenta as correlações entre a taxa de infiltração e o acúmulo de SSV nos sumidouros SUM1, SUM2 (a) e SUMB1 e SUMB2 (b)

As taxas de infiltração medidas em termos do volume percolado no tempo nos sumidouros SUM1 e SUM2 variaram significativamente com médias respectivas de 1,26 L.min<sup>-1</sup> e 1,97 L.min<sup>-1</sup> ( $p$ -value = 0,016). Tomado o aporte médio de SSV aos sumidouros SUM1 e SUM2, respectivamente, de 19,15 g.dia<sup>-1</sup> e 12,38 g.dia<sup>-1</sup> com diferença significativa ( $p$ -value = 0,019), sugere-se que a tendência de colmatção pronunciada no sumidouro do tanque séptico pode estar associada ao aporte mais significativo de sólidos suspensos ao SUM1 na comparação com o SUM2, recebendo efluente do UASBY. Na figura 4.6(a) é

apresentada a correlação entre a taxa de infiltração e o tempo de operação, com observações espaçadas a cada nove dias nos SUM1 e SUM2, bem como o perfil de infiltração na câmara sumidouro nos SUM1 e SUM2 [Figura 4.6(b)].

**Figura 4.5 - Correlações entre a taxa de infiltração e o acúmulo de SSV nos sumidouros SUM1 e SUM2(a) e entre o volume Infiltrado e o acúmulo de SSV nos sumidouros de bancada SUMB1 e SUMB2(b).**



Fonte: O Autor.

A taxa de infiltração, estimada a partir da velocidade de infiltração da lâmina na câmara sumidouro, variou entre  $0,22 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$  ( $13,45 \text{ cm}\cdot\text{h}^{-1}$ ) e  $2,23 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$  ( $127,74 \text{ cm}\cdot\text{h}^{-1}$ ) no SUM 1 e de  $0,20 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$  ( $11,80 \text{ cm}\cdot\text{h}^{-1}$ ) e  $1,73 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$  ( $103,78 \text{ cm}\cdot\text{h}^{-1}$ ) no SUM2 (Fig. 4.6b).

As diferenças observadas entre os resultados gerados pelos modelos podem ser explicadas pelas melhores condições de controle no sistema de bancada, frente ao sistema piloto que operou em condições operacionais e ambientais diferenciadas, incluindo falhas operacionais, períodos de intermitência de alimentação, exposição às variações climáticas (vento, chuva, insolação e variações de temperatura).

A literatura tem confirmado a influência desses fatores na capacidade de recuperação da condutividade hidráulica nos campos de infiltração, conferindo a estes sistemas um maior tempo previsto para a colmatação total do solo (BEAL *et al.*, 2006; PAVELICK *et al.*, 2011).

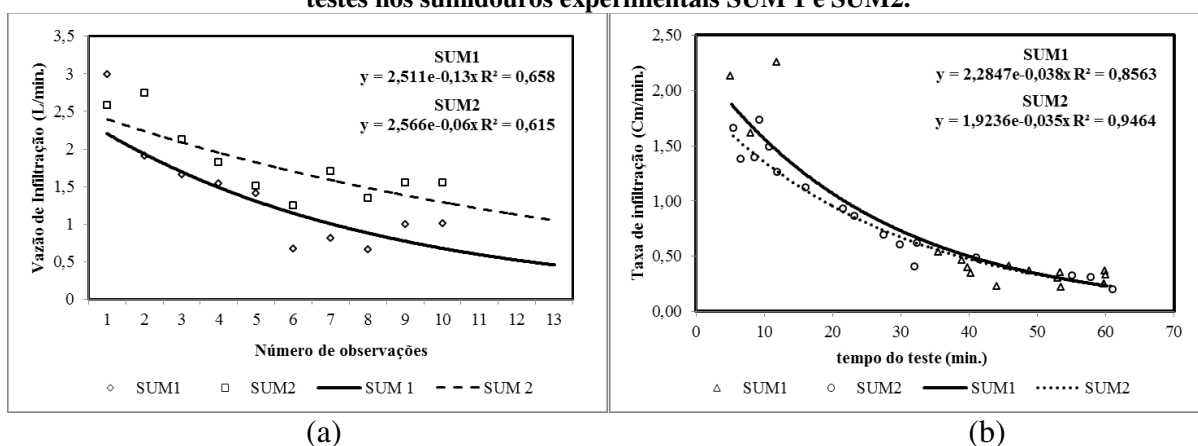
É possível, ainda, que a diferença na forma de infiltração e diferença de lâmina superficial, a qual afeta a pressão hidrostática da coluna líquida que infiltra, também sejam fatores capazes de influenciar a diferença nos resultados, uma vez que nos sumidouros de bancada a alimentação se deu verticalmente enquanto nos sumidouros em escala piloto, a alimentação se deu horizontalmente através de alvenaria de junta livre.

A variação do tempo de predição para a falha hidráulica foi observada também na comparação dos resultados obtidos em campo. A diferença das estimativas entre o SUM1 (270 dias-campo)/ 215 dias-modelo) e SUM2 (574 dias-campo / 516 dias-modelo) foi de 55

dias para o SUM1 e de 64 dias para o SUM2. Nota-se ainda que, para os sumidouros de bancada, os dados da modelagem tendem a estimar em menor tempo a falência hidráulica na comparação com os dados obtidos no experimento piloto, o que pode ser explicado por:

- 1) Maior capacidade de recuperação das condições favoráveis ao fluxo na matriz do solo no sumidouro exposto às condições ambientais de campo aberto;
- 2) Limitações do modelo de regressão baseado na correlação entre o decaimento da taxa de infiltração e o tempo de operação, com ajuste de  $R^2 = 0,61$  (OLIVEIRA JR. *et al.*, 2012);
- 3) Melhor ajuste da modelagem estimativa ( $R^2=0,95$ ) (LEVERENZ *et al.*, 2009) que levou em conta a carga de sólidos, de  $DQO_{total}$  afluente, a carga hidráulica aplicada e a forma de alimentação (nível de intermitência de aplicação do efluente).

**Figura 4.6 - Correlação entre a taxa de infiltração e o tempo de operação (a) e perfil de infiltração dos testes nos sumidouros experimentais SUM 1 e SUM2.**



Fonte: O Autor.

Não obstante essa tendência foi possível obter dados preditivos semelhantes com diferença absoluta entre as estimativas de 7,51 pontos percentuais entre os modelos.

Os resultados dos testes de infiltração nos sumidouros em escala piloto indicam que o efluente produzido no reator UASB comparado ao do tanque séptico tratando esgoto doméstico não mostrou diferença significativa na remoção de  $DQO_{total}$  ( $p-value=0,1533$ ), com provável contribuição coadjuvante no processo de colmatção. Pode ser observado que a baixa concentração significativa ao nível de 5 % de SSV no efluente do UASB na comparação com o TS ( $p-value=0,000118$ ) com concentrações médias respectivas de  $29mg.L^{-1} \pm 9$  e  $19 mg.L^{-1} \pm 6$  pode explicar a baixa tendência à colmatção do reator UASB durante o período de realização dos testes de infiltração.

Os modelos propostos de colmatção dos sumidouros experimentais na comparação com o modelo de Leverenz *et al.* (2009) foi capaz de estimar em uma mesma ordem de grandeza o tempo necessário para a falência do sumidouro estudado infiltrando em solo

arenoso efluentes anaeróbios tratados, haja vista a boa correlação encontrada entre tempo de operação e o decaimento da taxa de infiltração.

A colmatção do SUMB1 à frente do SUMB2 confirmou os resultados em campo para os SUM1 e SUM2, sugerindo que sumidouros após tanque séptico em solos arenosos tenderão a colmatar de 50 a 58 % mais rápido do que com o tratamento prévio em reatores UASB.

Nesse sentido, portanto, a boa correlação entre o decréscimo da taxa média de infiltração nos sumidouros e os dias de operação, e a diferença média significativa de 58 % entre os sumidouros sugerem o reator UASB como promissora alternativa aos tanques sépticos no tratamento prévio à disposição de efluentes no solo em sistemas descentralizados unifamiliares de tratamento de esgotos.

#### **4.4. Qualidade do efluente das associações de tratamento modeladas**

##### **4.4.1. Matéria orgânica no efluente das associações modeladas**

A DQO e os Sólidos Suspensos totais e Voláteis observados nas associações do TS variaram suas concentrações efluentes respectivamente entre 75 e 199 mg.L<sup>-1</sup>, 21,1 mg.L<sup>-1</sup> e 40,7 mg.L<sup>-1</sup> e 13,0 e 23,6 mg.L<sup>-1</sup>, sendo a melhor associação observada a do TS + FaFint em termos de DQO e SST com médias respectivas de 75 mg.L<sup>-1</sup> ( $E_r=83,05\%$ ) e 21,12 mg.L<sup>-1</sup> ( $E_r=87,79\%$ ), satisfazendo o padrão de lançamento em corpo receptor ou o reuso para DQO e SST (CONAMA 430/2011; USEPA, 2012).

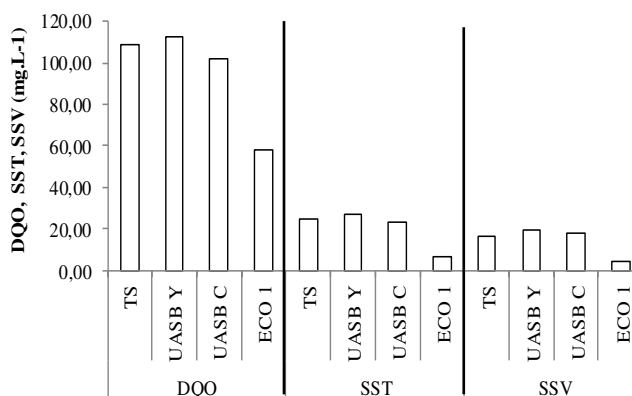
As associações do reator UASB apresentaram resultados semelhantes às do UASBC e UASBM, com concentrações efluentes médias de DQO respectivamente de 112,4 e 101,8 mg.L<sup>-1</sup>, sem diferir significativamente ao nível de significância  $\alpha=0,05$  ( $p\text{-valor}=0,900$ ). Os reatores modelados operaram em condições operacionais semelhantes. A comparação dos resultados modelados de SST entre as associações do TS e reatores UASB Y e UASB C não diferiram significativamente ( $p\text{-valor}=0,685$ ), com médias respectivas de 24,4 mg.L<sup>-1</sup>, 26,7 mg.L<sup>-1</sup> e 23,1 mg.L<sup>-1</sup>. Para SSV, o mesmo foi constatado, sem diferença significativa ( $p\text{-valor}=0,655$ ) com médias respectivas das associações de 16,12 mg.L<sup>-1</sup>, 19,02 mg.L<sup>-1</sup> e 17,84 mg.L<sup>-1</sup>.

No grupo de alternativas viáveis, somente o ECO1 apresentou efluente com resultados significativamente diferentes em termos de DQO e SST na comparação com as associações dos demais reatores ( $p\text{-valor}=0,044$  e  $0,050$ ) com concentrações médias efluentes respectivas de 58,0 mg.L<sup>-1</sup> e 6,8 mg.L<sup>-1</sup> e 4,4 mg.L<sup>-1</sup>. Conclui-se que do ponto de vista da qualidade físico-

química em termos de matéria orgânica as associações com o reator ECO1 são as que melhor se adequam tanto para o padrão de lançamento em corpo receptor, quanto para o reuso na agricultura familiar. A Figura 4.7 apresenta os resultados das médias dos valores efluentes de DQO, SST e SSV das associações realizadas com os reatores unifamiliares modelados.

Os resultados do tratamento multifamiliar modelado foram iguais para a associação UASB C + FaFint uma vez que os reatores empregados no projeto são essencialmente os mesmos em termos de desempenho.

**Figura 4.7 – Qualidade média do efluente em termos de matéria orgânica das associações dos reatores unifamiliares modelados no MAATE – I.**



Fonte: O Autor.

Com base na modelagem da qualidade do efluente e dos parâmetros técnicos, a partir da triagem, conseguiu-se um conjunto de alternativas que atendeu aos critérios de pré-seleção. O conjunto de alternativas viáveis unifamiliares e multifamiliares está apresentado na Tabela 4.9 com os respectivos parâmetros físico-químicos e sanitários modelados, além das respectivas eficiências de remoção.

A Tabela 4.8, apresenta a pré-seleção de 24 (vinte e quatro) alternativas unifamiliares e 3 (três) alternativas multifamiliares. As alternativas unifamiliares ficaram divididas em quatro grupos. O primeiro foi composto das associações possíveis escolhidas entre tanque séptico (TS) e as unidades de pós-tratamento secundário, terciário e a disposição no solo e para reuso. Igualmente, o segundo grupo, foi composto das associações entre o UASB com separador de fases Y (UASB Y) e os pós-tratamentos e respectivas disposições finais. O terceiro grupo, por sua vez, foi composto das associações com o UASB convencional (UASB C), e o quarto e último pelas associações com a estação Compacta (ECO1). Para comparação, um sistema multifamiliar foi projetado para coletar e tratar esgotos provenientes de 60 domicílios, sendo composto de um UASB convencional (UASB M) seguido de filtro de areia de fluxo intermitente (FaFint M) com disposição final no solo ou em associação com um tratamento terciário de desinfecção, e reuso na agricultura multifamiliar.

Tabela 4.8 – Conjunto de alternativas viáveis

Alternativas Unifamiliares				MODELAGEM DAS ASSOCIAÇÕES DE PRÉ E PÓS-TRATAMENTO									EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DOS PARÂMETROS									
				Parâmetros Físico-químicos						Parâmetros Sanitários			T. Terc.	Parâmetros Físico-químicos						Parâmetros Sanitários		
				Pré	Pós	Terc.	Disp.	DQOef mg.L <sup>-1</sup>	SSTef mg.L <sup>-1</sup>	SSVef mg.L <sup>-1</sup>	NTKef mg.L <sup>-1</sup>	NH4+ef mg.L <sup>-1</sup>	Ptot mg.L <sup>-1</sup>	PO4-ef mg.L <sup>-1</sup>	CTT UFC.100mL <sup>-1</sup>	OH Ovos.L <sup>-1</sup>	CTT T.Terc NMP.100mL <sup>-1</sup>	DQOef %	SSTef %	SSVef %	NTKef %	NH4+ef %
TS	SIMPLES	+	Solo	199	40,7	23,6	53,3	45,7	5,8	4,9	1,17E+06	14	!	55%	76%	81%	-2%	-9%	11%	-17%	76%	85%
TS	FAN	+	Solo	112	22,2	13,0	52,1	46,0	5,3	5,0	3,45E+05	0	!	75%	87%	89%	0%	-10%	18%	-20%	93%	100%
TS	FAN	Cloro	Reuso	112	22,2	13,0	52,1	46,0	5,3	5,0	3,45E+05	0	3,26E+02	75%	87%	89%	0%	-10%	18%	-20%	100%	100%
TS	FAN	UV	Reuso	112	22,2	13,0	52,1	46,0	5,3	5,0	3,45E+05	0	2,12E+02	75%	87%	89%	0%	-10%	18%	-20%	100%	100%
TS	Fafint	+	Solo	75	21,1	16,8	8,8	6,8	5,2	4,9	1,06E+05	0	!	83%	88%	86%	83%	84%	21%	-16%	98%	100%
TS	Fafint	Cloro	Reuso	75	21,1	16,8	8,8	6,8	5,2	4,9	1,06E+05	0	1,00E+02	83%	88%	86%	83%	84%	21%	-16%	100%	100%
TS	Fafint	UV	Reuso	75	21,1	16,8	8,8	6,8	5,2	4,9	1,06E+05	0	2,11E+02	83%	88%	86%	83%	84%	21%	-16%	100%	100%
UASB Y	SIMPLES	+	Solo	207	37,0	35,8	51,5	47,3	6,1	4,7	9,14E+05	14	!	53%	79%	71%	1%	-13%	6%	-12%	81%	85%
UASB Y	FAN	+	Solo	115	20,5	18,4	50,3	47,6	5,6	4,8	2,86E+05	0	!	74%	88%	85%	3%	-13%	15%	-14%	94%	100%
UASB Y	FAN	Cloro	Reuso	115	20,5	18,4	50,3	47,6	5,6	4,8	2,86E+05	0	2,70E+02	74%	88%	85%	3%	-13%	15%	-14%	100%	100%
UASB Y	FAN	UV	Reuso	115	20,5	18,4	50,3	47,6	5,6	4,8	2,86E+05	0	2,12E+02	74%	88%	85%	3%	-13%	15%	-14%	100%	100%
UASB Y	Fafint	+	Solo	78	20,1	14,0	9,1	6,9	5,4	4,6	9,58E+04	0	!	82%	88%	88%	83%	84%	16%	-11%	98%	100%
UASB Y	Fafint	Cloro	Reuso	78	20,1	14,0	9,1	6,9	5,4	4,6	9,58E+04	0	9,04E+01	82%	88%	88%	83%	84%	16%	-11%	100%	100%
UASB Y	Fafint	UV	Reuso	78	20,1	14,0	9,1	6,9	5,4	4,6	9,58E+04	0	2,11E+02	82%	88%	88%	83%	84%	16%	-11%	100%	100%
UASB C	SIMPLES	+	Solo	184	47,8	30,0	56,3	49,8	6,0	5,0	1,39E+06	14	!	58%	72%	80%	-1%	-8%	6%	-24%	72%	85%
UASB C	FAN	+	Solo	107	24,7	16,3	55,1	50,2	5,5	5,0	3,95E+05	0	!	76%	86%	89%	2%	-9%	14%	-26%	92%	100%
UASB C	FAN	Cloro	Reuso	107	24,7	16,3	55,1	50,2	5,5	5,0	3,95E+05	0	3,73E+02	76%	86%	89%	2%	-9%	14%	-26%	100%	100%
UASB C	FAN	UV	Reuso	107	24,7	16,3	55,1	50,2	5,5	5,0	3,95E+05	0	2,12E+02	76%	86%	89%	2%	-9%	14%	-26%	100%	100%
UASB C	Fafint	+	Solo	70	22,0	15,3	8,2	7,0	5,3	4,9	1,15E+05	0	!	84%	87%	90%	85%	85%	16%	-22%	98%	100%
UASB C	Fafint	Cloro	Reuso	70	22,0	15,3	8,2	7,0	5,3	4,9	1,15E+05	0	1,09E+02	84%	87%	90%	85%	85%	16%	-22%	100%	100%
UASB C	Fafint	UV	Reuso	70	22,0	15,3	8,2	7,0	5,3	4,9	1,15E+05	0	2,11E+02	84%	87%	90%	85%	85%	16%	-22%	100%	100%
ECO 1	SIMPLES	+	Solo	58	8,1	4,4	22,2	29,1	6,1	5,0	9,68E+04	0	!	88%	95%	96%	61%	36%	6%	-20%	98%	100%
ECO 1	SIMPLES	Cloro	Reuso	58	8,1	4,4	22,2	29,1	6,1	5,0	9,68E+04	0	9,14E+01	88%	95%	96%	61%	36%	6%	-20%	100%	100%
ECO 1	SIMPLES	UV	Reuso	58	8,1	4,4	22,2	29,1	6,1	5,0	9,68E+04	0	2,11E+02	88%	95%	96%	61%	36%	6%	-20%	100%	100%
Alternativas Multifamiliares				MODELAGEM DAS ASSOCIAÇÕES DE PRÉ E PÓS-TRATAMENTO									EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DOS PARÂMETROS									
				Físico-químicos						Sanitários			T. Terc.	Físico-químicos						Sanitários		
				Pré	Pós	Terc.	Disp.	DQOef mg.L-1	SSTef mg.L-1	SSVef mg.L-1	NTKef mg.L-1	NH4+ef mg.L-1	Ptot mg.L-1	PO4-ef mg.L-1	CTT mg.L-1	OH mg.L-1	CTT mg.L-1	DQOef %	SSTef %	SSVef %	NTKef %	NH4+ef %
UASB M	FaFint M	+	Solo	70	21,98	15,33	8,22	7,00	5,34	4,90	1,15E+05	0	!	85,45%	87,29%	86,55%	85,54%	84,62%	18,05%	-16,86%	97,65%	100%
UASB M	FaFint M	Cloro	Reuso	70	21,98	15,33	8,22	7,00	5,34	4,90	1,15E+05	0	1,09E+02	85,45%	87,29%	86,55%	85,54%	84,62%	18,05%	-16,86%	100,00%	100%
UASB M	FaFint M	UV	Reuso	70	21,98	15,33	8,22	7,00	5,34	4,90	1,15E+05	0	2,11E+02	85,45%	87,29%	86,55%	85,54%	84,62%	18,05%	-16,86%	100,00%	100%

Fonte: O Autor.

#### 4.4.2. Concentração de nutrientes no efluente das associações modeladas

Uma vez que em sistemas descentralizados, na maioria das situações, a disposição final é o solo ou o reuso, sendo este último largamente difundido (ASANO *et al.*, 2007; CRITES e TCHOBANOGLIOUS, 1998; PARTEN, 2010), a remoção de nutrientes não é requerida. Alias, é salutar a sua presença no efluente para posterior recuperação na fertirrigação de culturas na agricultura familiar ou mesmo em grande escala (OLIVEIRA JR., 2011; SOUSA *et al.*, 2001; 2009; 2013).

Os sistemas anaeróbios são reconhecidamente pouco eficazes na remoção de nutrientes, sendo, assim, amplamente empregados em soluções de tratamento descentralizados, quando o interesse é a recuperação de água e nutrientes (VAN HAANDEL 1994; VON SPERLING, 2005; JORDÃO E PESSOA, 2005).

Os resultados de N-NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> para as associações com o TS, UASBY e UASB C, não diferiram significativamente (*p*-valores respectivos de 0,981 e 0,977) ficando os efluentes com qualidades médias respectivas de 33,7 mg.N-NTK.L<sup>-1</sup>, 32,7 mg.N-NTK.L<sup>-1</sup> e 35,2 mg.N-NTK.L<sup>-1</sup> para N-NTK, e de 29,1 mg.N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.L<sup>-1</sup>, 30,1 N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.L<sup>-1</sup> e 31,6 N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.L<sup>-1</sup> em termos de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Isto pode indicar que, qualquer que seja o sistema escolhido, em termos de nitrogênio, o efluente deve proporcionar, essencialmente, a mesma produtividade agrícola na área irrigada. Das associações unifamiliares, o efluente com maior disponibilidade para fertirrigação, em termos de N-NTK foi o proveniente do UASB C sem pós-tratamento, com média de 56,3 mg.N-NTK.L<sup>-1</sup>.

#### 4.4.3. Padrão Sanitário do efluente das associações modeladas

##### 4.4.3.1. Coliformes termotolerantes e ovos de helmintos

Uma das maiores preocupações com os sistemas empregados no tratamento prévio de esgotos ao reuso de águas residuárias, diz respeito à qualidade sanitária do efluente (NUVOLARI, 2003; WHO, 2006). De fato, padrões bem restritivos são aplicados, tanto em termos de coliformes termotolerantes, requeridos na faixa de 200 UFC.100 mL<sup>-1</sup> para irrigação restrita (USEPA, 2012) como para ovos de helmintos ( $\leq 1$  ovo.100 mL<sup>-1</sup>) (WHO, 2006). Esta é a razão porque, nesses casos, os sistemas comumente empregados no tratamento descentralizado destinado ao reuso pode requerer um pós-tratamento secundário ou mesmo terciário a fim de atender às exigências.

No contexto do Assentamento Santa Cruz, a técnica de irrigação para o cultivo de palma forrageira seria adotada do tipo subsuperficial, visando à proteção dos trabalhadores e usuários, apesar da Organização Mundial da Saúde sugerir que o tratamento anaeróbio seguido de irrigação subsuperficial pode remover até 7 unidades log do efluente, sendo que a exigência para a irrigação na agricultura familiar restrita com trabalho manual intensivo é de pelo menos 4 unidades log (WHO, 2006). Ainda assim, medidas adicionais foram tomadas, modelando-se o tratamento terciário por cloração e por radiação UV.

As associações dos reatores sem tratamento terciário apresentaram resultados sofríveis em termos de remoção de coliformes termotolerantes (CTT), variando entre  $10^4$  e  $10^6$  UFC.100 mL<sup>-1</sup>, não apresentando diferença significativamente ao nível de significância  $\alpha=0,05$  ( $p$ -valor=0,622). Os resultados respectivos para as associações com cloração e UV variaram entre  $9,14 \times 10^1$  UFC. 100 mL<sup>-1</sup> e  $3,73 \times 10^2$  UFC. 100 mL<sup>-1</sup>, e, igualmente, não apresentaram diferença significativa entre as associações realizadas com os reatores seguidos de desinfecção por cloração ou por UV.

Entretanto, o melhor resultado de remoção entre todas as alternativas modeladas foi o UASB Y + FaFint + cloro, com média de CTT no efluente de 904 UFC.100 mL<sup>-1</sup>. Deve-se ressaltar que um efluente com essa qualidade, garantida a remoção de pelo menos seis unidades log poderia ser utilizado na irrigação irrestrita de verduras consumidas cruas conforme os padrões da OMS (WHO, 2006), mas não da USEPA que demanda coliformes fecais não detectáveis nesses casos (USEPA, 2012).

No que diz respeito à remoção de ovos de helmintos, somente o tanque séptico e o reator UASB sem pós-tratamento apresentaram valores médios em torno de 14 ovos. L<sup>-1</sup>, isto é, bem superiores ao requerido pelos padrões sanitários da OMS (ovos viáveis  $\leq 1$  ovo.L<sup>-1</sup>) (WHO, 2006). A modelagem das demais associações de tratamento não apresentou ovos de helmintos no efluente.

#### **4.5. Custos dos sistemas de tratamento utilizados na modelagem**

Os sistemas de tratamento, disposição final e reuso tiveram seus custos estimados com base em projetos básicos elaborados baseados com base nas normas da ABNT (NBR 12.109:2011; NBR 8160:1990; NBR 13.969:1997; NBR 9797:1993) relativas a sistemas prediais e de tratamento, disposição final de efluente e reuso de águas residuárias. A tabela 4.9 apresenta os custos orçados de implantação, operação e manutenção das alternativas utilizadas para a associação das opções de tratamento e disposição final, bem como os custos



totais trazidos a valor presente a uma taxa de custo de capital de 12 %, conforme as recomendações do BID e BNB (FONTELENE e VASCONCELOS, 2006).

**Tabela 4.9 – Custos de Implantação, operação e manutenção das alternativas para associação de tratamento e disposição final**

Abrev.	Custos				Custos a Valor Presente		
	Implantação	Operação	Manutenção	Total	Implantação	OP/MAN	Total VPL
	R\$	R\$.ano-1	R\$.ano-1	R\$	R\$	R\$	R\$
CS	203,58			203,58			
C.I.	221,75			221,75			
TS	5.146,64	292,38	54,00	5493,02	<b>4.974,97</b>	<b>2.551,36</b>	<b>7.526,33</b>
UASB Y	2.669,91	258,30	61,73	2989,94	<b>2.763,61</b>	<b>2.357,27</b>	<b>5.120,88</b>
UASB C	2.563,03	258,30	61,73	2883,06	<b>2.668,18</b>	<b>2.357,27</b>	<b>5.025,45</b>
ECO 1	5.199,53	404,50	227,01	5831,04	<b>5.022,20</b>	<b>4.651,56</b>	<b>9.673,76</b>
UASB M	1.097.759,29	3.874,50	54.887,96	1156521,755	<b>980.521,98</b>	<b>432.831,20</b>	<b>1.413.353,18</b>
FAN	3.732,23	323,64	169,73	4225,60	<b>3.712,11</b>	<b>3.634,05</b>	<b>7.346,16</b>
Fafint	3.920,32	377,64	173,01	4470,97	<b>3.880,04</b>	<b>4.055,97</b>	<b>7.936,01</b>
FaFint M	19.601,60	5.664,60	2.595,15	27861,35	<b>17.881,19</b>	<b>60.839,48</b>	<b>78.720,66</b>
Cloro	2.500,00	196,86	125,00	2821,86	<b>2.232,14</b>	<b>2.370,72</b>	<b>4.602,86</b>
UV	3.772,50	75,20	188,63	4036,33	<b>3.368,30</b>	<b>1.943,30</b>	<b>5.311,60</b>
Cloro	4.411,60	984,28	220,58	5616,46	<b>3.938,93</b>	<b>8.874,71</b>	<b>12.813,64</b>
UV	6.659,82	376,02	332,99	7368,83	<b>5.946,27</b>	<b>5.222,39</b>	<b>11.168,65</b>
Solo Reuso	3.019,30		150,97	3170,27	<b>2.695,80</b>	<b>1.111,97</b>	<b>3.807,78</b>
C. R.	42.269,91		2.113,50	44383,41	<b>37.740,99</b>	<b>15.567,54</b>	<b>53.308,53</b>
Solo Reuso	246.270,16		12.313,51	258583,67	<b>219.884,07</b>	<b>90.698,55</b>	<b>310.582,62</b>

Fonte: O autor.

Os sistemas de pré-tratamento tiveram seus custos orçados variando entre R\$ 2.669,01 e R\$ 5.199,23. O maior custo foi apresentado pelo ECO1, construído em fibra de vidro, provavelmente pela diferença significativa entre os custos com movimento de terra, instalações hidrossanitárias e montagem do reator. O tanque séptico, construído em alvenaria, apresentou custo essencialmente igual, da ordem de R\$ 5.146,64, sendo o segundo mais caro.

No que diz respeito aos sistemas de pós-tratamento secundário observam-se custos respectivos de R\$ 3.732,23 para o FAN e R\$ 3.920,32 para o FaFint, do que se pode concluir que, dada a superior qualidade do efluente proveniente do filtro aeróbio, tomado este fator custo de construção isoladamente, a opção anaeróbia de pós-tratamento pode ser descartada.

Para o tratamento terciário, a cloração, do tipo clorador com pastilhas, apresentou custo de aquisição de R\$ 2.500,00, e o sistema com lâmpadas UV R\$ 3.772,50.

No tocante à disposição final, o sumidouro apresentou custo de implantação de R\$ 3.019,30, enquanto a estrutura do reuso unifamiliar custou por volta de R\$ 42.269,91. O reuso unifamiliar mostrou ser seis vezes mais barato do que implantar o reuso multifamiliar.

Quando considerados os custos de operação e manutenção, os custos totais mostram maior vantagem na escolha do sistema UASB C, com valor global de R\$ 5.025,45, seguido do UASB Y com R\$ 5.120,88. A diferença observada entre o custo total do UASB C e do tanque séptico é significativa, em torno de 33,22 %, enquanto a qualidade do efluente do primeiro é reconhecidamente superior em termos de remoção de matéria orgânica e SST (Van HAANDEL e LETTINGA, 1994; Von SPERLING, 2005).

Na análise de custo das associações, a melhor associação entre alternativas foi a configuração com o UASB C + FAN + cloração, totalizando R\$ 16.974,47, provavelmente pelo custo expressivo da opção de disposição no solo, razão pela qual o reuso das águas residuárias na agricultura familiar impõe-se como uma alternativa de recuperação financeira do investimento.

#### **4.6. Análise econômica de custo e benefício das alternativas**

##### **4.6.1. Sistemas unifamiliares**

Para o cálculo do índice de custo e benefício das alternativas de tratamento, benefícios sociais e econômicos foram levados em conta. Entre os sociais, o aumento da renda proporcionado pelo lucro obtido com a comercialização da palma forrageira, a um custo unitário de R\$ 0,50.kg<sup>-1</sup>, e a economia com a conta de água, proporcionada pela substituição da fonte de água para uso na irrigação agrícola foram valorados considerando o custo unitário de R\$ 2,32/m<sup>3</sup>, e trazidos a Valor Presente Líquido a uma taxa de custo de capital de 12 %. Os benefícios econômicos, considerados foram, por sua vez, o faturamento agrícola, computado pela soma faturada descontado o investimento inicial de implantação da estrutura de reuso; a recuperação de água, com base no volume de esgoto tratado recuperado a um custo de R\$ 0,81 R\$.m<sup>-3</sup>, e a recuperação de nutrientes, na forma de fertilizantes nitrogenados e fosfatados presentes no esgoto doméstico, respectivamente de R\$ 150,00 e R\$ 190,00.

O total de benefícios tangíveis auferidos em um horizonte de 20 anos de operação do sistema ficou em R\$ 232.806,86, enquanto os benefícios com a escolha da alternativa multifamiliar em todo o Assentamento, poderia potencialmente beneficiar a comunidade com a cifra de R\$ 5.929.005,80, uma quantia 25 vezes maior. Porém, em termos *per capita*, os

benefícios tangíveis da opção unifamiliar mostra-se 2,3 maior do que a opção multifamiliar, com valores respectivos de 58.201,71 R\$.habitante<sup>-1</sup> e 24.687,52 R\$.habitante<sup>-1</sup>. Os benefícios tangíveis do reuso unifamiliar e multifamiliar são apresentados na tabela 4.10.

**Tabela 4.10 – Benefícios tangíveis do reuso unifamiliar.**

<b>Benefícios tangíveis</b>	<b>Unidade</b>	<b>Valor Atual</b>	<b>Valoração a VPL</b>
<b>REUSO AGRÍCOLA UNIFAMILIAR</b>			
<b>Sociais</b>			
Aumento de renda	R\$.ano <sup>-1</sup>	20.252,63	106.906,44
Economia conta d'água(1)	R\$.ano <sup>-1</sup>	332,09	2.446,12
<b>Sub-total benefícios sociais</b>	R\$.ano <sup>-1</sup>	<b>20.584,72</b>	<b>109.352,56</b>
<b>Econômicos</b>			
Faturamento agrícola	R\$.ano <sup>-1</sup>	22.366,13	122.473,98
Recuperação de água(2)	R\$.ano <sup>-1</sup>	116,64	859,14
Recuperação de nutrientes(3)			
Nitrogênio	R\$.ano <sup>-1</sup>	14,40	106,07
Fósforo	R\$.ano <sup>-1</sup>	2,05	15,11
<b>Sub-total benefícios econômicos</b>	R\$.ano <sup>-1</sup>	<b>22.499,22</b>	<b>123.454,30</b>
<b>TOTAL GERAL DE BENEFÍCIOS TANGÍVEIS</b>	R\$.ano <sup>-1</sup>	<b>43.083,94</b>	<b>232.806,86</b>
<b>REUSO AGRÍCOLA MULTIFAMILIAR</b>			
<b>Sociais</b>			
Aumento Renda	R\$.ano <sup>-1</sup>	407.239,24	2.753.363,22
Economia conta d'água(1)	R\$.ano <sup>-1</sup>	6.300,66	46.409,23
<b>Sub-total benefícios sociais</b>	R\$.ano <sup>-1</sup>	<b>413.539,90</b>	<b>2.799.772,45</b>
<b>Econômicos</b>			
Faturamento agrícola	R\$.ano <sup>-1</sup>	427.812,50	2.904.901,25
Recuperação de água(2)	R\$.ano <sup>-1</sup>	6.998,40	51.548,65
Recuperação de nutrientes(3)			
Nitrogênio	R\$.ano <sup>-1</sup>	16.070,40	118.370,98
Fósforo	R\$.ano <sup>-1</sup>	7.387,20	54.412,47
<b>Sub-total benefícios econômicos</b>	R\$.ano <sup>-1</sup>	<b>458.268,50</b>	<b>3.129.233,35</b>
<b>TOTAL GERAL DE BENEFÍCIOS TANGÍVEIS</b>	R\$.ano <sup>-1</sup>	<b>871.808,40</b>	<b>5.929.005,80</b>

Fonte: O Autor.

#### 4.6.2. Sistemas multifamiliares

Entre as unidades de sistema destinadas à coleta, ao tratamento e à disposição final, a coleta, em comunidades com baixa densidade populacional, é responsável por mais de 60 % do orçamento (MASSOUD *et al.*, 2009). Otterpohl *et al.* (2002) afirmaram que na maioria dos sistemas de coleta e transporte de águas residuárias em áreas urbanas, o custo com estas instalações variam entre 70 e 80 % dos custos totais de implantação dos sistemas.

No intuito de avaliar comparativamente os custos dos sistemas descentralizados unifamiliares e multifamiliares, foram estimados os custos de implantação de seis sistemas multifamiliares (*Cluster's*) constituídos das seguintes unidades de sistema onde aplicável: ligação predial, rede coletora, emissário por gravidade e estação de tratamento.

O primeiro sistema, Cluster 1 foi composto por 4 domicílios e rede curta, o Cluster 2 por 5 domicílios com rede extensa, o Cluster 3 por 10 domicílios, o Cluster 4 por 21 domicílios, o Cluster 5 por 36 domicílios e o Cluster 6 por 60 domicílios, abrangendo, assim, todo o Assentamento Santa Cruz. A tabela 4.2 apresentou as características dos sistemas unifamiliares.

Os custos dos sistemas variaram entre R\$ 37.136,98 (4 domicílios) e R\$ 1.097.759,29 (60 domicílios), isto é 29,5 vezes maior. Este dado, por si só, pode demonstrar a tendência à falta de economia de escala, constada na literatura em comunidades com menos de 1.000 habitantes (HAMILTON *et al.*, 2004).

A Tabela 4.11 apresenta os custos de implantação por unidade de sistema além dos seus percentuais relativos ao valor total orçado.

**Tabela 4.11 – Custos de implantação por unidade de sistema – multifamiliar**

Unidade de Sistema	Cluster's											
	4 casas	%	5 casas	%	10 casas	%	21 casas	%	36 casas	%	60 casas	%
E.T.E.	21.227,47	57,16	24.657,86	35,57	41.795,72	21,90	79.498,97	29,78	130.890,45	26,00	212.959,70	19,40
REDE	13.385,46	36,04	42.148,27	60,79	116.356,21	60,98	150.475,00	56,37	334.065,22	66,35	538.998,06	49,10
EMISSÁRIO E.B.	1.508,17	4,06	1.508,17	2,18	1.508,17	0,79	4.451,51	1,67	5.959,69	1,18	300.159,19	27,34
EMISSÁRIO EFL.	1.015,88	2,74	1.015,88	1,47	1.015,88	0,53	2.402,31	0,90	2.402,31	0,48	15.397,53	1,40
TRAT. PRELIMINAR	0,00	0,00	0,00	0,00	30.133,41	15,79	30.132,60	1,29	30.189,00	6,00	30.244,81	2,76

Fonte: O Autor.

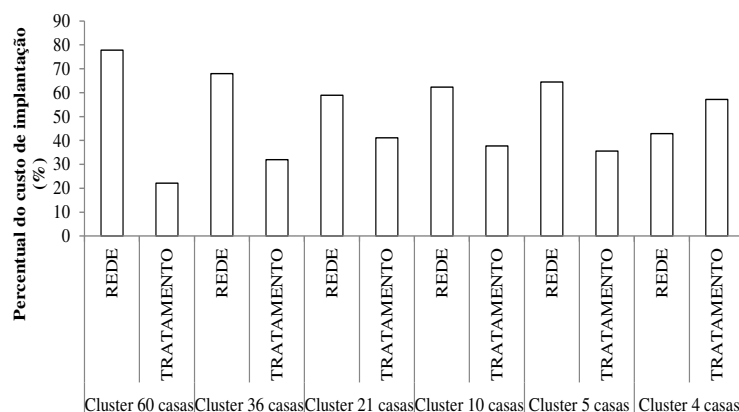
Os custos encontrados para implantação da rede coletora nos sistemas multifamiliares projetados no contexto do Assentamento Santa Cruz, com 60 residências, apresentou um percentual de 49,1 % dos custos totais de implantação, inferior ao apresentado pela literatura nessas condições (*op cit.*). Entretanto, para o Cluster 5 (36 domicílios) já se observa a tendência relatada pelos autores, apresentando percentual de 66,35 %, enquanto os demais sistemas apresentaram percentuais de 56,37 % (Cluster 4), 60,98 % (Cluster 3), 60,79 % (Cluster 2) e 36,04 % (Cluster 1).

Se, entretanto, for considerado o conceito de rede como sendo todo o sistema de transporte do efluente, excluindo a operação unitária de tratamento, incluindo-se assim nesses percentuais relativos os custos com emissário de esgoto bruto e de efluente, os resultados alteram-se confirmando as afirmações dos pesquisadores sobre a predominância dos gastos com transporte das excretas em sistemas comunitários e centralizados.

Fazendo-se uma regressão simples dos dados dos custos para as unidades de sistema rede e tratamento, observa-se uma correlação ( $r=0,73$ ) entre o número de residências atendidas e o aumento do percentual dos custos com coleta dos esgotos.

A Figura 4.8 apresenta a variação dos custos de rede e tratamento com o aumento do número de residências atendidas pelo projeto.

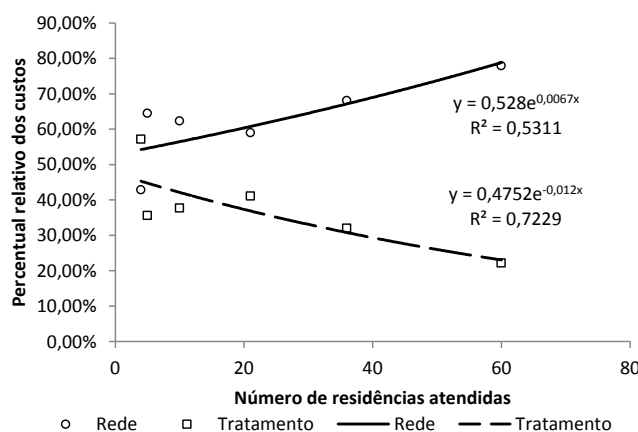
**Figura 4.8 – Variação dos custos de rede e tratamento nos sistemas multifamiliares**



Fonte: O Autor.

Como observado, a relação é inversa, e com correlação  $r=0,85$ , na medida em que o número de residências atendidas cresce o percentual relativo dos custos com o tratamento decai evidenciando economia de escala, tal como observado por Massoud *et al.* (2009). A Figura 4.9 apresenta a correlação entre o número de residências atendidas e o percentual dos custos.

**Figura 4.9 – correlação do número de residências atendidas e o percentual dos custos**

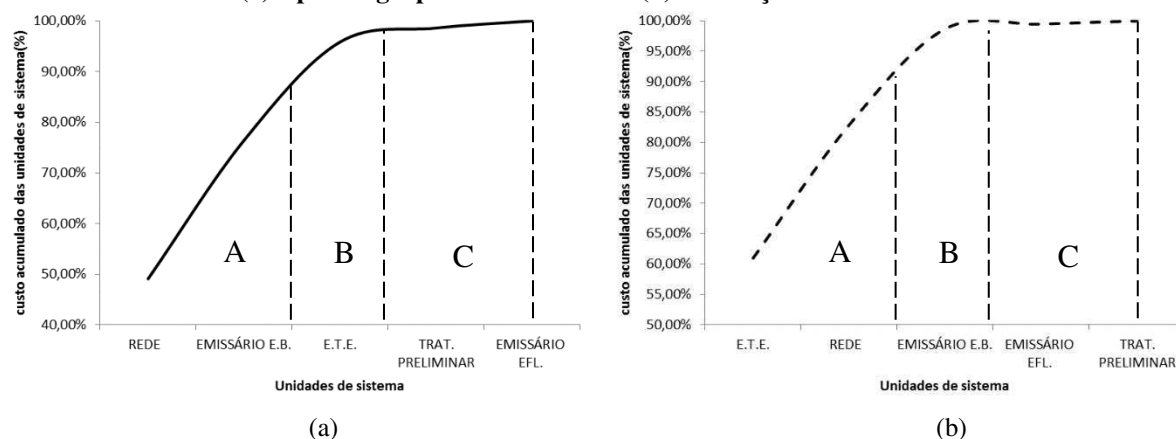


Fonte: O Autor.

Uma análise de Pareto com a plotagem da Curva de Pareto para o Cluster do Assentamento com 60 domicílios e 10 domicílios (MOREIRA, 2001; SLACK, 1997) mostra que o custo com a rede coletora constitui-se em parcela expressiva do custo total, situando-se na faixa entre 50 % e 65 %.

A Figura 4.10 mostra a Curva de Pareto para o sistema multifamiliar do Assentamento atendendo a 60 e a 10 domicílios.

**Figura 4.10 – Curva de Pareto para o sistema multifamiliar do Assentamento para o grupo de 60 domicílios (a) e para o grupo de 10 domicílios (b) em função das unidades de sistema**



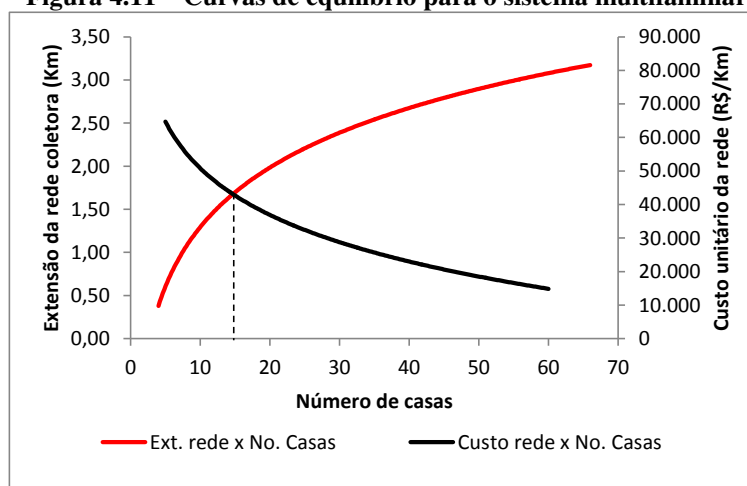
Fonte: O Autor.

O percentual dos gastos com o tratamento torna-se mais expressivos no sistema com menor número de residências (21,90 %), embora a rede ainda se constitua em custo importante (60,98 %), ambos situados na faixa A do nível de importância da Curva de Pareto (82,88 %). Os custos com o tratamento preliminar e emissário de efluente situam-se, nesses casos na faixa C do nível de importância representando, respectivamente 15,79 % e 0,53 %, o que os torna negligenciáveis no momento da tomada de decisão nas ações de gestão de custos dos sistemas. Entretanto, deve-se notar a importância que o Emissário de esgoto Bruto assume nos custos no sistema multifamiliar para 60 domicílios, representando expressivos 27,34 %, situando-os na faixa A do nível de importância da curva (76,44 %) juntamente com a rede (49,10 %). Consta-se que os sistemas de transporte assumem, definitivamente, grau de importância máxima nos sistemas descentralizados à medida que cresce o número de residências atendidas, enquanto o sistema de tratamento assume tendência inversa.

A análise revelou ainda, que a estação de tratamento constitui-se na faixa de importância para grupo de residências menores, enquanto o sistema de coleta composto por rede e emissários constitui-se o grupo de importância com o aumento do tamanho do sistema multifamiliar.

Considerando a tendência de incremento dos custos de rede com o aumento na sua extensão, e a economia de escala evidenciada pela redução nos custos com rede com o aumento no número de residências atendidas, a figura 4.11 apresenta o ponto de equilíbrio, a partir do qual, não compensaria agregar residências aos sistemas multifamiliares, e abaixo do qual o custo tornar-se-ia cada vez mais proibitivo, levando a decisão para o emprego de sistemas unifamiliares. O tamanho máximo para o bloco de residências a ser agrupado para tratamento com o mínimo custo para o item de rede coletora seria de 15 residências.

**Figura 4.11 – Curvas de equilíbrio para o sistema multifamiliar**



Fonte: O autor.

#### 4.6.3. Índice de custo e benefício dos sistemas de tratamento ( $I_{cb}$ )

Com base na Matriz do Conjunto de alternativas Viáveis obtidas na pré-seleção do Módulo II do Modelo MAATE – I, e nos custos unitários levantados e valorados a VPL no Módulo III, na sub-planilha de custos das unidades de sistema, foi possível estimar os custos totais das associações das alternativas pré-selecionadas, sendo possível calcular, com base nestes custos e nos benefícios tangíveis, o Índice de custo e benefício das alternativas associadas de tratamento com vistas ao reuso de águas residuárias na agricultura familiar. A Tabela 4.12 apresenta os custos totais, os benefícios tangíveis e o Índice de custo e benefício das alternativas de tratamento para o reuso, pré-selecionadas pelo Modelo MAATE – I.

A alternativa constituída pela associação da rede de coleta + estação UASB M + FaFint M + cloração (144), apresentou custos totais a VPL da ordem de R\$ 1.549.985,23, com  $I_{cb} = 0,261$ , o menor entre as alternativas de tratamento aplicáveis ao reuso. Em segundo lugar, com diferença irrelevante (0,046 %), e custo de R\$ 1.550.693,98 e  $I_{cb} = 0,262$  ficou a alternativa UASB M + FaFint + UV (146). Em terceiro lugar, porém com variação expressiva de 11,54% no  $I_{cb}$  (0,290), a alternativa unifamiliar 109, constituída pela associação do ECO1 + cloração aparece com custos totais da ordem de 67.587,14, isto é, uma diferença de 10,89 % em relação à melhor alternativa em termos de custo e benefício. Figurando com o mesmo  $I_{cb}$  de 0,302, ficaram alternativas de associações com o UASB C + FAN + cloro (alternativa 81) e UASB Y + FAN + cloração (alternativa 81). Com  $I_{cb}=0,305$ , ficaram as alternativas de reatores UASB Y associados ao FaFint e ao FAN + cloração (53 e 48) além do UASB C associado ao FAN + UV (83). Os maiores  $I_{cb}$  observados entre as alternativas unifamiliares

foram apresentados pelas alternativas tendo o tanque séptico como pré-tratamento ( $0,313 \leq I_{cb} \leq 0,318$ ) com custos totais variando entre R\$ 72.783,88 e R\$ 74.082,47.

A diferença de custos observada entre a alternativa mais cara com tanque séptico e com a estação compacta ECO1 é da ordem de 7,81 %, o que, considerando a qualidade sanitária atingida pelo efluente pela ECO1, na comparação com o tanque séptico, sugere sua escolha como alternativa promissora e viável do ponto de vista econômico e ambiental.

Quando se avalia a alternativa de tratamento multifamiliar constituída por um UASB convencional seguido de filtro de areia de fluxo intermitente com tratamento terciário por cloração e UV, observa-se que o  $I_{cb}$  foi o menor observado entre todas as alternativas pré-selecionadas modeladas, ficando na faixa de 0,261, com diferença expressiva de 17,92 % em relação à alternativa unifamiliar de maior  $I_{cb}$ . O custo da alternativa mais barata multifamiliar foi a alternativa 144, constituída pela associação do UASB M + FaFint M + cloração, com custos totais da ordem de R\$ 1.549.985,23, incluindo ligações prediais, rede coletora, interceptor, emissário e estação de tratamento para atendimento das 60 domicílios do Assentamento Santa Cruz.

## **4.7. Análise Multicritério e Multiobjetivo**

### **4.7.1. Ponderação dos decisores**

No intuito de internalizar aspectos não mensuráveis na análise puramente econômica dos sistemas de tratamento, no Módulo III do Modelo MAATE – I foram configurados critérios de avaliação de três objetivos fixados para as alternativas pré-selecionadas pela definição de pesos estabelecidos no processo de escolha dos sistemas.

Os objetivos de melhorias sociais, ambientais e econômicas foram estabelecidos e ponderados em um conjunto de critérios, com base na avaliação do decisor 1 (Projetista dos sistemas), decisor 2 (Analista Ambiental), e do decisor 3 (Técnico Ambiental).

A Tabela 4.13 apresenta o conjunto de critérios de avaliação das alternativas pré-selecionadas com os respectivos pesos atribuídos pelos decisores.



Tabela 4.12 – Custos totais, benefícios tangíveis e Índice de custo benefício  $I_{cb}$  das alternativas de tratamento.

Legenda	Alternativas pré-selecionadas				Custos totais a VPL (R\$)			Benefícios a VPL (R\$)							I <sub>cb</sub>
	Pré	Pós	Terc .	Disp.	Implantação	Op. & Man.	Total	Renda	Economia Água tratada	Faturam. Agrícola	Recup. De água	Recup. N	Recup. P	Total	
144	UASB M	FaFint M	Cloro	Reuso	1.038.376,30	511.608,93	1.549.985,23	2.753.363,22	46.409,23	2.904.901,25	51.548,65	118.370,98	54.412,47	5.929.005,80	0,26
146	UASB M	FaFint M	UV	Reuso	1.039.512,46	511.181,51	1.550.693,98	2.753.363,22	46.409,23	2.904.901,25	51.548,65	118.370,98	54.412,47	5.929.005,80	0,26
109	ECO 1	SIMPLES	Cloro	Reuso	44.996,33	22.590,81	67.587,14	106.906,44	2.446,12	122.473,98	859,14	106,07	15,11	232.806,86	0,29
111	ECO 1	SIMPLES	UV	Reuso	46.132,49	22.163,40	68.295,89	106.906,44	2.446,12	122.473,98	859,14	106,07	15,11	232.806,86	0,29
81	UASB C	FAN	Cloro	Reuso	46.353,42	23.929,57	70.282,99	106.906,44	2.446,12	122.473,98	859,14	106,07	15,11	232.806,86	0,30
46	UASB Y	FAN	Cloro	Reuso	46.448,85	23.929,57	70.378,42	106.906,44	2.446,12	122.473,98	859,14	106,07	15,11	232.806,86	0,30
88	UASB C	Fafint	Cloro	Reuso	46.521,36	24.351,49	70.872,84	106.906,44	2.446,12	122.473,98	859,14	106,07	15,11	232.806,86	0,30
53	UASB Y	Fafint	Cloro	Reuso	46.616,79	24.351,49	70.968,27	106.906,44	2.446,12	122.473,98	859,14	106,07	15,11	232.806,86	0,30
83	UASB C	FAN	UV	Reuso	47.489,58	23.502,16	70.991,74	106.906,44	2.446,12	122.473,98	859,14	106,07	15,11	232.806,86	0,30
48	UASB Y	FAN	UV	Reuso	47.585,01	23.502,16	71.087,17	106.906,44	2.446,12	122.473,98	859,14	106,07	15,11	232.806,86	0,31
90	UASB C	Fafint	UV	Reuso	47.657,52	23.924,07	71.581,59	106.906,44	2.446,12	122.473,98	859,14	106,07	15,11	232.806,86	0,31
55	UASB Y	Fafint	UV	Reuso	47.752,95	23.924,07	71.677,02	106.906,44	2.446,12	122.473,98	859,14	106,07	15,11	232.806,86	0,31
11	TS	FAN	Cloro	Reuso	48.660,21	24.123,66	72.783,88	106.906,44	2.446,12	122.473,98	859,14	106,07	15,11	232.806,86	0,31
18	TS	Fafint	Cloro	Reuso	48.828,15	24.545,57	73.373,73	106.906,44	2.446,12	122.473,98	859,14	106,07	15,11	232.806,86	0,32
13	TS	FAN	UV	Reuso	49.796,38	23.696,25	73.492,62	106.906,44	2.446,12	122.473,98	859,14	106,07	15,11	232.806,86	0,32
20	TS	Fafint	UV	Reuso	49.964,31	24.118,16	74.082,47	106.906,44	2.446,12	122.473,98	859,14	106,07	15,11	232.806,86	0,32

Fonte: O Autor.

Como pode ser observado na tabela 4.13, os decisores estão mais inclinados a aceitar alternativas que obtenham melhor desempenho, em primeiro lugar, em termos dos benefícios sociais ( $P = 0,40$ ), seguidos pelos benefícios econômicos decorrentes da implantação dos sistemas ( $P = 0,317$ ), e em último lugar, pelos benefícios ambientais ( $P = 0,283$ ).

**Tabela 4.13 - Conjunto de critérios de avaliação das alternativas pré-selecionadas com os respectivos pesos atribuídos pelos decisores**

Item	Critérios	Pesos				Peso Final
		Grupo decisor 1	Grupo decisor 2	Grupo decisor 3	Peso dos objetivos	
<b>1</b>	<b>Sociais</b>	<b>0,40</b>	<b>0,40</b>	<b>0,40</b>	<b>0,40</b>	<b>0,400</b>
a	Redução de doenças	9,00	8,00	7,00	8,00	3,20
b	Aumento de renda	7,00	6,00	4,00	5,67	2,27
c	Economia de água	8,00	5,00	5,00	6,00	2,40
<b>2</b>	<b>Ambientais<sup>(1)</sup></b>	<b>0,30</b>	<b>0,25</b>	<b>0,30</b>	<b>0,28</b>	<b>0,283</b>
a	DQO	5,00	6,00	6,00	5,67	1,61
b	SST	4,00	7,00	7,00	6,00	1,70
c	SSV	4,00	7,00	7,00	6,00	1,70
d	NTK	2,00	4,00	4,00	3,33	0,94
e	NH <sub>4</sub>	2,00	4,00	4,00	3,33	0,94
f	P <sub>tot</sub>	2,00	2,00	3,00	2,33	0,66
g	PO <sub>4</sub>	2,00	2,00	3,00	2,33	0,66
h	CTT	4,00	7,00	5,00	5,33	1,51
i	OH	5,00	8,00	7,00	6,67	1,89
<b>3</b>	<b>Econômicos</b>	<b>0,30</b>	<b>0,35</b>	<b>0,30</b>	<b>0,32</b>	<b>0,317</b>
a	Custos implantação	5,00	7,00	4,00	5,33	1,69
b	Custos OP & MAN	3,00	9,00	5,00	5,67	1,79
c	Faturamento agrícola	8,00	7,00	6,00	7,00	2,22
d	Recuperação de Água	8,00	6,00	7,00	7,00	2,22
e	Recuperação de Nutrientes	9,00	8,00	6,00	7,67	2,43

(1) - importância da remoção de poluentes do parâmetro

Fonte: O Autor.

Nos critérios sociais, o aspecto da redução das doenças na comunidade foi o item com ponderação mais expressiva ( $p = 3,20$ ), seguida pelo aumento de renda ( $p = 2,27$ ) e economia de água ( $p = 2,40$ ), o que poderá influenciar a seleção de alternativas para a busca de sistemas de tratamento que sejam mais eficientes em termos dos parâmetros sanitários.

Nos critérios econômicos, observa-se uma ponderação mais forte pela recuperação de nutrientes ( $p = 2,43$ ), seguido pelo aspecto de faturamento agrícola e recuperação de água ( $p = 2,22$ ). Os custos de implantação e de operação e manutenção foram os menos privilegiados com valores de ponderação respectivamente  $p = 1,79$  e  $1,69$ .

Do ponto de vista ambiental, os aspectos considerados mais relevantes pelos decisores ficaram relacionados à capacidade de remoção de ovos de helmintos ( $p = 1,89$ ) seguida pela

remoção de Sólidos (1,70) e DQO (1,61), para então dar prioridade à remoção de patógenos (CTT) com  $p = 1,51$ . Os demais parâmetros relacionados às frações de nutrientes ficaram com a mais baixa ponderação da ordem de 0,66 a 0,94, dada a compreensão que os decisores possuem de que se privilegia em esgotamento sanitário descentralizado a recuperação dos nutrientes para o reuso na agricultura familiar.

#### **4.7.2. Matriz de Avaliação das alternativas**

##### **4.7.2.1. Ponderação Original dos decisores**

Tendo sido estabelecida a ponderação dos decisores no Modelo Multiobjetivo, foram calculadas as Matrizes de Avaliação das alternativas para a ponderação  $s = 1$ ,  $s = 2$  e  $s = \infty$  conforme a metodologia da *Programação de Compromisso* (JARDIM e LANA, 2003; ZELENÍ, 1973). A Tabela 4.14 apresenta os *Índices de Proximidade*  $L_s$  para  $s = 1$ , a Tabela 4.15 apresenta os *Índices de Proximidade*  $L_s$  para  $s = 2$  e a Tabela 4.16 apresenta os valores de  $L_s$  para  $s = \infty$  para o conjunto de alternativas de tratamento em função dos critérios de cada objetivo estabelecido para a seleção.

Tabela 4.14 - Índices de Proximidade  $L_s$  para  $s = 1$ 

Alternativas de tratamento				Critérios Ambientais da qualidade físico-química e sanitária do efluente										Sociais			Econômicos					S = 1
Pré	Pós	Terc.	Disp.	Parâmetros Físico-químicos							Sanitários			Saúde	Renda	Economia de água	Custos de implantação	Custos de OP & MAN	Receita agrícola	Recuperação de água	Recuperação de Nutrientes	$L_s$
				DQOef	SSTef	SSVef	NTKef	NH4+ef	Ptot	PO4-ef	CTT	OH	CTT T.Terc									
TS	SIMPLES	+	Solo	1,516	1,393	1,037	0,885	0,846	0,440	1,042	1,561	0,090	!	3,065	2,267	2,400	0,013	0,016	2,217	2,428	0,317	21,53
TS	FAN	+	Solo	0,579	0,601	0,463	0,861	0,853	0,098	1,366	0,364	!	!	2,021	2,267	2,400	0,020	0,027	2,217	2,428	0,317	16,88
TS	FAN	Cloro	Reuso	0,579	0,601	0,463	0,861	0,853	0,098	1,366	0,364	!	1,575	0,591	0,354	0,000	0,084	0,104	2,123	2,387	0,316	12,72
TS	FAN	UV	Reuso	0,579	0,601	0,463	0,861	0,853	0,098	1,366	0,364	!	0,811	0,000	0,354	0,000	0,086	0,105	2,123	2,387	0,316	11,37
TS	Fafint	+	Solo	0,182	0,556	0,667	0,012	0,000	0,000	0,800	0,015	0,002	!	1,848	2,267	2,400	0,020	0,028	2,217	2,428	0,317	13,76
TS	Fafint	Cloro	Reuso	0,182	0,556	0,667	0,012	0,000	0,000	0,800	0,015	0,002	0,064	0,590	0,420	0,000	0,084	0,105	2,123	2,387	0,316	8,33
TS	Fafint	UV	Reuso	0,182	0,556	0,667	0,012	0,000	0,000	0,800	0,015	0,002	0,807	0,000	0,420	0,000	0,086	0,106	2,123	2,387	0,316	8,48
UASB Y	SIMPLES	+	Solo	1,606	1,236	1,700	0,849	0,881	0,661	0,172	1,193	0,090	!	2,913	2,267	2,400	0,009	0,013	2,217	2,428	0,317	20,95
UASB Y	FAN	+	Solo	0,612	0,529	0,756	0,825	0,888	0,260	0,557	0,277	!	!	1,978	2,267	2,400	0,016	0,023	2,217	2,428	0,317	16,35
UASB Y	FAN	Cloro	Reuso	0,612	0,529	0,756	0,825	0,888	0,260	0,557	0,277	!	1,198	0,591	0,245	0,000	0,080	0,101	2,123	2,387	0,316	11,75
UASB Y	FAN	UV	Reuso	0,612	0,529	0,756	0,825	0,888	0,260	0,557	0,277	!	0,810	0,000	0,245	0,000	0,082	0,102	2,123	2,387	0,316	10,77
UASB Y	Fafint	+	Solo	0,216	0,511	0,520	0,016	0,002	0,179	0,000	0,000	0,002	!	1,841	2,267	2,400	0,016	0,024	2,217	2,428	0,317	12,95
UASB Y	Fafint	Cloro	Reuso	0,216	0,511	0,520	0,016	0,002	0,179	0,000	0,000	0,002	0,000	0,590	0,300	0,000	0,080	0,101	2,123	2,387	0,316	7,34
UASB Y	Fafint	UV	Reuso	0,216	0,511	0,520	0,016	0,002	0,179	0,000	0,000	0,002	0,807	0,000	0,300	0,000	0,082	0,102	2,123	2,387	0,316	7,56
UASB C	SIMPLES	+	Solo	1,361	1,700	1,386	0,944	0,936	0,576	1,198	1,889	0,090	!	3,200	2,267	2,400	0,009	0,013	2,217	2,428	0,317	22,93
UASB C	FAN	+	Solo	0,521	0,710	0,640	0,920	0,944	0,198	1,511	0,437	!	!	2,057	2,267	2,400	0,016	0,023	2,217	2,428	0,317	17,61
UASB C	FAN	Cloro	Reuso	0,521	0,710	0,640	0,920	0,944	0,198	1,511	0,437	!	1,889	0,591	0,232	0,000	0,080	0,100	2,123	2,387	0,316	13,60
UASB C	FAN	UV	Reuso	0,521	0,710	0,640	0,920	0,944	0,198	1,511	0,437	!	0,812	0,000	0,232	0,000	0,082	0,101	2,123	2,387	0,316	11,94
UASB C	Fafint	+	Solo	0,123	0,593	0,590	0,000	0,005	0,110	0,944	0,028	0,002	!	1,855	2,267	2,400	0,016	0,024	2,217	2,428	0,317	13,92
UASB C	Fafint	Cloro	Reuso	0,123	0,593	0,590	0,000	0,005	0,110	0,944	0,028	0,002	0,122	0,590	0,293	0,000	0,080	0,101	2,123	2,387	0,316	8,41
UASB C	Fafint	UV	Reuso	0,123	0,593	0,590	0,000	0,005	0,110	0,944	0,028	0,002	0,807	0,000	0,293	0,000	0,082	0,102	2,123	2,387	0,316	8,51
ECO 1	SIMPLES	+	Solo	0,000	0,000	0,000	0,275	0,486	0,624	1,451	0,002	0,002	!	2,420	2,267	2,400	0,013	0,019	2,217	2,428	0,317	14,92
ECO 1	SIMPLES	Cloro	Reuso	0,000	0,000	0,000	0,275	0,486	0,624	1,451	0,002	0,002	0,007	0,590	0,000	0,000	0,078	0,097	2,123	2,387	0,316	8,44
ECO 1	SIMPLES	UV	Reuso	0,000	0,000	0,000	0,275	0,486	0,624	1,451	0,002	0,002	0,807	0,000	0,000	0,000	0,080	0,098	2,123	2,387	0,316	8,65
UASB M	FaFint M	+	Solo	0,123	0,593	0,590	0,000	0,005	0,110	0,944	0,028	0,002	!	1,855	2,267	2,400	1,728	2,138	2,217	2,428	0,317	17,74
UASB M	FaFint M	Cloro	Reuso	0,123	0,593	0,590	0,000	0,005	0,110	0,944	0,028	0,002	0,122	0,590	0,346	0,000	1,792	2,216	0,000	0,000	0,000	7,46
UASB M	FaFint M	UV	Reuso	0,123	0,593	0,590	0,000	0,005	0,110	0,944	0,028	0,002	0,807	0,000	0,346	0,000	1,794	2,217	0,000	0,000	0,000	7,56

Fonte: O Autor.

Tabela 4.15 - Índices de Proximidade  $L_s$  para  $s = 2$ 

Alternativas de tratamento				Critérios Ambientais da qualidade físico-química e sanitária do efluente									Sociais			Econômicos					S = 2	
Pré	Pós	Terc.	Disp.	Parâmetros Físico-químicos					Sanitários				Saúde	Renda	Economia de água	Custos de Implantação	Custos de OP & MAN	Receita agrícola	Recuperação de água	Recuperação de nutrientes	Ls	
				DQOef	SSTef	SSVef	NTKef	NH4+ef	Ptot	PO4-ef	CTT	OH										CTT T.Terc
TS	SIMPLES	+	Solo	2,297	1,941	1,075	0,783	0,715	0,193	1,085	2,437	0,008	!	9,391	5,138	5,760	0,000	0,000	4,914	5,894	0,100	6,46
TS	FAN	+	Solo	0,335	0,361	0,214	0,741	0,727	0,010	1,865	0,133	!	!	4,085	5,138	5,760	0,000	0,001	4,914	5,894	0,100	5,50
TS	FAN	Cloro	Reuso	0,335	0,361	0,214	0,741	0,727	0,010	1,865	0,133	!	2,481	0,349	0,125	0,000	0,007	0,011	4,508	5,699	0,100	4,20
TS	FAN	UV	Reuso	0,335	0,361	0,214	0,741	0,727	0,010	1,865	0,133	!	0,658	0,000	0,125	0,000	0,007	0,011	4,508	5,699	0,100	3,94
TS	Fafint	+	Solo	0,033	0,309	0,445	0,000	0,000	0,000	0,640	0,000	0,000	!	3,415	5,138	5,760	0,000	0,001	4,914	5,894	0,100	5,16
TS	Fafint	Cloro	Reuso	0,033	0,309	0,445	0,000	0,000	0,000	0,640	0,000	0,000	0,004	0,349	0,177	0,000	0,007	0,011	4,508	5,699	0,100	3,50
TS	Fafint	UV	Reuso	0,033	0,309	0,445	0,000	0,000	0,000	0,640	0,000	0,000	0,651	0,000	0,177	0,000	0,007	0,011	4,508	5,699	0,100	3,55
UASB Y	SIMPLES	+	Solo	2,578	1,527	2,890	0,721	0,776	0,437	0,030	1,424	0,008	!	8,484	5,138	5,760	0,000	0,000	4,914	5,894	0,100	6,38
UASB Y	FAN	+	Solo	0,374	0,280	0,572	0,681	0,789	0,068	0,310	0,077	!	!	3,912	5,138	5,760	0,000	0,001	4,914	5,894	0,100	5,37
UASB Y	FAN	Cloro	Reuso	0,374	0,280	0,572	0,681	0,789	0,068	0,310	0,077	!	1,436	0,349	0,060	0,000	0,006	0,010	4,508	5,699	0,100	3,91
UASB Y	FAN	UV	Reuso	0,374	0,280	0,572	0,681	0,789	0,068	0,310	0,077	!	0,656	0,000	0,060	0,000	0,007	0,010	4,508	5,699	0,100	3,77
UASB Y	Fafint	+	Solo	0,047	0,261	0,270	0,000	0,000	0,032	0,000	0,000	0,000	!	3,388	5,138	5,760	0,000	0,001	4,914	5,894	0,100	5,08
UASB Y	Fafint	Cloro	Reuso	0,047	0,261	0,270	0,000	0,000	0,032	0,000	0,000	0,000	0,000	0,349	0,090	0,000	0,006	0,010	4,508	5,699	0,100	3,37
UASB Y	Fafint	UV	Reuso	0,047	0,261	0,270	0,000	0,000	0,032	0,000	0,000	0,000	0,651	0,000	0,090	0,000	0,007	0,010	4,508	5,699	0,100	3,42
UASB C	SIMPLES	+	Solo	1,851	2,890	1,920	0,892	0,875	0,331	1,436	3,568	0,008	!	10,240	5,138	5,760	0,000	0,000	4,914	5,894	0,100	6,77
UASB C	FAN	+	Solo	0,272	0,505	0,410	0,846	0,892	0,039	2,283	0,191	!	!	4,232	5,138	5,760	0,000	0,001	4,914	5,894	0,100	5,61
UASB C	FAN	Cloro	Reuso	0,272	0,505	0,410	0,846	0,892	0,039	2,283	0,191	!	3,568	0,349	0,054	0,000	0,006	0,010	4,508	5,699	0,100	4,44
UASB C	FAN	UV	Reuso	0,272	0,505	0,410	0,846	0,892	0,039	2,283	0,191	!	0,660	0,000	0,054	0,000	0,007	0,010	4,508	5,699	0,100	4,06
UASB C	Fafint	+	Solo	0,015	0,352	0,348	0,000	0,000	0,012	0,891	0,001	0,000	!	3,439	5,138	5,760	0,000	0,001	4,914	5,894	0,100	5,18
UASB C	Fafint	Cloro	Reuso	0,015	0,352	0,348	0,000	0,000	0,012	0,891	0,001	0,000	0,015	0,349	0,086	0,000	0,006	0,010	4,508	5,699	0,100	3,52
UASB C	Fafint	UV	Reuso	0,015	0,352	0,348	0,000	0,000	0,012	0,891	0,001	0,000	0,651	0,000	0,086	0,000	0,007	0,010	4,508	5,699	0,100	3,56
ECO 1	SIMPLES	+	Solo	0,000	0,000	0,000	0,076	0,236	0,390	2,105	0,000	0,000	!	5,857	5,138	5,760	0,000	0,000	4,914	5,894	0,100	5,52
ECO 1	SIMPLES	Cloro	Reuso	0,000	0,000	0,000	0,076	0,236	0,390	2,105	0,000	0,000	0,000	0,349	0,000	0,000	0,006	0,009	4,508	5,699	0,100	3,67
ECO 1	SIMPLES	UV	Reuso	0,000	0,000	0,000	0,076	0,236	0,390	2,105	0,000	0,000	0,651	0,000	0,000	0,000	0,006	0,010	4,508	5,699	0,100	3,71
UASB M	FaFint M	+	Solo	0,015	0,352	0,348	0,000	0,000	0,012	0,891	0,001	0,000	!	3,439	5,138	5,760	2,986	4,572	4,914	5,894	0,100	5,87
UASB M	FaFint M	Cloro	Reuso	0,015	0,352	0,348	0,000	0,000	0,012	0,891	0,001	0,000	0,015	0,349	0,120	0,000	3,213	4,909	0,000	0,000	0,000	3,20
UASB M	FaFint M	UV	Reuso	0,015	0,352	0,348	0,000	0,000	0,012	0,891	0,001	0,000	0,651	0,000	0,120	0,000	3,220	4,914	0,000	0,000	0,000	3,24

Fonte: O Autor.

Tabela 4.16 - Índices de Proximidade  $L_s$  para  $s = \infty$ 

Alternativas de tratamento				Critérios Ambientais da qualidade físico-química e sanitária do efluente									Sociais			Econômicos				$S = \infty$		
Pré	Pós	Terc.	Disp.	Parâmetros Físico-químicos						Sanitários			Saúde	Renda	Economia de água	Custos de implantação	Custos OP & MAN	Receita agrícola a	Recuperação de água a	Recuperação de Nutrientes	Ls	
				DQOef	SSTef	SSVef	NTKef	NH4+ef	Ptot	PO4-ef	CTT	OH										CTT T.Terc
TS	SIMPLES	+	Solo	1,516	1,393	1,037	0,885	0,846	0,440	1,042	1,561	0,090	!	3,065	2,267	2,400	0,013	0,016	2,217	2,428	0,317	3,06
TS	FAN	+	Solo	0,579	0,601	0,463	0,861	0,853	0,098	1,366	0,364	!	!	2,021	2,267	2,400	0,020	0,027	2,217	2,428	0,317	2,43
TS	FAN	Cloro	Reuso	0,579	0,601	0,463	0,861	0,853	0,098	1,366	0,364	!	1,575	0,591	0,354	0,000	0,084	0,104	2,123	2,387	0,316	2,39
TS	FAN	UV	Reuso	0,579	0,601	0,463	0,861	0,853	0,098	1,366	0,364	!	0,811	0,000	0,354	0,000	0,086	0,105	2,123	2,387	0,316	2,39
TS	Fafint	+	Solo	0,182	0,556	0,667	0,012	0,000	0,000	0,800	0,015	0,002	!	1,848	2,267	2,400	0,020	0,028	2,217	2,428	0,317	2,43
TS	Fafint	Cloro	Reuso	0,182	0,556	0,667	0,012	0,000	0,000	0,800	0,015	0,002	0,064	0,590	0,420	0,000	0,084	0,105	2,123	2,387	0,316	2,39
TS	Fafint	UV	Reuso	0,182	0,556	0,667	0,012	0,000	0,000	0,800	0,015	0,002	0,807	0,000	0,420	0,000	0,086	0,106	2,123	2,387	0,316	2,39
UASB Y	SIMPLES	+	Solo	1,606	1,236	1,700	0,849	0,881	0,661	0,172	1,193	0,090	!	2,913	2,267	2,400	0,009	0,013	2,217	2,428	0,317	2,91
UASB Y	FAN	+	Solo	0,612	0,529	0,756	0,825	0,888	0,260	0,557	0,277	!	!	1,978	2,267	2,400	0,016	0,023	2,217	2,428	0,317	2,43
UASB Y	FAN	Cloro	Reuso	0,612	0,529	0,756	0,825	0,888	0,260	0,557	0,277	!	1,198	0,591	0,245	0,000	0,080	0,101	2,123	2,387	0,316	2,39
UASB Y	FAN	UV	Reuso	0,612	0,529	0,756	0,825	0,888	0,260	0,557	0,277	!	0,810	0,000	0,245	0,000	0,082	0,102	2,123	2,387	0,316	2,39
UASB Y	Fafint	+	Solo	0,216	0,511	0,520	0,016	0,002	0,179	0,000	0,000	0,002	!	1,841	2,267	2,400	0,016	0,024	2,217	2,428	0,317	2,43
UASB Y	Fafint	Cloro	Reuso	0,216	0,511	0,520	0,016	0,002	0,179	0,000	0,000	0,002	0,000	0,590	0,300	0,000	0,080	0,101	2,123	2,387	0,316	2,39
UASB Y	Fafint	UV	Reuso	0,216	0,511	0,520	0,016	0,002	0,179	0,000	0,000	0,002	0,807	0,000	0,300	0,000	0,082	0,102	2,123	2,387	0,316	2,39
UASB C	SIMPLES	+	Solo	1,361	1,700	1,386	0,944	0,936	0,576	1,198	1,889	0,090	!	3,200	2,267	2,400	0,009	0,013	2,217	2,428	0,317	3,20
UASB C	FAN	+	Solo	0,521	0,710	0,640	0,920	0,944	0,198	1,511	0,437	!	!	2,057	2,267	2,400	0,016	0,023	2,217	2,428	0,317	2,43
UASB C	FAN	Cloro	Reuso	0,521	0,710	0,640	0,920	0,944	0,198	1,511	0,437	!	1,889	0,591	0,232	0,000	0,080	0,100	2,123	2,387	0,316	2,39
UASB C	FAN	UV	Reuso	0,521	0,710	0,640	0,920	0,944	0,198	1,511	0,437	!	0,812	0,000	0,232	0,000	0,082	0,101	2,123	2,387	0,316	2,39
UASB C	Fafint	+	Solo	0,123	0,593	0,590	0,000	0,005	0,110	0,944	0,028	0,002	!	1,855	2,267	2,400	0,016	0,024	2,217	2,428	0,317	2,43
UASB C	Fafint	Cloro	Reuso	0,123	0,593	0,590	0,000	0,005	0,110	0,944	0,028	0,002	0,122	0,590	0,293	0,000	0,080	0,101	2,123	2,387	0,316	2,39
UASB C	Fafint	UV	Reuso	0,123	0,593	0,590	0,000	0,005	0,110	0,944	0,028	0,002	0,807	0,000	0,293	0,000	0,082	0,102	2,123	2,387	0,316	2,39
ECO 1	SIMPLES	+	Solo	0,000	0,000	0,000	0,275	0,486	0,624	1,451	0,002	0,002	!	2,420	2,267	2,400	0,013	0,019	2,217	2,428	0,317	2,43
ECO 1	SIMPLES	Cloro	Reuso	0,000	0,000	0,000	0,275	0,486	0,624	1,451	0,002	0,002	0,007	0,590	0,000	0,000	0,078	0,097	2,123	2,387	0,316	2,39
ECO 1	SIMPLES	UV	Reuso	0,000	0,000	0,000	0,275	0,486	0,624	1,451	0,002	0,002	0,807	0,000	0,000	0,000	0,080	0,098	2,123	2,387	0,316	2,39
UASB M	FaFint M	+	Solo	0,123	0,593	0,590	0,000	0,005	0,110	0,944	0,028	0,002	!	1,855	2,267	2,400	1,728	2,138	2,217	2,428	0,317	2,43
UASB M	FaFint M	Cloro	Reuso	0,123	0,593	0,590	0,000	0,005	0,110	0,944	0,028	0,002	0,122	0,590	0,346	0,000	1,792	2,216	0,000	0,000	0,000	2,22
UASB M	FaFint M	UV	Reuso	0,123	0,593	0,590	0,000	0,005	0,110	0,944	0,028	0,002	0,807	0,000	0,346	0,000	1,794	2,217	0,000	0,000	0,000	2,22

Fonte: O Autor.

Com base na Matriz de Avaliação das alternativas estabeleceu-se uma classificação das alternativas por ordem crescente do *Índice de Proximidade*  $L_s$ , procurando estabelecer o grupo das *soluções de* melhor compromisso, isto é, aquelas para as quais o  $L_s$  é o menor possível, aproximando-a da solução ideal (SOUZA *et al.*, 2001; ZELENY, 1973). A Tabela 4.17 apresenta a classificação das alternativas segundo o método multicritério dos *Índices de Proximidade*  $L_s$  para  $s = 1$ ,  $s = 2$  e  $s = \infty$ , calculados de acordo com a ponderação original dos decisores.

**Tabela 4.17 – classificação das alternativas segundo o método multiobjetivo do Índice de Proximidade  $L_s$  para a ponderação original dos decisores ( $s = 1$ ,  $s = 2$  e  $s = \infty$ ).**

Alt.	Associações entre alternativas				$L_s S = 1$	$L_s S = 2$	$L_s S = \infty$	Icb
144	UASB M	FaFint M	Cloro	Reuso	7,46	3,20	2,22	0,261
146	UASB M	FaFint M	UV	Reuso	7,56	3,24	2,22	0,262
53	UASB Y	Fafint	Cloro	Reuso	7,34	3,37	2,39	0,305
55	UASB Y	Fafint	UV	Reuso	7,56	3,42	2,39	0,308
18	TS	Fafint	Cloro	Reuso	8,33	3,50	2,39	0,315
88	UASB C	Fafint	Cloro	Reuso	8,41	3,52	2,39	0,304
20	TS	Fafint	UV	Reuso	8,48	3,55	2,39	0,318
90	UASB C	Fafint	UV	Reuso	8,51	3,56	2,39	0,307
109	ECO 1	SIMPLES	Cloro	Reuso	8,44	3,67	2,39	0,290
111	ECO 1	SIMPLES	UV	Reuso	8,65	3,71	2,39	0,293
48	UASB Y	FAN	UV	Reuso	10,77	3,77	2,39	0,305
46	UASB Y	FAN	Cloro	Reuso	11,75	3,91	2,39	0,302
13	TS	FAN	UV	Reuso	11,37	3,94	2,39	0,316
83	UASB C	FAN	UV	Reuso	11,94	4,06	2,39	0,305
11	TS	FAN	Cloro	Reuso	12,72	4,20	2,39	0,313
81	UASB C	FAN	Cloro	Reuso	13,60	4,44	2,39	0,302
50	UASB Y	Fafint	+	Solo	12,95	5,08	2,43	-
15	TS	Fafint	+	Solo	13,76	5,16	2,43	-
85	UASB C	Fafint	+	Solo	13,92	5,18	2,43	-
43	UASB Y	FAN	+	Solo	16,35	5,37	2,43	-
8	TS	FAN	+	Solo	16,88	5,50	2,43	-
106	ECO 1	SIMPLES	+	Solo	14,92	5,52	2,43	-
78	UASB C	FAN	+	Solo	17,61	5,61	2,43	-
141	UASB M	FaFint M	+	Solo	17,74	5,87	2,43	-
36	UASB Y	SIMPLES	+	Solo	20,95	6,38	2,91	-
1	TS	SIMPLES	+	Solo	21,53	6,46	3,06	-
71	UASB C	SIMPLES	+	Solo	22,93	6,77	3,20	-

Fonte: O Autor.

#### 4.7.2.2. Análise do Índice de Proximidade segundo a ponderação dos decisores.

A análise da Tabela 4.17 para a ponderação  $s = 1$ , a qual expressa um maior distanciamento entre os valores de  $L_s$ , e, portanto, uma menor influência da ponderação estabelecida pelos decisores, mostra a alternativa 71, seguida da alternativa 1, constituída s, respectivamente pelos reatores UASB C + solo e TS + solo como as piores alternativas para

se atingir os objetivos do projeto com  $L_s$  ( $s=1$ ) respectivos 22,93 e 21,53. Nota-se uma tendência de melhoria do Índice de proximidade dessas alternativas, à medida que se iniciam as associações dos reatores com o pós-tratamento secundário (FAN e FaFint). A modificação do destino final também altera substancialmente o valor de  $L_s$ , caindo do maior valor observado para disposição no solo com  $L_s=22,93$  (UASB C + solo) para  $L_s=13,60$  (UASBC + FAN + Cloração + reuso). Entretanto, observa-se que a alternativa 90, UASB C + FaFint + UV + reuso ( $L_s = 8,51$ ) aparece praticamente igualada com a alternativa 111, ECO 1 + UV + reuso ( $L_s=8,65$ ), com diferença de apenas 5,17%, o que pode ser explicado pelo fato da ECO1 ser constituída por reatores anaeróbios seguidos de filtro de areia com alta taxa de aplicação superficial ( $T_{as}=1,25 \text{ m.dia}^{-1}$ ), enquanto o UASB C fornece efluente ao FaFint o qual possui uma maior altura da camada de areia e uma expressivamente menor taxa de aplicação superficial ( $T_{as} = 0,40 \text{ m.dia}^{-1}$ ), melhorando, assim, a sua performance.

Com a introdução do pós-tratamento terciário para o reuso do efluente como destino final, os Índices de Proximidade mostram melhora expressiva no seu valor na comparação com a melhor alternativa observada para o lançamento no solo (alternativa 81 – UASB C + FAN + cloro + reuso –  $L_s = 13,60$ ). O melhor valor foi apresentado pela alternativa 53, constituída da associação do UASB Y + FaFint + cloro + reuso, com  $L_s = 7,34$ , um valor cerca de 1,8 vezes menor.

A associação do UASB Y + FAN + cloração (alternativa 46) apresentou melhor desempenho multicritério do que a associação do TS + FAN + cloração (alternativa 11), com índices respectivamente de 11,75 e 12,72, com diferença, expressiva de 8,25 %.

Importante é observar a posição atingida pela alternativa multifamiliar (146) constituída pela associação do UASB M + FaFint M + UV + reuso, com  $L_s = 7,46$ , na comparação com a mesma associação porém sem a aplicação de tratamento terciário e com destino final no solo (Alternativa 141), apresentando  $L_s = 17,74$ . A diferença expressiva, da ordem de 57,94 %, mostra a influência do aspecto socioeconômico na escolha das alternativas associadas a um tratamento terciário de desinfecção seguido de reuso agrícola na agricultura familiar.

Todavia, tomando-se as cinco primeiras alternativas como um *grupo de* melhor compromisso nessa análise para  $s = 1$ , a alternativa multifamiliar apresentou o segundo melhor desempenho aparecendo na 2ª posição. A alternativa 146, constituída pelo UASB M + FaFint + UV + reuso, aparece em 3º. lugar com  $L_s = 7,56$ , igualada com a alternativa unifamiliar 55 constituída pelo UASBY + FaFint + UV + reuso. É possível que os custos totais aliados à boa qualidade do efluente tanto em termos sanitários quanto físico-químicos



da associação com o FaFint e desinfecção por UV tenham influenciado a classificação, já que o critério econômico foi o segundo mais significativo na ponderação dos decisores.

No grupo das cinco primeiras alternativas para  $s = 1$ , observa-se a alternativa 18 constituída pela associação da TS + FaFint + cloração, com  $L_s = 8,33$ , classificada em 5º lugar, precedida pelas quatro primeiras alternativas, essencialmente constituída s por associações entre reatores UASB e FaFint seguidos ou de cloração ou reuso. A alternativa 55, constituída por UASBY + FaFint + UV, aparece na classificação com  $L_s=7,56$ , com diferença expressiva de 10,18% em relação à alternativa 18, sugerindo a superioridade do reator UASB na preferência dos decisores. Entretanto, é possível que o posicionamento mais consistente das alternativas 53, 144, 146 e 55 se dê por conta do pós-tratamento com o filtro de areia. O desempenho do FaFint aliado à percepção dos decisores em relação a essa associação de tratamento, pode ter influenciado nesse resultado. Os Índices  $L_s$  respectivos foram 7,340, 7,460 e 7,560 e 7,564, com diferenças respectivas, em relação à primeira colocada, a alternativa 53 (UASBY+ FaFint + cloração) de 1,63% para a segunda colocada e de 2,99% para a terceira e quarta colocadas. Em verdade, a decisão de escolha da melhor alternativa foi obtida, nesta metodologia, com base na classificação do grupo de melhor compromisso das alternativas pré-selecionadas para os valores de  $L_s$  calculados com o peso  $s=2$  (JARDIM e LANA, 2003; SOUZA *et al.* 2001; BEULA e PRASAD, 2012).

Quando a classificação leva em conta o peso  $s = 2$  para a ponderação atribuída pelos decisores, da análise da Tabela 4.17, a qual expressa um menor distanciamento entre os valores de  $L_s$  das alternativas, houve alteração da classificação, porém, com a alternativa vencedora UASB M + FaFint M + cloração + reuso (No. 144) ( $L_s = 3,20$ ), sendo a alternativa UASB M + FaFint + UV + reuso (No. 146;  $L_s = 3,24$ ) a segunda colocada, com uma diferença inexpressiva entre elas, da ordem de 1,25 %, o que demonstra pouca influência do desempenho de remoção, tanto quanto da percepção dos decisores na escolha da desinfecção por UV ou por cloração.

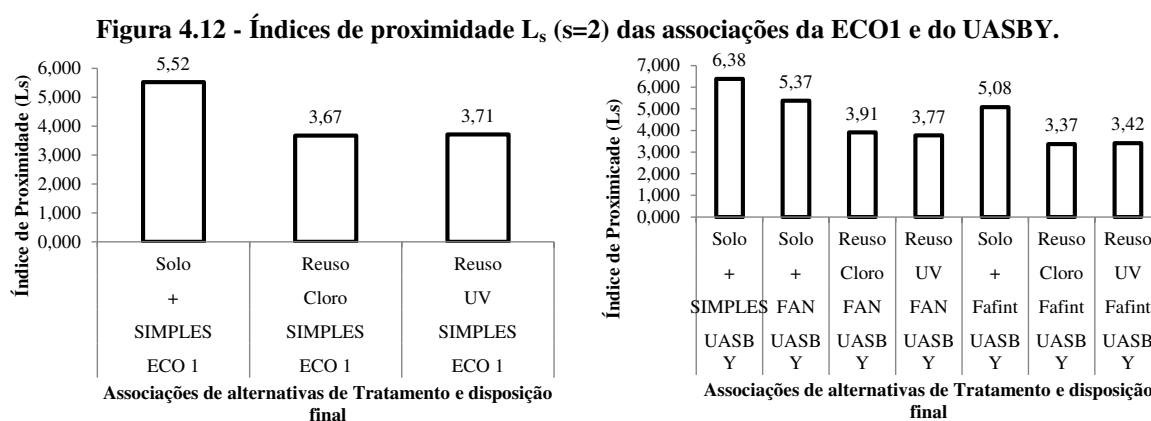
Observou-se na avaliação para ponderação  $s = 1$  (Tabela 4.17) que as associações dos reatores UASB com o FaFint mostraram-se mais eficientes no tocante à remoção de nitrogênio frente às associações com ECO1, o mesmo acontecendo para a ponderação  $s = 2$ , em virtude, provavelmente, da melhor eficiência dos filtros intermitentes (FaFint) operando com baixa taxa de aplicação superficial, provavelmente exercendo influência no resultado de sua colocação. Entretanto, para  $s = 2$ , uma vez que as alternativas 53 e 55, constituída s pelas associações de reatores UASB com FaFint aparecem relativamente próximas, entre as cinco primeiras colocadas, com  $L_s$  respectivos de 3,37 e 3,42 (diferença de 1,48% entre si), e a

alternativa 109 (ECO1 + cloração) aparece com  $L_s = 3,67$ , relativamente próxima a essas alternativas (diferenças respectivas entre esta e aquelas de 8,90% e 7,30%), e a alternativa 90 (UASB C + FaFint + reuso) com  $L_s=3,56$ , e diferença de apenas 3,08 %, pode-se inferir que a estação compacta ECO1 bem pode ser escolhida como alternativa promissora e viável para o tratamento doméstico de esgotos com fins ao reuso na agricultura familiar, em que pese as vantagens dos custos totais praticamente iguais, e de uma menor área ocupada para instalação do sistema de tratamento. Sugere-se aqui que a qualidade do efluente final em termos de nutrientes dessas alternativas, nesse caso, tenha sido mais influente na escolha dessa alternativa, na comparação com a alternativa 109, já que os custos totais a VPL da alternativa 53 com UASB Y (R\$ 70.968,27), frente à alternativa 109 com ECO1 (R\$ 67.587,14) foram relativamente pouco expressivos com apenas 5,00% de diferença. De fato, os resultados da modelagem mostram que o ECO1 apresentou desempenho inferior na remoção de N-NTK e  $N-NH_4^+$  do que a associação UASB Y + FaFint com valores respectivos para ambos os reatores de 22,22 mg.L<sup>-1</sup>, 29,11 mg.L<sup>-1</sup>, e 9,05 mg.L<sup>-1</sup> e 6,89 mg.L<sup>-1</sup>.

No que diz respeito à qualidade do efluente em termos de matéria orgânica, no entanto, a estação ECO 1 apresentou resultados bem superiores em termos de DQO, SST e SSV na comparação com o UASB Y + FaFint, com valores modelados matematicamente para ambas as estações, respectivamente de 58 mg.L<sup>-1</sup>, 8,13 mg.L<sup>-1</sup>, 4,45 mg.L<sup>-1</sup> e 78 mg.L<sup>-1</sup>, 20,06 mg.L<sup>-1</sup> e 14,04 mg.L<sup>-1</sup>, atribuíveis a um melhor polimento do efluente ao longo dos quatro estágios da estação Compacta ECO1, UASB com braço em duplo Y, seguido de filtro Anaeróbio, câmara de sifonamento e filtro de areia de fluxo intermitente. Apesar disto, a qualidade do efluente de ambos os sistemas comparados em termos físico-químicos e microbiológicos adequa-se às exigências da meta restritiva da seleção para DQO e da legislação para Sólidos totais (227 mg.L<sup>-1</sup> e 30 mg.L<sup>-1</sup>), quanto para o nível de coliformes e ovos de helmintos ( $CTT \leq 5 \times 10^3$  UFC.100 mL e  $OH \leq 1$  ovo.L<sup>-1</sup>) (NBR 13.969:1997; WHO, 2006) em se tratando do reuso na irrigação de forragens.

No tocante a uma análise cruzada entre o  $I_{cb}$  e os Índices  $L_s$  da alternativa 109 (0,290; 3,67) com a alternativa 53 (0,305; 3,37), mesmo observadas as diferenças, da ordem de 5,11 % e 38,15 %, recomenda-se, com cautela, que tanto a ECO1 quanto o UASB Y + FaFint, ambas associadas a uma desinfecção por cloração para aplicação ao reuso, podem ser escolhidas dada a ênfase social ( $P_e=0,40$ ), econômica ( $P_e=0,317$ ) e ambiental ( $P_e=0,283$ ) atribuída pelos decisores nessa análise. A alternativa ECO1 + cloração + reuso (109) pode, portanto, ser selecionada com  $I_{cb}$  e custos totais menores ( $I_{cb} = 0,290$ ; VPL = R\$ 67.587,14), em que pese ainda o resultado apresentado pela alternativa 18, constituída pela associação TS

+ FaFint + cloro, a qual possui custo total expressivamente maior, de R\$ 73.373,73, com diferença do custo total da alternativa 109 de 8,56%. A Figura 4.12 apresenta a comparação dos Índices de proximidade  $L_s$  ( $s=2$ ) para as associações do UASB Y e da ECO1.



Fonte: O Autor.

#### 4.7.3. Análise de Sensibilidade

O método da *Programação de Compromisso*, constituindo-se numa tentativa de selecionar um grupo que represente uma melhor aproximação de uma solução ideal ou factível de um grupo de alternativas para a tomada de decisão (BEULA e PRASAD, 2012), muitas das vezes demanda a realização de uma análise de sensibilidade para avaliar o grau de influência da ênfase atribuída pelos decisores na forma dos pesos dados aos objetivos do projeto (JARDIM e LANNA, 2003), nesse caso, os objetivos sociais, econômicos e ambientais, em que pese o grau de subjetividade humana ou falta de conhecimento que venha a contribuir para um resultado mais efetivo da alternativa escolhida (MENA, 2000).

Inicialmente, atribuiu-se uma ponderação capaz de gerar uma ênfase para cada um dos objetivos do projeto ponderados pelos decisores. Para o objetivo enfatizado, ponderou-se o peso à ênfase  $p_e = 0,60$ , sendo os dois outros objetivos fixados com pesos à ênfase  $p_e = 0,20$ , totalizando a unidade. A Tabela 4.18 apresenta a ponderação dos múltiplos objetivos para a realização de uma análise de sensibilidade capaz de estabelecer a *alternativa mais robusta*, isto é, aquela menos sensível à variação das ponderações atribuídas aos múltiplos critérios pelos decisores no processo de tomada de decisão.

**Tabela 4.18 - Ponderação dos múltiplos objetivos para análise de sensibilidade**

Objetivos	Critério de avaliação	ÊNFASE			
		Sem ênfase	Social	Econômica	Ambiental
Social	Redução de doenças	<b>3,20</b>	<b>4,80</b>	1,60	1,60
	Aumento de renda	<b>2,27</b>	<b>3,40</b>	1,13	1,13
	Economia de água	<b>2,40</b>	<b>3,60</b>	1,20	1,20
Ambiental (redução de poluentes)	DQO	<b>1,61</b>	1,13	1,13	<b>3,40</b>
	SST	<b>1,70</b>	1,20	1,20	<b>3,60</b>
	SSV	<b>1,70</b>	1,20	1,20	<b>3,60</b>
	NTK	<b>0,94</b>	0,67	0,67	<b>2,00</b>
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	<b>0,94</b>	0,67	0,67	<b>2,00</b>
	Ptot	<b>0,66</b>	0,47	0,47	<b>1,40</b>
	PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	<b>0,66</b>	0,47	0,47	<b>1,40</b>
	CTT	<b>1,51</b>	1,07	1,07	<b>3,20</b>
Econômicos	OH	<b>1,89</b>	1,33	1,33	<b>4,00</b>
	Custos de Implantação	<b>1,69</b>	1,07	<b>3,20</b>	1,07
	Custos Op. & Man.	<b>1,79</b>	1,13	<b>3,40</b>	1,13
	Faturamento agrícola	<b>2,22</b>	1,40	<b>4,20</b>	1,40
	Recuperação de água	<b>2,22</b>	1,40	<b>4,20</b>	1,40
	Recuperação de Nutrientes	<b>2,43</b>	1,53	<b>4,60</b>	1,53

Fonte: O Autor.

O Quadro 4.1 apresenta a legenda das alternativas pré-selecionadas para a análise de sensibilidade, enquanto a Tabela 4.19 apresenta o resultado da classificação do grupo de alternativas de melhor compromisso segundo a influência tanto dos pesos atribuídos pelos decisores (ponderação original), quanto pela ênfase aplicada aos três objetivos do projeto.

Tomando o grupo das cinco primeiras colocadas na classificação das alternativas de compromisso, observa-se na tabela 4.19 a alternativa multifamiliar 144 (UASB M + FaFint M + cloração + reuso) aparecendo como a primeira colocada segundo a ordem crescente dos *Índices de Proximidade*  $L_s$  calculados para os pesos originais com o valor de  $L_s = 3,20$ , caindo para a terceira colocação na variação da ênfases social ( $L_s = 2,26$ ), retornando à primeira colocação sob ênfase econômica ( $L_s = 5,49$ ), e caindo para a quinta posição sob ênfase ambiental, sendo a alternativa 53 (UASB Y + FaFint + cloração + reuso) a primeira colocada na ênfase atribuída ao objetivo ambiental, com  $L_s = 2,64$ . Observa-se, entretanto, que a alternativa multifamiliar 146 (UASB M + FaFint M + UV + reuso) assume a primeira posição sob ênfase social, enquanto a alternativa de configuração multifamiliar semelhante, com diferença apenas em relação ao tratamento terciário, perde posição, provavelmente pela percepção dos decisores aliado ao critério de sensível melhor eficiência da radiação UV na inativação microbiológica. Em todo o caso, nota-se a robustez que as alternativas multifamiliares 144 e 146, constituída s por associações de reatores UASB convencionais a filtros de areia de fluxo intermitente e respectivos tratamentos terciários, assumem face à variação das ênfases nos objetivos, mantendo-se entre as cinco primeiras colocadas em todas

as ênfases, somente assumindo a sétima posição, a alternativa 146 mediante ênfase ambiental. Esta robustez pode estar associada a um encadeamento entre ‘eficiência social’ do sistema e a ênfase social atribuída à análise para a ponderação original dos decisores, podendo tal eficiência ser explicada conjuntamente pelo melhor custo e benefício, além da qualidade sanitária do efluente e a conseqüente contribuição à saúde da comunidade e dos trabalhadores; à qualidade físico-química, com atendimento às restrições para o reuso, e finalmente ao benefício tangível percebido pela expressiva recuperação e economia de água, recuperação de nutrientes e geração de emprego e renda no Assentamento Santa Cruz.

Da observação das variações de posição da alternativa 53 (UASB Y + FaFint + cloração + reuso) no grupo das cinco primeiras colocadas, observa-se que esta alternativa figura em terceiro lugar na ponderação original, perdendo posição apenas em relação às alternativas multifamiliares (associações do UASB convencional a FaFint); fica ainda em quarto lugar na ênfase social, reassumindo a terceira colocação mediante ênfase econômica, nas quais, de fato, os objetivos possuem os maiores pesos atribuídos originalmente (0,40 e 0,317), em que pese o fato de figurar, ainda, na primeira posição sob ênfase ambiental, com o segundo lugar ocupado por alternativa semelhante (55), porém com tratamento terciário por UV. o que sugere esta alternativa como uma das alternativas a compor o *grupo de maior atratividade*, isto é, aquelas menos influenciadas pelas variações das ponderações.

**Quadro 4.1 – legenda das alternativas para análise de sensibilidade.**

Legenda	Alternativas			
1	TS	SIMPLES	+	Solo
8	TS	FAN	+	Solo
11	TS	FAN	Cloro	Reuso
13	TS	FAN	UV	Reuso
15	TS	Fafint	+	Solo
18	TS	Fafint	Cloro	Reuso
20	TS	Fafint	UV	Reuso
36	UASB Y	SIMPLES	+	Solo
43	UASB Y	FAN	+	Solo
46	UASB Y	FAN	Cloro	Reuso
48	UASB Y	FAN	UV	Reuso
50	UASB Y	Fafint	+	Solo
53	UASB Y	Fafint	Cloro	Reuso
55	UASB Y	Fafint	UV	Reuso
71	UASB C	SIMPLES	+	Solo
78	UASB C	FAN	+	Solo
81	UASB C	FAN	Cloro	Reuso
83	UASB C	FAN	UV	Reuso
85	UASB C	Fafint	+	Solo
88	UASB C	Fafint	Cloro	Reuso
90	UASB C	Fafint	UV	Reuso
106	ECO 1	SIMPLES	+	Solo
109	ECO 1	SIMPLES	Cloro	Reuso
111	ECO 1	SIMPLES	UV	Reuso
141	UASB M	FaFint M	+	Solo
144	UASB M	FaFint M	Cloro	Reuso
146	UASB M	FaFint M	UV	Reuso

Fonte: O Autor.

A alternativa 88 (UASB C + FaFint + cloração + reuso), pode constituir-se em outra opção plausível, recomendada porém com cautela, com *índices de proximidade*  $L_s$  para os pesos originais, social, econômico e ambiental, respectivamente de 3,52, 2,43, 6,16 e 3,40, haja vista a variação relativamente elevada entre si e a primeira colocada (10%). Nos pesos originais, a alternativa aparece em sexto lugar na classificação, caindo para a oitava posição quando a ênfase dada é a social. Para a ênfase econômica, a alternativa volta à terceira posição, com o quinto menor índice do grupo de alternativas para essa ênfase (6,16), e sensível vantagem à frente das alternativas 109 e 111 (ECO1), 20 (TS) e 90 (UASBC). Nesse sentido, do ponto de vista econômico, a alternativa 109 (ECO1) seria preferível em virtude dos menores custos totais e excelente qualidade final do efluente, diferindo, somente em apenas 0,81 % da alternativa 88 (UASBC), e em 13,11% da primeira colocada segundo esta ênfase (alternativa 144 - UASBM). Para a ênfase ambiental, a alternativa 88 caiu à sexta posição com  $L_s = 3,40$ , diferindo em 28,78 % em relação à primeira colocada nessa ênfase. Apesar dessa divergência, percebe-se certa robustez da alternativa 88 na comparação com as demais alternativas, entre as dez primeiras classificadas na seleção.

A alternativa 111 que é constituída pela associação da ECO1 + UV + reuso, classificou-se com valores de  $L_s$  respectivamente de 3,71, 2,42, 6,23 e 4,43. A alternativa apareceu em décimo lugar na classificação para os pesos originais que possui ênfase socioeconômica, não por mau desempenho absoluto do sistema, mas por melhor desempenho multicritério das alternativas imediatamente acima na classificação, em conformidade com os parâmetros atribuídos pela percepção dos decisores, subindo para a sétima posição quando a ênfase foi social, provavelmente pelo bom desempenho de remoção em termos físico-químicos e sanitários além dos custos totais menores. Na ênfase econômica, e apesar dela, entretanto, a alternativa 111 voltou a cair à sétima posição, perdendo para as alternativas 18 (TS + FaFint + cloro), 53 (UASB Y+ FaFint + cloração), 90 (UASBC + FaFint + UV), 20 (TS + FaFint + UV), 55 (UASBY + FaFint + UV) e para as duas alternativas multifamiliares, entretanto, com diferenças relativamente pouco expressivas nos valores de  $L_s$  (diferença mínima e máxima de 0,31% e 11,92%), colocando qualquer uma das alternativas entre as elegíveis, recomendando-se daí uma análise dos custos totais para a decisão final.

Dessa análise dos custos totais das alternativas unifamiliares, observa-se que a alternativa 53 apresentou custos totais a VPL de R\$ 70.968,27, enquanto as alternativas 55 e 18, quarta e quinta colocadas na ênfase econômica, apresentaram custos totais a VPL respectivamente de R\$ 71.677,02 e 73.373,73. A alternativa 111, por sua vez, apresentou custos totais a VPL de R\$ 68.295,89, sendo o menor valor observado entre as alternativas.

Entretanto, com  $L_s = 6,21$ , a opção da estação ECO1 (alternativa 109), associada agora à cloração para o reuso apareceu na nona posição nos pesos originais, na sétima para a ênfase social, na décima posição para a ênfase econômica, caindo para a décima quarta posição quando a ênfase é ambiental, o que pode evidenciar, apesar da boa eficiência, pouca robustez segundo a análise multicritério do sistema de tratamento secundário baseado na ECO1.

Digno de nota, entretanto, é o fato da alternativa 18 (TS + FaFint + cloração + reuso) aparecer na classificação em quinto lugar com  $L_s = 6,16$  na ênfase econômica, empatado com a alternativa 88 (UASB C + FaFint + cloração), dados seus custos totais da ordem de R\$73.373,73, sensivelmente maiores que as demais alternativas, mantendo-a como alternativa pouco atraente, apesar da qualidade físico-química atingida tanto em termos de remoção de matéria orgânica quanto do padrão sanitário, provavelmente responsável por mantê-la nessa colocação mesmo sob ênfase econômica. Apesar destas considerações, essa alternativa aparece em sétimo lugar para as ponderações originais e em nono lugar para a ênfase social, subindo ao quinto lugar para a ênfase econômica com  $L_s$  respectivos de 3,50, 2,45, 6,16, subindo para a quarta posição na ênfase ambiental com  $L_s = 3,27$ , ao mesmo tempo em que a alternativa 20 (TS + FaFint + UV + reuso) apareceu na oitava posição quando a ênfase foi ambiental, provavelmente pelos custos totais menores aliados a um melhor desempenho sanitário na remoção de patógenos associados à desinfecção por cloro.

**Tabela 4.19 – Classificação dos grupos de alternativas de melhor compromisso segundo os pesos originais e ênfases atribuídas aos objetivos do projeto para análise de sensibilidade.**

Classificação	Alt.	$L_s$	Alt.	$L_s$	Alt.	$L_s$	Alt.	$L_s$
	Pesos originais		Ênfase social		Ênfase econômica		Ênfase ambiental	
1	144	3,20	146	2,16	144	5,49	53	2,64
2	146	3,24	55	2,22	146	5,51	55	3,13
3	53	3,37	144	2,26	53	6,12	50	3,26
4	55	3,42	53	2,33	55	6,14	18	3,27
5	18	3,50	90	2,33	18	6,16	144	3,27
6	88	3,52	20	2,36	88	6,16	88	3,40
7	20	3,55	111	2,42	20	6,18	146	3,67
8	90	3,56	88	2,43	90	6,18	20	3,67
9	109	3,67	18	2,45	109	6,21	90	3,78
10	111	3,71	48	2,48	111	6,23	15	3,79
11	48	3,77	109	2,51	48	6,24	85	3,90
12	46	3,91	13	2,63	46	6,28	109	4,10
13	13	3,94	83	2,70	13	6,29	141	4,34
14	83	4,06	46	2,71	83	6,33	111	4,43
15	11	4,20	11	2,93	11	6,37	106	4,60
16	81	4,44	81	3,08	81	6,45	48	4,60
17	50	5,08	50	6,07	50	6,56	43	4,71
18	15	5,16	15	6,10	15	6,59	46	4,98
19	85	5,18	85	6,12	85	6,60	13	5,17
20	43	5,37	43	6,26	43	6,67	8	5,27
21	8	5,50	8	6,34	106	6,69	83	5,61
22	106	5,52	141	6,36	8	6,72	78	5,70
23	78	5,61	78	6,41	78	6,76	11	5,92
24	141	5,87	106	6,59	36	7,01	81	6,68
25	36	6,38	36	7,29	1	7,03	36	7,47
26	1	6,46	1	7,43	71	7,16	1	7,53
27	71	6,77	71	7,67	141	8,44	71	8,45

Fonte: O Autor.

#### 4.7.3.1. Cálculo da variação do $L_s$ para as alternativas em função das ênfases nos pesos

A investigação da *alternativa mais robusta*, conseguida entre aquelas agrupadas como possuindo melhor atratividade à seleção, foi conseguida através do cálculo da variação  $\Delta L_s$  dos *Índices de Proximidade*  $L_s$  para  $S = 2$  entre todas as ênfases dadas aos pesos dos critérios de cada objetivo do projeto para cada alternativa avaliada. Desse modo, conseguiu-se avaliar quais alternativas são mais sensíveis à variação de  $L_s$  quando os pesos dos objetivos são variados em virtude da ênfase atribuída a cada um deles na análise de sensibilidade.

A Tabela 4.20 apresenta a variação do  $L_s$  para as alternativas em função das ênfases nos pesos, e a Tabela 4.21 apresenta classificação do grupo de dez *alternativas de* melhor atratividade apresentando o  $L_s$  para  $S=2$  e a variação  $\Delta L_s$  dos *Índices de Proximidade*  $L_s$  para as alternativas.

**Tabela 4.20 – Variação dos  $L_s$  das alternativas em função da ênfase nos pesos dos objetivos do projeto – Análise de sensibilidade**

Alt	Original	Alt	Social	Alt	Econômica	Alt	Ambiental	Var.
144	<b>3,20</b>	144	<b>2,26</b>	144	<b>5,49</b>	144	<b>3,27</b>	3,23
146	3,24	146	2,16	146	5,51	146	3,67	3,35
53	3,37	53	2,33	53	6,12	53	2,64	3,80
55	3,42	55	2,22	55	6,14	55	3,13	3,92
18	3,50	18	2,45	18	6,16	18	3,27	3,71
88	3,52	88	2,43	88	6,16	88	3,40	3,73
20	3,55	20	2,36	20	6,18	20	3,67	3,82
90	3,56	90	2,33	90	6,18	90	3,78	3,85
109	3,67	109	2,51	109	6,21	109	4,10	3,70
111	3,71	111	2,42	111	6,23	111	4,43	3,81

Fonte: O Autor.

Da análise feita até aqui, ressalta-se a presença das alternativas multifamiliares 144 (UASB M + FaFint + cloração + reuso) e 146 (UASB M + FaFint + UV + reuso) e unifamiliares 53 (UASBY + FaFint + cloração + reuso), 55 (UASBY + FaFint + UV + reuso) e 18 (TS + FaFint + cloração + reuso) como sendo as alternativas mais prováveis de serem selecionadas entre o grupo total de vinte e sete alternativas pré-selecionadas, já que Figuram entre as dez primeiras colocadas na classificação realizada no grupo de melhor atratividade.

Na Tabela 4.20 pode ser observado que as alternativas multifamiliares 144 e 146, constituída s pela associação do UASB M + FaFint M + cloração+ reuso e UASB M + FaFint M + cloração+ reuso, apresentaram, respectivamente, as menores variações  $\Delta L_s = 3,23$  e  $3,35$ , seguidas pelas alternativas unifamiliares 53 e 55 (UASBY + FaFint + cloração + reuso e UASBY + FaFint + UV + reuso) com  $\Delta L_s$  respectivos de  $3,80$  e  $3,92$ .



**Tabela 4.21 - Classificação do grupo de dez alternativas de melhor atratividade**

Alternativa	mínimo	máximo	$\Delta L_s$	ênfase
144	2,26	5,49	3,23	Social
146	2,16	5,51	3,35	Social
53	2,33	6,12	3,80	Social
55	2,22	6,14	3,92	Social
18	2,45	6,16	3,71	Social
88	2,43	6,16	3,73	Social
20	2,36	6,18	3,82	Social
90	2,33	6,18	3,85	Social
109	2,51	6,21	3,70	Social
111	2,42	6,23	3,81	Social

Fonte: O Autor.

A alternativa 144 (UASB M + FaFint M + cloração + reuso), que aparece na primeira colocação para as ponderações original e econômica, e na quarta colocação para a ponderação ambiental, apresentou a menor variação de  $L_s$ , sendo a primeira do grupo de melhor atratividade entre o grupo de alternativas pré-selecionadas. Com  $\Delta L_s = 3,23$ , mostrou-se como a *alternativa mais robusta* selecionada pela análise com base no método da *Programação de Compromisso*, tendo apresentado, inclusive, na análise econômica, o melhor  $I_{cb} = 0,261$ . A Tabela 4.22 apresenta o grupo de alternativas de melhor compromisso para  $L_s$  ( $S=2$ ).

**Tabela 4.22 – Alternativas de melhor compromisso por ênfase dos pesos dos objetivos**

Ênfase do 1o. Grupo	1o. Grupo	Grupo melhor compromisso	$L_s$ (s=2)	2o. Grupo	$L_s$ (s=2)	3o. Grupo	$L_s$ (s=2)
Social	144	UASB M+FaFint M+Cloro+reuso	3,20	55	2,22	144	2,26
Social	146	UASB M+FaFint M+UV+reuso	3,24	55	3,13	50	3,26
Social	53	UASB Y+Fafint+Cloro+reuso	3,37	146	3,24	53	3,37
Social	55	UASB Y+Fafint+UV+reuso	3,42	146	5,51	53	6,12
Social	18	TS+Fafint+cloro+reuso	3,50	-	-	-	-

Fonte: O Autor.

Pode-se concluir que as alternativas multifamiliares e unifamiliares que associam os reatores UASB ao filtro Aeróbio de fluxo intermitente com tratamento terciário de desinfecção, em primeiro lugar por cloração, e em segundo lugar por UV, para aplicação no reuso na agricultura familiar formam, ao lado da alternativa de associação do tanque séptico ao FaFint + cloração aplicável ao reuso, o *conjunto de* melhor compromisso na seleção do tratamento descentralizado de esgoto para Assentamentos rurais. A Tabela 4.23 apresenta a classificação da *alternativa mais robusta* entre o grupo de melhor atratividade.

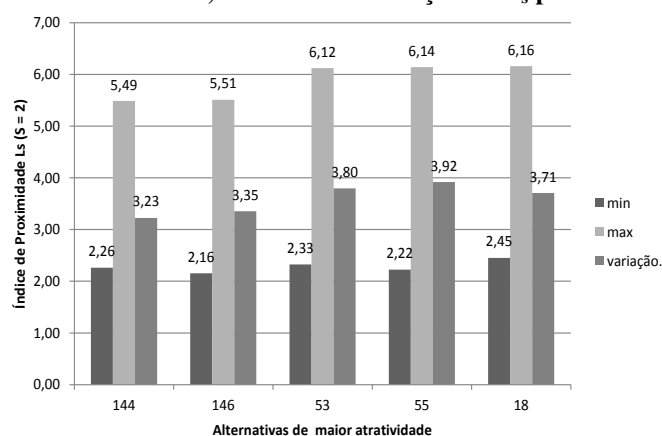
**Tabela 4.23 – Alternativas mais robustas entre o grupo de melhor atratividade.**

Solução Mais robusta	2a. Colocada.	3a. Colocada
144	146	109
Social	Social	Social

Fonte: O Autor.

Dentre as alternativas de melhor atratividade (Tabela 4.20) com menor variação total do  $L_s$  ( $\Delta L_s = 3,23$ ), a alternativa multifamiliar 144 (UASB M + FaFint M + cloração + reuso), apresentando  $L_s$  observado na classificação sob ênfase social de 2,26, tornou-se a solução mais robusta da análise. Deve-se, entretanto notar que na opção unifamiliar, a alternativa de melhor atratividade (Tabela 4.23) foi a 109, constituída pelo sistema ECO1 + cloração + reuso, podendo ser escolhido a custos totais menores e com o terceiro melhor valor de  $I_{cb} = 0,290$ .

A Figura 4.13 apresenta o conjunto das cinco primeiras colocadas no *grupo de maior atratividade* com os respectivos valores máximos, mínimos e a variação do  $L_s$  para  $s = 2$ .

**Figura 4.13 - Conjunto das cinco primeiras colocadas no grupo de maior atratividade com os respectivos valores máximos, mínimos e a variação do  $L_s$  para  $s = 2$ .**

Fone: O autor.

#### 4.7.3.2. Influência da produtividade da cultura na análise econômica e multiobjetivo

O reuso constitui-se numa prática muito encorajada na abordagem descentralizada do tratamento de esgotos, especialmente na agricultura unifamiliar (PARTEN, 2010; SOUSA *et al.*, 2009). No contexto do semiárido nordestino, uma importante renda familiar auxiliar é auferida através do cultivo da palma forrageira (WANDERLEY *et al.*, 2009), notadamente, nos anos onde a estiagem é mais pronunciada. A literatura relata produtividade anual por

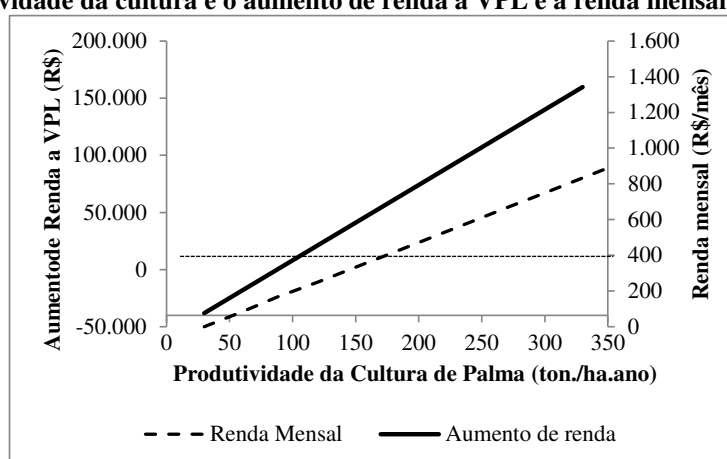
hectare cultivado da ordem de 55 a 400 ton.ano<sup>-1</sup> (CHACCHIO *et al.*, 2006; LIMA, 2011; SANTOS *et al.* 2011). Valores de produtividade até 600 ton.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> já foram encontrados (WANDERLEY *et al.*, 2009)

König *et al.* (1999) avaliando efluente de sistemas de lagoas de estabilização na fertirrigação de forragem capim elefante, observaram o incremento da produtividade da cultura, sendo recomendado o reuso do efluente.

Considerando a variabilidade da produtividade da cultura da palma forrageira encontrada na literatura, verificou-se a influência da produtividade da cultura tanto no resultado econômico da alternativa quanto no resultado obtido pelo método multiobjetivo.

Na Tabela 4.24 constata-se que o projeto de reuso unifamiliar torna-se inviável com uma produtividade anual de palma de 50 ton.ano<sup>-1</sup>, com VPL<0, igual a -R\$30.783,36 (GITMAN, 1994). Com a produtividade de 150 ton.ano<sup>-1</sup>, obtém-se um VPL>0, e o projeto apresenta um VPL positivo com valor total anual a VPL de R\$ 101.011,75. Nesse nível a renda mensal da família situar-se-ia em torno de R\$ 942,18. Observa-se uma variação total da ordem de 8,5 vezes no incremento de renda familiar com a variação em cinco vezes no nível de produtividade da cultura. A Figura 4.14 apresenta a correlação entre a produtividade da cultura da palma e os benefícios totais a VPL e a correlação entre a produtividade e o aumento de renda a VPL com a variação de renda unifamiliar mensal com a variação da produtividade.

**Figura 4.14 – Correlação entre a produtividade da cultura e os benefícios totais a VPL (a) e correlação entre a produtividade da cultura e o aumento de renda a VPL e a renda mensal unifamiliar (b).**



Fonte: O Autor

Constata-se, na análise da figura 4.14 que a produtividade da palma deve atingir valores um pouco superiores a 87 ton.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> a fim de que o projeto do reuso unifamiliar torne-se viável, com VPL > 0. No que diz respeito ao aumento de renda familiar com o cultivo da palma forrageira, a produtividade pouco acima de 90 ton.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> garantiria uma renda marginal e pouco expressiva para as famílias.

Tabela 4.24 – Variação dos benefícios tangíveis com a produtividade da cultura.

Benefícios tangíveis	Unidade	Produtividade da palma							
		50 ton.ano <sup>-1</sup>		150 ton.ano <sup>-1</sup>		200 ton.ano <sup>-1</sup>		250 ton.ano <sup>-1</sup>	
		Valor Anual	Valor a VPL	Valor Anual	Valor a VPL	Valor Anual	Valor a VPL	Valor Anual	Valor a VPL
<b>Sociais</b>									
Aumento Renda	R\$.ano <sup>-1</sup>	2.359,73	-24.888,67	11.306,18	41.008,89	15.779,40	73.957,66	20.252,63	106.906,44
Economia conta d'água <sup>(1)</sup>	R\$.ano <sup>-1</sup>	332,09	2.446,12	332,09	2.446,12	332,09	2.446,12	332,09	2.446,12
<b>Sub-total benefícios sociais</b>	R\$.ano <sup>-1</sup>	<b>2.691,82</b>	<b>-22.442,55</b>	<b>11.638,27</b>	<b>43.455,00</b>	<b>16.111,50</b>	<b>76.403,78</b>	<b>20.584,72</b>	<b>109.352,56</b>
<b>Econômicos</b>									
Faturamento agrícola	R\$.ano <sup>-1</sup>	4.473,23	-9.321,13	13.419,68	56.576,42	17.892,90	89.525,20	22.366,13	122.473,98
Recuperação de água <sup>(2)</sup>	R\$.ano <sup>-1</sup>	116,64	859,14	116,64	859,14	116,64	859,14	116,64	859,14
Recuperação de nutrientes <sup>(3)</sup>									
Nitrogênio	R\$.ano <sup>-1</sup>	14,40	106,07	14,40	106,07	14,40	106,07	14,40	106,07
Fósforo	R\$.ano <sup>-1</sup>	2,05	15,11	2,05	15,11	2,05	15,11	2,05	15,11
<b>Sub-total benefícios econômicos</b>	R\$.ano <sup>-1</sup>	<b>4.606,32</b>	<b>-8.340,81</b>	<b>13.552,77</b>	<b>57.556,75</b>	<b>18.025,99</b>	<b>90.505,52</b>	<b>22.499,22</b>	<b>123.454,30</b>
<b>TOTAL GERAL</b>	R\$.ano <sup>-1</sup>	<b>7.298,14</b>	<b>-30.783,36</b>	<b>25.191,04</b>	<b>101.011,75</b>	<b>34.137,49</b>	<b>166.909,30</b>	<b>43.083,94</b>	<b>232.806,86</b>

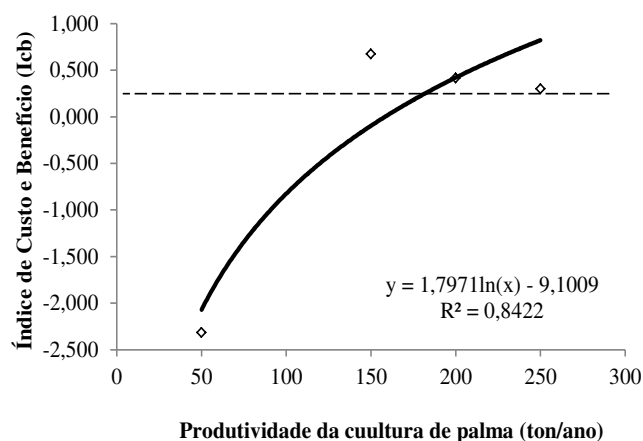
Fonte: O autor.

Na Figura 4.14 pode ser demonstrado ainda que somente com uma produtividade na faixa de 240 ton.ha.<sup>-1</sup> é que seria possível auferir uma renda mensal em torno de R\$ 420,00 reais, isto é, pouco menos de 3/5 de salário mínimo atual (2014). Nesse sentido, somente em torno do limite superior da faixa de produtividade na literatura, situado entre 40 ton.ha.<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> e 600 ton.ha.<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, se atingiria renda mensal unifamiliar em torno de dois salários mínimos.

Na variação do  $I_{cb}$  médio das alternativas de tratamento com a variação da produtividade, conforme a Figura 4.15, observa-se que a equação produzida pela correlação dos dados do  $I_{cb}$  médio das alternativas com a produtividade da cultura ( $r = 0,916$ ) estima um  $I_{cb}$  superior à unidade para uma produtividade mínima em torno de 195 ton.ha.<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>.

No que diz respeito à modificação da classificação das alternativas com a variação da produtividade, a alternativa unifamiliar 109 (ECO1 + cloração + reuso) passaria a ser escolhida com  $I_{cb} = 0,290$  e  $L_s = 3,67$ . A Tabela 4.25 mostra que a alternativa 144 (UASBM + FaFint M + cloro + reuso, manteve-se como alternativa de melhor compromisso com  $I_{cb} > 1,00$ , e igual a 0,261. Nota-se que a escolha da associação não foi muito sensível à variação do nível de produtividade da cultura, já que a alternativa 144, com  $L_s = 3,20$  manteve a classificação para as faixas de produtividade entre 150 e 250 ton.ha.<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. Para a produtividade de 50 ton.ha.<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, com  $I_{cb} < 0$ , a alternativa 109 classifica-se com  $L_s = 2,99$ , embora, nesse nível, a implantação do reuso seria proibitivo do ponto de vista econômico.

**Figura 4.15 – Variação do  $I_{cb}$  médio das alternativas em função da produtividade**



Fonte: O Autor.

A equação produzida pela correlação dos dados do  $I_{cb}$  médio das alternativas com a produtividade da cultura ( $r = 0,917$ ) demonstra que para a obtenção de um  $I_{cb}$  superior à unidade seria necessário uma produtividade mínima em torno de 159 ton.ha.<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>.

**Tabela 4.25 – Classificação das alternativas com variação na produtividade da cultura**

**Tabela 4.25 – Classificação das alternativas com variação na produtividade da cultura**

Produtividade ton/ha.ano	Alternativa	Alternativas				Ls (S=2)	Icb
		TS	FAN	Cloro	Reuso		
250	144	UASB M	FaFint M	Cloro	Reuso	3,1975	0,261
200	144	UASB M	FaFint M	Cloro	Reuso	3,1996	0,332
150	144	UASB M	FaFint M	Cloro	Reuso	3,1996	0,455
50	109	ECO 1	SIMPLES	Cloro	Reuso	2,9958	-2,196

Fonte: O Autor.

#### 4.8. Considerações finais

O MAATE – I, construído sobre uma plataforma computacional baseada em planilhas eletrônicas, apresentou algumas vantagens, as quais podem preencher algumas lacunas nos modelos existentes nos seguintes aspectos:

- A plataforma empregada para a arquitetura do modelo é de uso corrente de economistas, administradores e de engenheiros sanitaristas, civis e de produção (Planilha eletrônica);
- A alteração das parametrizações para a mudança de contexto é relativamente simples;
- O modelo MAATE – I apresenta boa flexibilidade na inclusão e exclusão das alternativas de tratamento e disposição final;
- A edição facilitada das equações de modelagem da qualidade do efluente das alternativas torna o modelo aplicável, praticamente, a qualquer tipologia de tratamento.
- É possível avaliar, ao mesmo tempo, alternativas unifamiliares e multifamiliares;
- Pode-se realizar um confronto de resultados entre avaliações econômicas e multiobjetivo, ampliando o conjunto de informações relevantes para o tomador de decisão;

Entretanto, algumas fragilidades e desvantagens puderam ser identificadas na estrutura e no manuseio das planilhas do modelo. Entre estas, destacam-se as seguintes:

- O manuseio de várias planilhas e sub-planilhas, mostrou-se muitas vezes complexo e não intuitivo demonstrando a inexistência de uma *interface* enxuta para o usuário;
- A alteração das parametrizações para a mudança de contexto, embora relativamente simples, é, contudo, trabalhosa;
- A modelagem da qualidade do efluente é válida para aplicação apenas das alternativas ‘*default*’ previamente introduzidas no Modelo MAATE – I, demandando trabalhos futuros de readaptação dos Modelos com base na variação de parâmetros operacionais, tais como TDH e/ou Temperatura;
- A seleção da *alternativa de* melhor compromisso ficou muito sujeita à subjetividade dos pesos atribuídos pelos decisores;

- Tanto quanto a avaliação monocritério econômica, a avaliação puramente multiobjetivo, sem um confronto com estudos econômicos, pode eventualmente, levar a escolhas equivocadas em termos de desempenho da alternativa escolhida, no tocante ao objetivo de melhorar a alocação de recursos visando à universalização do esgotamento sanitário.
- Não é possível explicar facilmente a posição ocupada por determinada alternativa na classificação multicritério frente a possíveis discrepâncias entre esta classificação e a realizada pela análise econômica.

## 5.0. CONCLUSÕES

O modelo MAATE – I, avaliando 105 alternativas de sistemas descentralizados de esgotamento sanitário, pré-selecionou 27 alternativas viáveis para possível implantação no contexto do Assentamento Santa Cruz, no município em Campina Grande, com potencial para o reuso do efluente na agricultura familiar no cultivo da palma forrageira.

O sistema compacto ECO1 apresentou remoção média de SST elevada, de 97% bem acima da eficiência do UASB Y e do UASB convencional, respectivamente de 78,62% e 72,35%, atingindo, ainda, a melhor concentração efluente de CTT, de  $9,54 \times 10^4$  UFC.100 mL<sup>-1</sup>, com remoção de 2 log, atendendo, juntamente com as alternativas UASB Compacto + filtro Anaeróbio e UASB convencional + filtro de areia de fluxo intermitente, o padrão da OMS para ovos de helmintos para irrigação irrestrita. Todavia, todos os sistemas requereriam desinfecção para adequação dos níveis de coliformes termotolerantes ao padrão para o reuso na agricultura.

A modelagem matemática aplicada para a qualidade do efluente das associações de tratamento construída para alimentar o Módulo I do Modelo MAATE-I cumpriu o seu papel na pré-seleção de alternativas no processo de identificação da melhor solução de tratamento, com diferenças relativamente pouco significativas em relação à faixa preconizada na literatura, entretanto, ficando limitada e restrita ao uso no modelo MAATE – I para a configuração do tipo unifamiliar.

Os modelos construídos com base no experimento de bancada confirmaram a maior tendência à colmatação do sumidouro piloto a jusante do tanque séptico, demonstrando que sumidouros recebendo esgoto doméstico tratado em tanque séptico em solos arenosos tenderão a colmatar 58 % mais rápido do que aqueles com tratamento prévio em reatores UASB na configuração Y. A boa correlação entre o decréscimo da taxa média de infiltração nos sumidouros e os dias de operação, e a diferença média significativa entre os sumidouros sugerem o reator UASB como promissora alternativa ao tanque séptico no tratamento prévio à disposição de efluentes no solo em sistemas descentralizados unifamiliares de tratamento.

Na modelagem das alternativas viáveis à seleção, o sistema ECO1 produziu efluente final com resultados significativamente diferentes em termos de DQO e SST e SSV daqueles encontrados para as associações dos demais reatores com médias efluentes respectivas de 58 mg.L<sup>-1</sup>, 8,13 mg.L<sup>-1</sup> e 4,45 mg.L<sup>-1</sup>, apresentando-a como a mais adequada tanto aos padrões de lançamento em corpo receptor, quanto ao reuso na agricultura familiar.



Entre as associações modeladas, os melhores resultados na remoção de coliformes termotolerantes foram apresentados pelas alternativas ECO1 + cloro e UASB Y + filtro de areia de fluxo intermitente + cloração, com médias de CTT efluente de 904 UFC.100 mL<sup>-1</sup>. Com exceção apenas para o tanque séptico e reatores UASB sem pós-tratamento, com concentração efluente em torno de 14 ovos de helmintos. L<sup>-1</sup>, nenhuma das demais associações modeladas detectou ovos viáveis, tornando-as igualmente adequadas ao padrão da OMS para irrigação irrestrita (WHO, 2006).

A melhor associação em termos dos custos totais foi a associação UASB convencional + filtro Anaeróbio + cloração, aplicável ao reuso na agricultura familiar. Quanto à estrutura do reuso unifamiliar os custos de implantação foram 14 vezes superiores à opção da infiltração em sumidouro, enquanto a opção do reuso unifamiliar custou seis vezes mais barato do que a opção do reuso multifamiliar.

Os custos de implantação da rede coletora nos sistemas multifamiliares, confirmaram a literatura quanto ao grau de importância dos sistemas de transporte expresso no percentual relativo do custo de rede frente aos custos de implantação sendo de 66,35 % para 36 domicílios, de 56,37 % para 21 domicílios, de 60,98 % para 10 domicílios, 60,79 % para 5 domicílios e de 36,04 % para bloco de 4 domicílios.

No contexto do Assentamento Santa Cruz, observou-se um número ótimo de residências agrupadas em bloco estimado em 15 residências, estabelecendo-se um ponto de equilíbrio a partir do qual, os custos tornar-se-ão cada vez mais proibitivos com o incremento da rede coletora.

Entre as alternativas unifamiliares, a constituída pela associação da estação Compacta ECO 1 + cloração (109), apresentou o menor Índice de custo benefício ( $I_{cb} = 0,290$ ), com a associação ECO + UV + reuso (111) em segundo lugar, com custos apenas 1,04 % maiores.

Nas opções multifamiliares, as alternativas constituídas por UASB convencional seguido de filtro de areia com tratamento terciário por cloração ou UV, revelaram-se factíveis com os menores  $I_{cb}$  da análise econômica, sendo que a opção multifamiliar mais barata foi aquela constituída pela associação UASB multifamiliar + filtro de areia de fluxo intermitente multifamiliar + cloração, abrangendo todo o Assentamento Santa Cruz.

Na análise de sensibilidade, a alternativa 144 (UASB multifamiliar + filtro de areia de fluxo intermitente multifamiliar + cloração + reuso) com  $\Delta L_s = 3,23$  mostrou-se como a *alternativa mais robusta* da análise selecionada com base no método da *Programação de Compromisso*. No entanto, tanto a alternativa 146 (UASB multifamiliar + filtro de areia de fluxo intermitente + UV + reuso) como a alternativa 109 (ECO1 + cloração + reuso),

poderiam ser escolhidas face à ênfase social atribuída pelos decisores nos pesos dos critérios ( $P_e = 0,40$ ) como alternativas viáveis e promissoras para o tratamento doméstico de esgotos com fins ao reuso na agricultura familiar, sendo que a alternativa 109 (ECO1 + UV + reuso) seria selecionada com  $I_{cb}$  e custos totais menores ( $I_{cb} = 0,290$ ; VPL = R\$ 67.587,14).

Constatou-se que o reuso unifamiliar para o plantio da cultura da palma forrageira com produtividade anual  $<195 \text{ ton.ano}^{-1}$  torna-se inviável com  $VPL < 0$ , sem alteração substancial da classificação das alternativas segundo a programação de compromisso, com preferência atribuída à alternativa multifamiliar 144 (UASB multifamiliar + filtro de areia de fluxo intermitente + cloração + reuso).

## 6.0. RECOMENDAÇÕES

Investigar o comportamento do sistema ECO1 mediante reconfiguração da planta de tratamento do ECO1, de modo a aumentar a área superficial e a profundidade do filtro intermitente de areia, a fim de reduzir a elevada taxa de aplicação superficial, como fator provavelmente responsável pela menor eficiência na comparação com sistemas semelhantes e com as associações dos demais reatores anaeróbios com pós-tratamento por filtro de areia intermitente.

Avaliar o comportamento da infiltração em solos arenosos, siltosos e argilosos de efluentes provenientes de tanque séptico, UASBY e ECO1 reconfigurado a fim de estimar por modelagem matemática a previsão de falência hidráulica da matriz dos diferentes solos.

Proceder à adaptação e calibração dos modelos de remoção dos sistemas, a partir de modelagens disponíveis na literatura com base na variação do regime operacional, permitindo, assim, maior flexibilidade do modelo na abordagem comparativa de sistemas multifamiliares e unifamiliares.

Rodar o modelo em diferentes configurações multifamiliares de tratamento dentro de contextos hipotéticos que contemplem tanto o lançamento em corpo receptor, como a disposição no solo e o reuso doméstico não produtivo.

Avaliar pelo MAATE – I alternativas aeróbias convencionais de tratamento, tais como lagoas de estabilização facultativas, lagoas de polimento, sistemas alagados construídos, e lodos ativados, na comparação com alternativas anaeróbias e anaeróbio-aeróbias no contexto do tratamento descentralizado multifamiliar.

Adaptar o modelo MAATE – I para realização de análise integrada econômica e multiobjetivo entre sistemas hipotéticos centralizados e descentralizados, buscando uma maior flexibilidade na parametrização dos critérios de cada objetivo, para as modalidades diferenciadas de gestão de águas residuárias.

## 7.0. REFERÊNCIAS

ABREU, S. B.; ZAIAT, M. Desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v.13, n.2, p. 181-188, 2008.

ACHAK, M.; MANDI, L.; OUAZZANI, N. Removal of organic pollutants and nutrientes from olive mil wastewater by a sand filter. *Journal of Environmental Management*. V. 90,p. 2771-2779, 2009.

ALBUQUERQUE JR., J. E. de; ALMEIDA, J. E. de; ALMEIDA, J. S. de; BEZERRA, M. C.; CUNHA, A. L.A.; ALVES, S. A. F. Análise do perfil social, econômico, ambiental e físico conservacionista do Assentamento Santa Cruz. *Cadernos de Agroecologia*. v.6, n.2. ISSN 2236-7934. 2011.

ALDER, M. *An Introduction to Mathematical Modelling*. Heaven for books, 2001. 209 p.

ALI, M.; AI-SA'ED, R.; MAHMOUD, N. Start-up phase assessment of a UASB-septic tank system treating domestic septage. *The Arabian Journal for Science and Engineering*, v. 32, p. 66-75, 2007.

AL-JAMAL, W.; MAHMOUD, N. Community onsite treatment of cold strong sewage in a UASB-septic tank. *Bioresource Technology* 100,1061-1068, 2009.

AL-JASSER, A. O. Saudi wastewater reuse standards for agricultural irrigation: Riyadh treatment plants effluent compliance. *Journal of King Saud University – Engineering Sciences*. 2011, 23, 1-8.

ALMEIDA, E. C.; RESENDE, J. M.; ÁLVARES, C. E. C. alternativa de tratamento de esgotos para pequenas comunidades baseada na evolução de processos simplificados. In:24º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2006. Cidade: ABES, Anais... Anais. 2006.

AL-SHAYA, H. M.; MAHMOUD, N. Start-up of an UASB-septic tank for community on-site treatment of strong domestic sewage. *Bioresource Technology* 99 (2008) 7758-7766. Doi: 10.1016/j.biortech.2008.01.061.

ANDRADE, C. C. de; SOUSA, J. T. de; HENRIQUE, I. N.; OLIVEIRA JÚNIOR, J. L. de; ELO, J. K. A. Tratamento de esgoto doméstico em sistema compacto anaeróbio-aeróbio. In.: 15º. Encontro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Évora. Portugal: Universidade de Évora. Anais. 2012, p. 1 – 7.

\_\_\_\_\_. Tratamento de esgoto Doméstico em sistema compacto anaeróbio-aeróbio. 2013. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba.

ANDRADE NETO, C. O. de; van HAANDEL, A. C.; MELO, H. N.S. O uso do filtro Anaeróbio para pós-tratamento de efluentes de Reatores Anaeróbios no Brasil. In: X SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2002,

Braga, Portugal. Anais do X Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Braga: APESB/APRH/ABES, 2002. CD-ROM.

ANDREOLI, C. V. (coord.) Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. Rio de Janeiro: ABES, 2009 - 388.p.: il. Projeto PROSAB. ISBN 978-85-7022-166-7.

ANGELAKIS, A.N.; KOUTSOYIANNIS, D.; TCHOBANOGLOUS, G. Urban wastewater and storm water technologies in ancient Greece. *Water Res.* 2005. (39), 210-20.

APHA, AWWA, WPCF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23th. Editions. Washington, 2005.

ASANO T.; BURTON F.L.; LEVERENZ H.L.; TSUCHIHASHI R.; TCHOBANOGLOUS G. (2007). Water reuse. Issues, Technologies, and Applications. 1st. Edition. New York: McGraw Hill. p. 1570.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR 9649:1986. Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário - Procedimento. Rio de Janeiro: ABNT. Norma técnica. 1986.

\_\_\_\_\_. NBR 07229:1993. Projeto, construção e operação de tanques sépticos. Rio de Janeiro: ABNT. Norma técnica. p. 15.

\_\_\_\_\_. NBR 13969:1997. tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT. Norma técnica. p. 15.

\_\_\_\_\_. NBR 8160:1999. sistemas prediais de esgoto sanitário – Projeto e Execução. Rio de Janeiro: ABNT. Norma técnica. p. 15.

\_\_\_\_\_. NBR 12.209:2011. Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos. Hydraulic and sanitary engineering design for wastewater treatment plants. Rio de Janeiro: ABNT. Norma técnica. p. 59.

AZEVEDO NETTO, J.M.; FERNANDES, M. F. Y; ARAÚJO, R. de; ITO, A. E. Manual de Hidráulica. São Paulo: Edgard Blucher, 8ed., 1998. 3a. Reimpressão: 2005. 669p.

BAKIR, H. A. Sustainable wastewater management for small communities in the Middle East and North Africa. *Journal of Environmental Management.* 2001, 61, p. 319-328.

BALKEMA, A.; PREISIG, H. A.; OTTERPOHL, R.; LAMBERT, F. J. D. Indicators for the sustainability assessment of wastewater treatment systems. *Urban Water.* volume 4, Issue 2, 2002. pp. 153-161.

BARBOSA, S.A. Avaliação de Biofiltro Aerado Submerso no Pós-Tratamento de efluente de tanque séptico. Curitiba, 2006. 207 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná.

BARBOSA, M. S.; SOUSA, M. C. de; OLIVEIRA, K. G.; MEDEIROS, Y. D. P. Conservação da água: tecnologias sustentáveis para regiões periurbanas e rurais do semiárido. Workshop uso e reuso de águas residuárias e salinas. Universidade Federal de Viçosa. 2007. Viçosa – MG.

BASTOS, R. K. X. Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura. Coleção PROSAB. Rio de Janeiro: Ed. ABES, RiMa, 2003. 253 p.

BATTILANI, A.; STEINER, M.; ANDERSEN, M.; BACK, S. N.; LORENZEN, J.; SCHWEITZER, A.; DAISGAARD, A.; FORSLUND, A.; GOLA S.; KLOPMANN, W.; PLAUBORG, F.; ANDERSEN, M. N. Decentralized water and wastewater treatment technologies to produce functional water for irrigation. *Agricultural Water Management*. volume 98, Issue 3, 2010. pp. 385-402.

\_\_\_\_\_; STEINER, M.; NEUMANN, A.; M., SCHWEITZER, A.; LORENZEN, J.; BAK, S.N.; PLAUBORG, F., 2009. User Manual for Decentralized Functional Water Production for Irrigation Purposes. SAFIR Public Report. Disponível em: < <http://www.safir4eu.org>.> . (acessado em 22 de novembro de 2013).

BAZ, I. A.; OTTERPOHL, R.; WENDLAND, C. (Eds). *Efficient Management of Wastewater. Its treatment and reuse in water-scarce countries*. 2008. Springer. Germany. MEDA Water. UE. ISBN 978-3-540-74491-7 pp. 318.

BDOUR, A. N.; HAMDY, M. R.; TARAWNEH, Z. Perspectives on sustainable wastewater treatment technologies and reuse options in the urban areas of the Mediterranean region. *Desalination*. 237, 2009, p. 162-174.

BEAL, C.D. et al. Long-term flow rates and biomat zone hydrology in soil columns receiving septic tank effluent. *Water Research Journal* 40, 2327 – 2338, 2006.

BEULA, T. M. N.; PRASAD, G. E. Multiple Criteria Decision Making With Compromise Programming. *International Journal of Engineering Science and Technology (IJEST)*. V. 4 (9). 2012. 0. 4083-4086.

BEN, F. Modelo econômico de gestão ambiental – MEGA. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2007. 229p.

BENETTO, E.; NGUYEN, D.; LOHMANN, T.; SCHMITT, B.; SCHOSSELER, P. Life cycle assessment of ecological sanitation system for small-scale wastewater treatment. *Science of the total environment* 407. (2009). 1506-1516.

BIXIO, D.; THOEYE, C.; KONING, J. De; JOKSIMOVIC, D.; SAVIC, D.; WINTGENS, T.; MELIN, T. Wastewater reuse in Europe. *Desalination*. 187. 2006, p. 89-201.

BRASIL, Lei No. 9433, de 8 de janeiro de 1997, Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Casa Civil. Presidência da República. 1997.

\_\_\_\_\_, Secretaria Especial de Desenvolvimento Urbano SEDU/PR. Presidência da República. O pensamento do setor de esgotamento sanitário no Brasil: Perspectivas futuras. PMSS. Programa de Modernização do Setor de Esgotamento sanitário. Brasília: PMSS, 2002.

\_\_\_\_\_, Ministério da saúde. Secretaria de Vigilância em saúde. saúde Brasil 2004: Evolução da Mortalidade no Brasil. Capítulo 3. 2003. Brasília. Disponível em: [http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/capitulo3\\_sb.pdf](http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/capitulo3_sb.pdf). Acessado em 24/09/2013.

\_\_\_\_\_, Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 março. 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>> Acesso em : 20 mai. 2011.

\_\_\_\_\_. Secretaria Nacional de Esgotamento sanitário Ambiental. Projeto de Lei no. 5296/2005: diretrizes para os serviços públicos de esgotamento sanitário e política nacional de esgotamento sanitário–PNS–Brasília: Ministério das Cidades, 2005. 270 p.

\_\_\_\_\_, Conselho Nacional de Recursos Hídricos - CNRH. Resolução No. 54 de 28 de novembro de 2005 - Estabelece critérios gerais para reuso de água potável. Brasília: 2005, publicado no DOU em 09/03/2006.

\_\_\_\_\_. Ministério da Saúde. Organização Pan-Americana da Saúde. Avaliação na saúde das ações de esgotamento sanitário: marco conceitual e estratégia metodológica. Organização Pan-Americana da Saúde. 2ª. Reimpressão. Brasília: Ministério da Saúde, 2007. 116 p.:il.

\_\_\_\_\_. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Esgotamento sanitário Ambiental. Sistema Nacional de Informações sobre Esgotamento sanitário: diagnóstico dos serviços de água e esgotos - 2008. Brasília: MCIDADES. SNSA, 2010.

\_\_\_\_\_, Ministério das Cidades. Lei No. 11.977/ 2009. Dispõe sobre o Programa Minha Casa, Minha Vida – PMCMV e a regularização fundiária de Assentamentos localizados em áreas urbanas. 2009. Disponível em: <http://www.cidades.gov.br/secretarias-nacionais/secretaria-de-habitacao/programas-e-acoes/mcmv/minha-casa-minha-vida> acessado em 04/03/2011.

\_\_\_\_\_. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Esgotamento sanitário Ambiental. Sistema Nacional de Informações sobre Esgotamento sanitário: diagnóstico dos serviços de água e esgotos - 2009. Brasília: MCIDADES. SNSA, 2011.

\_\_\_\_\_, Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 16 mai. 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>> Acesso em : 20 mai.2011.

\_\_\_\_\_. Ministério da saúde. Secretaria de Vigilância em saúde. Departamento de vigilância das doenças transmissíveis. Doenças Diarreicas Agudas (dados). Brasil: 2012. documento em .pdf.

\_\_\_\_\_. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Esgotamento sanitário Ambiental. Sistema Nacional de Informações sobre Esgotamento sanitário: diagnóstico dos serviços de água e esgotos - 2011. Brasília: MCIDADES. SNSA, 2013.

\_\_\_\_\_. Fundação Nacional de Saúde. 3o. Caderno de pesquisa em engenharia de saúde pública. Fundação Nacional de Saúde. = Brasília: FUNASA, 2013. 256p.:il.

BROSTEL, R. Q.; HARADA, A. L. Análise da descentralização de sistemas de tratamento de esgotos – uma aplicação para as condições do Distrito Federal. In: 19º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais... Anais do 19º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 1997, I-147 p.831-842.

BUCHANAN, J. R.; DEAL, N. E.; LINDBO, D. L. ; HANSON, A. T.; GUTAFSON, D.; MILES, R. J. Cost of Individual and Small Community Wastewater Management Systems. User guide for the Wastewater Planning Model version 1.0. 2009. 19 p.

BUMGARNER J.R.; MCCRAY, J.E. Estimating biozone hydraulic conductivity in wastewater soil-infiltration systems using inverse numerical modeling. Water Research, 2007, v.41, 2349-2360.

BUTLER, R.; MACCORMICK, T., Opportunities for decentralized treatment, sewer mining, and effluent reuse. 1996. Desalination 106, 273–283.

CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; T. de B. M.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. v.14, n.3, p. 421-430, 2009.

CAMPOS. J. R. (coord.) Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. rede PROSAB – Programa de Esgotamento sanitário. Rio de Janeiro : ABES, 1ª. Edição. 1999. 464 p. : il.

CARNEIRO, G. A.; BARBOSA, R. F. M.; SOUZA, M. A. A. Uma metodologia para seleção de processos de tratamento de águas residuárias municipais e sua aplicação a um estudo de caso no Distrito Federal. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, Brasil, v.5, p. 68-75. 2000.

\_\_\_\_\_; BARBOSA, R. F. B.; SOUZA, M. A. A. Tecnologia apropriada em esgotamento sanitário: uma nova abordagem com emprego de análise multiobjetivo e multicritério. In: Anais: 21º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais...2003. Rio de Janeiro: ABES.

CHANG, Y. J.; CHONG, M. F.; LAW, C. L.; HASSEL, D. G. A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. Chemical Engineering Journal. 155, 2009 p. 1-18.

CHEN, J.; BECH, M. B. Towards designing sustainable urban wastewater infrastructures: a screening analysis. Water Science and Technology, v.35, n.9, p.99-112, 1997.

CHERNICHARO, C.A.L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – volume 5: Reatores anaeróbios. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. Belo Horizonte, 245 p., 1997.



\_\_\_\_\_, C.A.L. (Coord.) Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, 2001.

CHIACCHIO, F. P. B.; MESQUISTA, A. S.; SANTOS, J. R. dos. palma forrageira: uma oportunidade econômica ainda desperdiçada para o semiárido baiano. *Bahia agrícola*, v.7, n.3, 2006. p.39-49.

COELHO, A.L.S.S.; DO NASCIMENTO, M.B.H.; CAVALCANTI P.F.F.; van HAANDEL A.C. The UASB reactor as an alternative for the septic tank for on-site sewage treatment. *Water Science and Technology*, v. 48. P. 221–226, 2003.

COURAUCCI FILHO B.; NOUR E.A.A.; FIGUEIREDO R.F.; STEFANUTTI R.; KLUSENER FILHO L.C.; BROLEZE S.T. Estudo de um sistema de pós-tratamento de efluente com aplicação do método do escoamento superficial no solo: polimento de efluentes de filtros anaeróbios. Pós-48 tratamento de efluentes de reatores anaeróbios - Coletânea de Artigos Técnicos – Vol. 1. pp. 1-8, FINEP/PROSAB, 2000.

CRITES, R.; TCHOBANOGLOUS, G. *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*. International Edition. McGraw-Hill: 1998, Boston.

DE ÁVILA. R. O. Avaliação do desempenho de sistemas tanque séptico-filtro anaeróbio com diferentes tipos de meio suporte. Tese de doutorado. UFRJ. 2005. 166 p.

DUDA, R. S.; OLIVEIRA, R. B. de. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*. v. 16, n.1. p. 91-100, 2011.

DYM, C. *Principles of Mathematical Modeling*. 2nd. Ed. Wiley: 2006. 301 p.

ELKARMI, A.; ABU-ELTEEN, K.; AL-KARMI, A. Disinfecting contaminated water with natural solar radiation utilizing a disinfection solar reactor in semi-arid region. *Jordan Journal of Biological Sciences*. Jordan, v.1, n.2, p.47-53, 2008.

EMERICK, R. W.; LOGE, J.F.; GINN, T.; DARBY, J. Modeling the inactivation of particle associated coliform bacteria. *Water Environment Research*, v.72, n.4, p.432-438, 2000.

ENGIN, G. O.; DEMIR, I. Cost analysis of alternative methods for wastewater handling in small communities. *Journal of Environmental Management* 79. 2006, p. 357-363.

ESREY, S. A.; FEACHEM, R. G.; HUGHES, J. M. Interventions for the control of diarrheal diseases among young children: improving water supplies and excreta disposal facilities. World Health Organization. 1985: *Bulletin of the World Health Organization*, 63 (4): 757-772. (1985).

ETNIER, C.; J. WILLETTS, C. A.; MITCHELL, S.; FANE; D. S. JOHNSTONE. 2005. *Decentralized Wastewater System Reliability Analysis Handbook*. Project No. WU-HT-03-57. Prepared for the National Decentralized Water Resources Capacity Development Project, Washington University, St. Louis, MO, by Stone Environmental, Inc., Montpelier, VT.

FATTA, D.; ANAYIOUTOU, S. MEDAWARE project for wastewater reuse in the Mediterranean countries: An innovative compact biological wastewater treatment system for promoting wastewater reclamation in Cyprus. *Desalination*, 211, 2007, p. 34-47.

FEACHEM, R. G.; BRADLEY, D. J.; GARELICK, H.; MARA, D. D. Sanitation and Disease. Health aspects of excreta and wastewater management. The International Bank for reconstruction and development. The world Bank. Washington: 1983. 501p.

FERNANDES, C. - esgotos Sanitários, Ed. Univ./UFPB, João Pessoa, 1997, 435p. Reimpressão Jan/2000.

FIÚZA JR., A. de P.; PHILIPPI, L. S. Uma análise da gestão do esgotamento sanitário descentralizado em município de pequeno porte - estudo de caso: Blumenau - SC. Anais: In: 23o. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: Anais... 2005.

FONTELENE, R. E. S.; VASCONCELOS, O. N. de. Viabilidade financeira e econômica de projetos de esgotamento sanitário: aplicação ao sistema de abastecimento da cidade de Milhã, no Ceará. In: XXVI ENEGEP - Encontro Nacional de Engenharia de Produção. ABEPRO. Fortaleza: Outubro de 2006. Anais.. Anais do XXVI ENEGEP - Encontro Nacional de Engenharia de Produção. ABEPRO. ABEPRO: Anais. 2006.

GANDHI, M.; GOLDING, S.; YARON, S.; MATTHEWS, K.R. Use of green fluorescent protein expressing *Salmonella* Stanley to investigate survival, spatial location, and control on alfalfa sprouts. *J. Food Prot.* 2001, 64, p. 1891-1898.

GILL, L. W.; O'LUANAIGH N.; JOHNSTON, P. M.; MISSTEAR, B. D. R.; O'SUILLEABHAIN, C. Nutrient loading on subsoil from on-site wastewater effluent, comparing septic tank and secondary treatment systems. *Water Research*. 2009, v. 43, p. 2739 - 2749.

GITMAN, L. J. Princípios de Administração Financeira. 7ª. Ed. São Paulo: Harbra, 1997.

GOBETTI, B.; GOBETTI, L. Análise Multiobjetivo. In.: Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos. (Org.) Rubem La Laina Porto et. al. 2 ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2002, pp. 361-418.

GONÇALVES, R. F. (coord.) Uso Racional da Água em Edificações - Tecnologias de segregação e tratamento de esgotos domésticos na origem, visando a redução do consumo de água e da infraestrutura de coleta, especialmente nas periferias urbanas; rede PROSAB - Programa de Esgotamento sanitário. Vitória: ABES, 1ª. Edição. 2009. 352 p. : il.

GREENWAY, M. The role of constructed wetland in secondary effluent treatment and water reuse in subtropical and arid Australia. *Ecological Engineering*. 25, 2005, p. 501-509.

GUNES, K.; TUNCSIPER, B. A serially connected sand filtration and constructed wetland system for small community wastewater treatment. *Journal of Ecological Engineering* 35 (2009) p. 1208 - 1215.

GUPTA, N.; KHAN, D. K.; SANTRA, S.C. An assessment of heavy metal contamination in vegetables grown in wastewater-irrigated areas of Titagarh, West Bengal. India Bull. Environ. Contam. Toxicol. 2008, 80 (2), 115–118.

GUTIÉRREZ, G.; CONYER, R. T.; GUISCAFRÉ, H.; REYES, H.; MARTÍNEZ, H.; HUMATE, J. Impacto f oral rehydration and selected public health interventions on reduction of mortality from childhood diarrheal diseases in Mexico. Bulletin of the world Health Organization, 1996, 74 (2): 189-197.

HAMILTON, B. A.; ETNIER, C.; NELSON, V. Valuing Decentralized Wastewater Technologies: A Catalog of Benefits, Costs, and Economic Analysis Techniques - A catalogue of Benefits, Costs, and Economics Analysis Techniques. Rocky Mountain Institute For the U.S. Environmental Protection Agency. 2004. 215 p.

HAMODA, M. F.; AL-GHISAIN, I; AL-MUTAIRI, N. Z. Sand filtration of wastewater for tertiary treatment and water reuse. Desalination. V. 164, p. 203-211, 2004.

HEDBERG, T. Attitudes to traditional and alternative sustainable sanitary systems. Water Science and Technology; 1999. 39 (5), 9–16.

HELLER, L; NASCIMENTO, N. O. Ciência, tecnologia e inovação na interface entre as áreas de recursos hídricos e esgotamento sanitário. In: Revista Eng. sanit. ambiental. Vol.10; n. 1 – jan/mar 2005, 36-48.

\_\_\_\_\_. Relação entre saúde e esgotamento sanitário na perspectiva do desenvolvimento. Ciência e saúde coletiva [online]. 1998, vol.3, n.2, pp. 73-84. ISSN 1413-8123.

HUTTON, G.; HALLER, L. Evaluation of the costs and benefits and sanitation improvements at the global level. World Health Organization (WHO), 2005. Water, Sanitation and Health. Protection of the Human Environment – World Health Organization, Geneva: 2004.

ICHINARI, T.; OHTSUBO, A.; OZAWA, T.; HASEGAWA, K.; TTEDUKA, K.; OGUCHI, T; KISO, Y. Wastewater treatment performance and sludge reduction properties of a household wastewater treatment system combined with an anerobic sludge digestion unit. Elsevier: Process Biochemistry. v. 43. 2008. pp. 722-728.

IMHOFF, K.. Manual de Tratamento de Águas Residuárias. São Paulo. Edgard Blucher, 1976.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. Censo demográfico. 2010. disponível em: <<http://www.ibge.com.br/censo2010.htm>> acesso em 23.09.2011.

IVERY, G. Aerobic treatment units (ATUs): Appropriate technology for on-site wastewater treatment and re-use. Elsevier: Desalination. (1996). v. 1. 06: 295-303.

JARDIM, S. B.; LANNA, A. E. L. Aplicabilidade de algumas técnicas de análise multiobjetivo ao Processo decisório no âmbito de comitês de bacias hidrográficas. RBRH. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. 2003, v. 8 n.4, p.169-191.

JEPPSSON, U. Modelling Aspects of Wastewater Treatment Processes. Lund Institute of Technology. Sweden. Lund University Press: 1996, p. 444. ISBN 91-88934-00-4.

JAVAREZ JR.; DE PAULA JR.; GAZZDA, J. Avaliação de desempenho de dois sistemas modulares no tratamento anaeróbio de esgotos em comunidades rurais. Engenharia Agrícola. V. 27, n.3, p.794-803, 2007.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. Rio de Janeiro: 4a. edição. SEGRAF editoração e impressão, 2005. 932 p.

JØRGENSEN, S. E.; BENDORICCHIO, G. Fundamental of ecological modeling. 3th. Edition. Oxford. Elsevier Science Ltd: 2001. 543p. ISBN: 0-080-44015-0 (hardbound edition).

KHANDAN, N. N. Modeling Tools for Environmental Engineers and Scientists. CRC Press: 2002. 312 p. ISBN 1-56676-995-7.

KASSAB, G.; HALALSHEH, M.; KLAPWIJK; A.; FAYYAD, M.; van LIER, J.B. Sequential anaerobic-aerobic treatment for domestic wastewater - A review. Elsevier: Bioresource Technology. 101 (2010) - p. 3299-3310.

KIM, J. W.; CHOI, H.; PACHEPSKY, Y.A. Biofilm Morphology as related to the porous media clogging. Water Research, 2010, v.44, 1193-1201.

KÖNIG, A.; CEBALLOS, B. S. O.; SANTOS, A. V. dos; CAVALCANTE, R. B.; ANDRADE, J L. de SOUSA; TAVARES, J. L. Uso de esgoto tratado como fonte não convencional para irrigação de forrageira. In: 19º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais... ABES: Anais do 19º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 1997, p. 2072 – 2081.

KOSEK, M.; BERN, C.; RICHARD, L; GUERRANT, L. The global burden of diarrheal disease, as estimated from studies published between 1992 and 2000. Bulletin of the World Health Organization, Genebra, v. 81, n. 3, p. 197-204, 2003.

KUJAWA-ROELEVELD, K. K.; ZEEMAN, G. Anaerobic treatment in decentralized and source-separation-based sanitation concepts. Springer: Reviews in Environmental Science and Bio/Technology. 2006. v. 5: 115-139.

LANGERGRABER, G.; MUELLEGGER, E. Ecological Sanitation – a way to solve global sanitation problems? Environment Internacional 31 (2005) 433-444.

LEONETI, A. B.; OLIVEIRA, S. V. W. B. de; OLIVEIRA, M. M. B. de. O equilíbrio de Nash como uma solução para o conflito entre eficiência e custo na escolha de sistemas de tratamento de esgoto sanitário com o auxílio de um modelo de tomada de decisão. Artigo técnico. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, 2010 v. 15. n.1.

LEVERENZ, H. L.; ASANO, T. Wastewater Reclamation and Reuse System. Treatise on Water Science. 2011. volume 4. pp. 63-71. doi: 10.1016/B978-0-444-53100-5.00076-2.

LIMA, P. F. U. Sistema de cultivo adensado de palma forrageira sob adubação organo-mineral. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Campina Grande. Centro de saúde e tecnologias rural. Pós-graduação em zootecnia – sistemas agrossilvopastoris. Patos, 2011 59p.

LOETSCHER, T. Working with you towards appropriate water supply and sanitation. Disponível em: <<http://www.decisionscape.com.au/>>. Acesso em: 17 ago. 2011.

\_\_\_\_\_; KELLER, J. A decision support system for selecting sanitation systems in developing countries. *Socio-Economic Planning Sciences*, 2002, v.36 p. 267–290.

LOFRANO, G.; BROWN, J. Wastewater management through the ages: A History of mankind. Elsevier: *Science of the total environment*. 2010. v. 0048- pp. 5255 - 5261.

LOMBARDO, P. 2004. Cluster Wastewater Systems Planning Handbook. Project No. WU-HT-01-45. Prepared for the National Decentralized Water Resources Capacity Development Project, Washington University, St. Louis, MO, by Lombardo Associates, Inc., Newton, MA.

LUNA, M. L. D. de; SOUSA, J. T. de; LIMA, V. L. A. de; DANTAS NETO, J.; LEITE, V. D. Tratamento de efluente de tanque séptico em filtros de areia intermitentes. *Revista Educação Agrícola Superior*. V. 28, n. 1, p.15-20, 2013.

MANCUSO, P. C. S., DOS SANTOS, H. F., editores. *reuso de Água*. Barueri, SP: Manole, 2003. ISBN 85-204-1450-8. 576p.

MARA, D. D.; DANGERT, J-O.; ANH, N. V.; TONDERSKI, A.; GULYAS, H.; TONDERSKI, K. Selection of sustainable sanitation arrangements. 2007. IWA Publishing: *Water Policy*. v. 9: 305-318.

\_\_\_\_\_, D. D. Domestic wastewater treatment in developing countries. London: Earthscan. 2004. ISBN 1-84407-020-4 (alk. paper) – ISBN 1-84407-019-0 (pbk. : alk. paper).

\_\_\_\_\_, ALABASTER, G. P.; PEARSON, H. W.; MILLS, S. W. Waste stabilization ponds. A design manual for eastern Africa. Lagoon Technology International, Leeds, England. Leeds: 1992. ISBN 0 9529869 02.

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NARS, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. Elsevier: *Journal of Environmental management*. 90 (2009): 652-659.

MAURER, N.; ROTHENBERGER, D.; LARSEN. T. A. Decentralized wastewater treatment technologies from a national perspective: at what cost are they competitive? *Water Science and Technology: Water Supply*. vol. 5 No. 5 pp. 145-154. IWA Publishing: 2006.

MEDEIROS, S. de S.; GHEY, H. R.; GALVÃO, C. de O.; PAZ, V. P. da S. (Eds). *Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas*. Campina Grande, PB: Instituto Nacional do Semiárido, 2011. 440 p. : il, ISBN 978-85-64265-011.

MELLI, L. C. F. L.; WALDMAN, E. A. Tendência temporal e desigualdades na mortalidade por diarreias em menores de 5 anos. *Arquivos de Pediatria del Uruguay*. 2011; 82(1): 39-46.

MELO, J. K. de A. Pós – tratamento de efluente de reator UASB em filtro anaeróbio submerso e filtro de areia de fluxo intermitente. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, 2013. 73p.

\_\_\_\_\_; SOUSA, J. T. de; HENRIQUE, I. N.; OLIVEIRA JÚNIOR, J. L. de.; Santos, A. M. Pós-tratamento de efluente de reator UASB em filtro Anaeróbio e filtro de areia intermitente aeróbio. In: 15o. ENASB - Encontro Nacional de Esgotamento sanitário. Anais. Anais: 15o. ENASB Encontro Nacional de Esgotamento sanitário. Évora - Portugal. 2012.

MENA, S. B. Introduction aux méthodes multicritères d'aide à la decision. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 2000 4 (2), 83–93.

MENESES, M.; PASQUALINO, J. C.; CASTELLS, F. Environmental assessment of urban wastewater reuse: Treatment alternatives and applications. *Chemosphere.* 2010, 81, p. 266-272.

METCALF e EDDY. (2003) *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse.* 2ed. New York. McGraw-Hill. 1815p.

MIZYED, N. R. Challenges to treated wastewater reuse in arid and semi-arid areas. *Environmental Science & Policy.* 25, 2013, p. 186-195.

MOJIRI, A.; AMIROSSADAT, Z. Effects of Urban Wastewater on Accumulation of Heavy Metals in Soil and Corn (*Zea mays L.*) with Sprinkler Irrigation Method. *Asian Journal of Plant Sciences.* 2011, v. 10, n. 3, p. 233-237.

MORAES, L. R. S. Esgotamento sanitário e saúde nos países em desenvolvimento. Rio de Janeiro: CC&P Editores. 1997. 390 p. disponível em: <[http://www.bra.ops-mos.org/ambiente/UploadArq/San\\_Saúde\\_Desenv\\_Final.pdf#page=280](http://www.bra.ops-mos.org/ambiente/UploadArq/San_Saúde_Desenv_Final.pdf#page=280)> acesso em 16 de outubro de 2013.

MOREIRA, D. A. Administração da produção e operações. São Paulo: Editora Pioneira Thomson Learning, 2001. p.616. ISBN – 85-221-0135-3.

MOUSSAVI, G.; KAZEMBEIGI, F.; FARZADKIA, M. Performance of a pilot scale up-flow septic tank for on-site decentralized treatment of residential wastewater. Elsevier: Institution of Chemical Engineers. *Process safety and environmental protection.* 2010. v. 0957-5820.

MUGA, H. E.; MIHELICIC, J. R. Sustainability of wastewater treatment Technologies. *Journal of Environmental Management* 88 (2008) 437-447.

MUSTAPHA, M. The ONEP experience for wastewater treatment in small communities: current situation and prospective. *Desalination.* 246, 2009, p. 613-616.

NEWS.MED.BR, 2013. OMS divulga as dez principais causas de morte no mundo de 2000 a 2011. Disponível em: <<http://www.news.med.br/p/saude/367834/oms-divulga-as-dez-principais-causas-de-morte-no-mundo-de-2000-a-2011.htm>>. Acesso em: 27 fev. 2014.

NHAPI, I. A Framework for the decentralized management of wastewater in Zimbabwe. Elsevier: Physics and Chemistry of the Earth. 29. 2004. pp. 1265 - 1273.

NUVOLARI, A. (coord.) esgoto Sanitário. Coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola. São Paulo: Edgard Blucher, vários autores. 1a. edição. 2003. ISBN 85-212-0314-4. 520 p.

OCDE 1999. Household Water Pricing in OECD Countries; ENV/EPOC/GEEI(98)12 /FINAL. OCDE. Paris.

OLIVEIRA, A.; CAVALCANTE FILHO, F. N.; RANGEL, A. H. do N.; LOPES, K. B. de P. A palma forrageira: alternativa para o Semiárido. Revista Verde v.6, n.3, p. 49 – 58 , 2011.

OLIVEIRA JR., J. L. de; SOUSA, J.T. de; LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SANTOS, E. C. Anaerobic Effluent Post-treatment applying Photolytic Reactor prior to agricultural use in Brazilian's semiarid region. Poster. *In: X DAAL - X Oficina de Digestão Anaeróbia da América Latina*. Ouro Preto. 2011. International Water Association-IWA: Anais... 2011.

\_\_\_\_\_, J. L. de; SOUSA, J. T. de; SANTOS, A. M.; SILVA, S. A. da.; LIRA, T. K. B. Qualidade de efluentes domésticos tratados em tanque séptico e em reator UASB para disposição no solo. *In: 15º. Encontro Nacional de Esgotamento sanitário de Esgotamento sanitário - ENASB, 15., 2012, Évora. Anais... Évora: Universidade de Évora, 2012.*

\_\_\_\_\_, J. L de; SOUSA, J. T. de; SILVA, S. A. da. Comportamento da infiltração de esgotos domésticos tratados em sistemas anaeróbios. Revista Conexões – Ciência e Tecnologia. v.7 n.3 – p.18-24, 2013.

\_\_\_\_\_, J. L de; SOUSA, J. T. de; SILVA, S. A. da. Modelagem matemática de sistemas descentralizados de tratamento de esgotos domésticos no auxílio à seleção de alternativas. *In: XIISIBESA - XII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. 2014. Natal. Anais... ABES: XII SIBESA - XII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.

OLIVEIRA, R. Contribuição ao estudo de tanques sépticos. 1983. Campina Grande – PB, 237p. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba.

\_\_\_\_\_, The Performance of deep Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil. PhD Thesis, The University of Leeds, U. K, 1990.

OLIVEIRA, S. V. W. B. Modelo para tomada de decisão na escolha de sistema de tratamento de esgoto sanitário. 2004. 293 f. Tese (Doutorado em Administração) – Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

OLIVEIRA, T. C. R.; Tendência das internações e da mortalidade por diarreia em crianças menores de um ano: Brasil e suas capitais, 1995 a 2005. [dissertação de mestrado]. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da USP; 2008.

ORON, G.; CAMPOS, C.; GILLERMAN, L.; SALGOT, M. Wastewater treatment, renovation and reuse for agricultural irrigation in small communities. *Agricultural Water Management*. 38, 1999, p. 223-234.

OTTERPOHL, R., GROTTKER, M., LANGE, J., 1997. Sustainable water and waste management in urban areas. *Water Science and Technology* 35 (9), 121–133.

\_\_\_\_\_, R.; BRAUN, U.; OLDENBURG, M. Innovative technologies for Decentralized wastewater management in urban and peri-urban areas. Keynote presentation. IWA. Small: 2002. Istanbul.

PARASKEVAS, P.A., GIOKAS, D.L., LEKKAS, T.D., 2002. Wastewater management in coastal urban areas: the case of Greece. *Water Science and Technology* 46 (8), 177–186.

PARTEN, S. M. Planning and installing sustainable onsite wastewater systems. McGraw Hill. USA, 2010. 412 p. II. ISBN 978-0-07-162463-3.

PATERSON, C.; MARA, D.; CURTIS, T. Pro-poor sanitation Technologies. *Geoforum*. 38 (2007) 901-907.

PEARCE-OROZ, G. The viability of decentralized water and sanitation provision in developing countries: the case of Honduras. *Water Policy*. 8, 2006, p. 31-50.

PEDESCOLL, A.; CORZO A.; ÁLVAREZ, E.; GARCÍA, J.; PUIGAGUT, J. The effect of primary treatment and flow regime on clogging development in horizontal subsurface flow constructed wetlands: An experimental evaluation. *Water Research*, 45, 3579-3589, 2011.

PHILIPPI, L. S. Esgotamento sanitário Descentralizado: Instrumento para o Desenvolvimento Sustentável. IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Seguro/BA: 2000.

\_\_\_\_\_; OLIJNYK, D. P.; MAGRI, M. E. Arranjos tecnológicos para o tratamento descentralizado de esgotos sanitários. Universidade Federal de Santa Catarina. GESAD - Grupo de estudos em esgotamento sanitário descentralizado. Palestra ministrada In: ECOSAN. Fortaleza, 2007.

PINKHAM, R. D.; MAGLIARO, J.; KINSLEY, M. Case Studies of Economic Analysis and Community Decision Making for Decentralized Wastewater Systems. Project No. WU-HT-02-03. Prepared for the National Decentralized Water Resources Capacity Development Project, Washington University, St. Louis, Missouri, by Rocky Mountain Institute, Snowmass, Colorado. 2004.

QADIR, M.; BAHRI, A.; SATO, T; AL-KARADSHEH, E. Wastewater production, treatment, and irrigation in Middle East and North Africa. *Irrigation & Drainage Systems*. (2010) 24:37–51. DOI 10.1007/s10795-009-9081-y

RAMMONT, L.; NURUL AMIN, A. T. M. Constraints in using economic instruments in developing countries: Some evidence from Thailand's experience in wastewater management. *Habitat International* 34. 2010, p. 28 – 37.

RICE, R. C. Soil clogging during infiltration of secondary effluent. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 46(4), 708–716, 1974.



RODGERS, M.; ZHAN, X.-M.; PRENDERGAST, J. Wastewater treatment using a vertically moving biofilm system followed by a sand filter. *Process Biochemistry*. v.40, 2005, 3132-3136.

RODRIGUES R. A.; MOLINA JR.; V.E; LOLLO J.A. de. Influência dos constituintes do esgoto no colapso de um solo arenoso. *Engenharia Sanitária e Ambiental [online]*.15 (1), pp. 29-36, 2010. ISSN 1413-4152. doi: 10.1590/S1413-41522010000100004.

SABRY, T. Evaluation of decentralized treatment of sewage employing Up flow Septic Tank/Baffled Reactor (USBR) in developing countries. Elsevier: *Jornal of Hazardous Materials*. 0304-3894. 2009. pp. 501 - 505.

SANTOS, A. M. Tratamento descentralizado de esgotos domésticos em sistemas anaeróbios com posterior disposição do efluente no solo. 2013. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, 2013. 82 p. : il.

SANTOS, M. V. F. dos; CUNHA, M. V. da; LIRA, M. de A.; DUBEUX JR, C. B.; FREIRE, J. de L.; PINTO, M. do S. de C.; SANTOS, D. C. dos; SOUZA, T. C. de; SILVA, M. da C. Manejo da palma forrageira. In: 2o. Congresso Brasileiro de palma e outras cactáceas. Anais... Garanhuns. Anais do 2o. Congresso Brasileiro de palma e outras cactáceas. p. 1-15, 2011.

SARTOR, M.; KASCHEK, M.; MAVROV, V. Feasibility study for evaluating the client application of membrane bioreactor (MBR) technology for decentralized municipal wastewater treatment in Vietnam. *Desalination*. volume 224, Issues 1-3. 2008. pp. 172-177. In: 2nd International Conference on Water Science and Technology - Integrated Management of Water Resources, November 2006, Athens, Greece.

SCHORIES, G. IWAPIL - innovative wastewater treatment applications for isolated locations. *Desalination*. volume 224, Issues 1-3, 2008. pp. 183-185. In: 2nd International Conference on Water Science and Technology - Integrated Management of Water Resources, November 2006, Athens, Greece.

SCHWART, R. Biological modeling and simulation: a survey of practical models, algorithms, and numerical methods. Massachusetts Institute of Technology. Massachusetts. MIT Press Books: 2008. 403p. ISBN 978-0-262-19584-3

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; LOBO, M. A.; LAPOLLI, F. R.; PHILIPPI, L. S. sistemas naturais aplicados ao tratamento descentralizado de esgotos: uso combinado de lagoas de estabilização e filtros plantados com macrófitas (wetlands). Anais: In: 23o. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: Anais... 2005.

SIEGRIST R. L.; BOYLE W. C. Wastewater Induced Soil Clogging Development. *J. Environmental Engineering*, 1977, v.113, 550.

\_\_\_\_\_; McCRAY, J.E.; LOWE, K. S. Wastewater Infiltration into Soil and the Effects of Infiltrative Surface Architecture. *Small Flow Quarterly*. 2004, v.5 n.1, 29-39, 2004.

SILVA, G. G.; NAVAL, L. P.; RIOS, R. F. de M.; PEDROZA, M. M. Biofiltro anaeróbio utilizado no pós-tratamento de efluentes de reator UASB – um estudo em escala real. *Revista*

AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica. v. 5, n.3, p.39-50, 2012.

SILVA, G. H. R. da; NOUR, E. A. A.. Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio: sistema de baixo custo para tratamento de esgotos de pequenas comunidades. Rev. bras. eng. agríc. ambient. [online]. 2005, vol.9, n.2, pp. 268-275. ISSN 1807-1929.

SILVA, M. M. P. da. Tratamento de lodos de tanques sépticos por co-constituída gem para os municípios do semiárido paraibano: alternativa para mitigação de impactos ambientais. Tese de Doutorado. 2008. Universidade Federal de Campina Grande - UFCG - CTRN. Doutorado em recursos naturais. 220 p.: il.

SLACK, N.; CHAMBERS, T.; HARLAND, C.; HARRISON, A.; JOHNSTON, R. Administração da Produção. São Paulo: Atlas, 1996. 726 p. ISBN 85-224-1508-0.

SOARES, S. R. A.; BERNARDES, R.S.; CORDEIRO NETTO, O. de M. Relações entre esgotamento sanitário, saúde pública e meio ambiente: elementos para formulação de um modelo de planejamento em esgotamento sanitário. Cad. Saúde Pública [online]. 2002, vol.18, n.6, pp. 1713-1724. ISSN 0102-311X.

SOETAERT, K.; HERMAN, P. M. J. A Practical Guide to Ecological Modeling. Using R as a Simulation Platform. Netherlands Institute of Ecology. Uerseke: Springer Science + Business Media. 2009. 376p. il. ISBN:978-4020-8623-6.

SOUZA, C. M. N.; FREITAS; C. M. de. Discursos de usuários sobre uma intervenção em esgotamento sanitário: uma análise na ótica da promoção da Saúde e da prevenção de doenças. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. V. 14 (1). 2009. 59-68.

SOUSA, J. T. de; LIMA, G.; LOPES, W. S.; SANTOS, E. C.; OLIVEIRA JÚNIOR, J. L. de. *Anaerobic effluent post-treatment applying photolytic reactor prior to agricultural use in Brazilian's semiarid region. Journal of Urban and Environmental Engineering*, v.7, p. 157-163, 2013.

SOUSA, J. T. de; ALVES, R. de C. V.; LOPES, W. da S.; LEITE, V. D.; OLIVEIRA JR., J. L. de. Domestic wastewater treated for agricultural reuse. 2011. African Journal of Biotechnology. v.11 n.100, p. 16.560-16.567, 2012.

SOUSA, J.T. de; LOPES, W.S.; LEITE, V.D.; PRASAD, S. Treatment of Sewage for Use in the Agriculture. In: Anna Stephens;Mark Fuller. (Org.). Sewage Treatment: Uses, Processes and Impact. New York: Nova Publishers. p.123-154, 2009.

SOUSA, J.T. de; van HAANDEL, A. C.; CAVALCANTI, P. F. F.; FIGUEIREDO, A. M. F. de. Tratamento de esgotos para uso na Agricultura do semiárido Nordeste. Engenharia Sanitária e Ambiental Rio de Janeiro, v. 10, n. 3, p. 260-265, 2005.

SOUSA, M. A. A. Análise tecnológica de alternativas para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: resultados da avaliação multiobjetivo. In: 21. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais...2001. Rio de Janeiro: ABES.

\_\_\_\_\_, M. A. A. Um Modelo para Seleção de Processos de Tratamento de Águas Residuárias Municipais. In: Anais do XXVI Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, AIDIS. Lima, Peru, Novembro, 1998 (meio eletrônico).

\_\_\_\_\_, FORSTER, C. F. Metodologias para seleção de processos de tratamento de águas residuárias. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Ano I, v.2, p.19-31, 1996

\_\_\_\_\_, Methodology for selection of wastewater treatment processes. PhD Thesis. School of Civil Engineering, The University of Birmingham, Birmingham, UK. 1992.

SOUSA V. N. de; CHERNICHARO, C. A. de L. Sistema compacto de tratamento de esgotos domiciliares composto de tanque séptico modificado e reatores anaeróbios híbridos operando em série. Anais: In: 23o. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: Anais... 2005.

STOWA, Separate urine collection and treatment. Options for sustainable wastewater systems and mineral recovery report. 200. No 2001-39.

STRIANO, E.; D'AMATO, V. Integration: a new framework and strategy for water management in towns and cities meeting summary report. WERF. Water Environment Research Foundation. Alexandria. WERF: 2010. 38 p.

\_\_\_\_\_. Decentralized Wastewater Stakeholders Decision Model – DWSDM. Arquivo: Decentralized Wastewater Stakeholder Decision Model.xls. WERF: 2009. Planilha Excel. Disponível em: < [www.werf.org/decentralizedcost](http://www.werf.org/decentralizedcost)>.

SURIYACHAN, C.; NTIVATTANANON, V.; AMIN, N. Potential of decentralized wastewater management for urban development: Case of Bangkok.

TANDUKAR, M.; UEMURA, S.; MACHDAR, I.; OHASHI, A; HARADA, H. A low cost municipal sewage treatment system with a combination of UASB and the 'fourth generation' down flow hanging sponge (DHS) reactors. Presented on the 10th Anaerobic Digestion Congres, Montreal, Canada, 2004.

TCHOBANOGLIOUS, G.; CRITES, R. (Eds.). Wastewater Engineering (Treatment Disposal Reuse), fourth ed. Metcalf & Eddy, Inc. McGraw-Hill: 2003 NY.

TEIXEIRA, J. C.; PUNGIRUM, M. E. M. de C. Análise da associação entre esgotamento sanitário e saúde nos países da América Latina e do Caribe, empregando dados secundários do banco de dados da Organização Pan-Americana de Saúde - OPAS. Rev. bras. epidemiol. [online]. 2005, vol.8, n.4, pp. 365-376. ISSN 1415-790X

TEPLITSKI, M.; BARAK, J. D.; SCHNEIDER, K. R. Human enteric pathogens in produce: un-answered ecological questions with direct implications for food safety. Curr. Opin. Biotechnol. 2009, 20 (2), p. 166–171.

THULLNER, M. Comparison of bio clogging effects in saturated porous media within one- and two-dimensional flow systems. Ecological Engineering, 36, 176–196, 2010.

TIBERGHIE, J. E.; ROBBINS, P. T.; TYRREL, S. F. Reflexive assessment of practical and holistic sanitation development tools using the rural and peri-urban case of Mexico. *Journal of Environmental Management*. 92, 2011, p. 457-471.

TONETTI, A. L.; COURACCI FILHO, B.; GUIMARÃES, J. R.; CRUZ, L. M. de O.; NAKAMURA, M. S. Avaliação da partida e operação de filtros anaeróbios tendo bambu como material de recheio. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v.6, n.1, p.11-16, 2011.

\_\_\_\_\_, A. L.; COURACCI FILHO, B.; STEFANUTTI, R.; FIGUEIREDO, R. F. de; SÃO PEDRO, C. C. O. Remoção de matéria orgânica, coliformes totais e nitrificação no tratamento de esgotos domésticos por filtro de areia. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v.10, n.3, p.209-218, 2005.

TYAGI, V.K.; KHAN, A. A.; KAZMI, A. A. A; MEHROTRA, I.; CHOPRA, A.K. Slow sand filtration of UASB reactor effluent: A promising post treatment technique. *Desalination* 249, 571–576, 2009.

TRAVIS, M. J.; WEISBROD, N.; GROSS, A. Decentralized wetland-based treatment of oil-rich farm wastewater for reuse in an arid environment. *Ecological Engineering*. 39, 2012, p. 81-89.

UN - UNITED NATIONS. AGENDA 21. Press Summary. Information Programme on Sustainable Development. Department of Public Information. New York. USA, 1994.

USEPA, 2000. Constructed Wetland Treatment for Municipal Wastewater. United States Environmental Protection Agency, EPA/625/R-99/010. Office of Research and Development, Cincinnati, OH, p. 166.

\_\_\_\_\_. United States environmental protection agency. Handbook for Managing Onsite and Clustered (Decentralized) wastewater treatment systems. An introduction to management tools and information for implementing EPA's Management guidelines. 2005. USEPA: EPA No. 832-B-05-001. Cópia eletrônica. disponível em: <[www.epa.gov/owm/onsite](http://www.epa.gov/owm/onsite)>.

\_\_\_\_\_. United States Environmental protection agency. 2012 Guidelines for Water reuse. USEPA: EPA No. 600-R-12/618 September 2012. Cópia eletrônica. disponível em: <[www.epa.gov/owm](http://www.epa.gov/owm)>.

Van HAANDEL, A. C.; KATO, M.T.; CALVANCANTI, P. F. F.; FLORENCIO, L. Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* v.5, p. 21–38, 2006.

\_\_\_\_\_, A. C.; LETTINGA, G. Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente. Campina Grande – PB: Epgraf. 1994, 204 pp.

Van LIER, J.B.; LETTINGA, G., 1999, Appropriate technologies for effective management of industrial and domestic wastewater: the decentralized approach. *Water Sci. Technol.*, 40: 171–183.

VARGAS, G. M. dos R.; SILVA, F. D. da; ANDRADE NETO, C. O. de; MELO, J. L. de S.; MELO, H. N. de S.; Eficiência na remoção de matéria orgânica sob a forma de DBO e DQO

total e solúvel no sistema TS+FAN. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2000. Porto Alegre: Anais. 2000.

VENHUIZEN, D. P. E. The decentralized concept of wastewater management. available in: <septictankinfo.com/Venh\_Decentralized\_WW.html.> accessed in 17.02.2011.

VERSTRAETE W.; MORGAN-SAGASTUME; F.; AIYUK, S.; WAWERU, M.; RABAEY, K.; LISSENS, G. Anaerobic digestion as a core technology is sustainable management of organic matter. 2004. In: 10th Anaerobic Digestion Congress, Montreal, Canadá, Aug–Sep, 2004.

VICTORA, C. G. Diarrhea mortality: what can the world learn from Brazil?. J. Pediatr. (Rio J.) [online]. 2009, vol.85, n.1, pp. 3-5. ISSN 0021-7557.

VIVIANI G.; LOVINO, M. Wastewater reuse effects on soil hydraulic conductivity. J. Irrigation and Drainage, 2004, v.130, 476.

Von SPERLING, M. Lagoas de Estabilização. 1996. DESA/UFMG. Belo Horizonte – MG, 1.edição. v.3. 196 p

\_\_\_\_\_, lodos ativados. 2002. DESA/UFMG. Belo Horizonte – MG, 2.edição. v.4. p. 428.

\_\_\_\_\_, Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Introdução a Qualidade das Águas e ao Tratamento de esgotos. 2005. DESA/UFMG. Belo Horizonte – MG, 3.ed.v.1. 452p.

\_\_\_\_\_, Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. DESA-UFMG. 2007, 588 p.

WAGNER, A. G.; BELLOTTO, V. R. Estações de Tratamento de esgoto Sanitário: Análise econômica de alternativas para municípios Litorâneos Estudo de Caso - Balneário Camboriú e Itajaí (SC), Brasil. Revista da Gestão Costeira Integrada. Vol. 8 (1): p. 93-108. 2008.

WANDERLEY, A. de M.; ALBUQUERQUE, A. V. F. da C.; SANTOS, L. P. dos. palma forrageira adensada e irrigada: Uma experiência no sertão do Cabugi. Lajes: Sertão Verdadeiro. 2009.

WARRINER, K.; IBRAHIM, F.; DICKINSON, M.; WRIGHT, C.; WAITES, W.M. Interaction of Escherichia coli with growing salad spinach plants. J. Food Prot. 66. 2003, (10), 1790–1797.

WEISS, P.; EVEBORN, D.; KARRMAN, E.; GUSTAFSSON, J. P. Environmental systems analysis of four on-site wastewater treatment options. Elsevier: Resources, Conservation and Recycling. v. 52. 2008. pp. 1153-1161.

WILDERER, P.A.; SCHREFF, D. Decentralized and centralized wastewater management: a challenge for technology developers. Water Sci. Technol. 2000, 41: 1–8.

\_\_\_\_\_. The role of anaerobic digestion of domestic sewage in closing water and nutrient cycle at community level. Water Sci. Technol., 1999. 39: pp. 187–194.

WILSON, Z.; PFAFF, B. Religious, philosophical and environmentalist perspectives on potable wastewater reuse in Durban, South Africa. *Desalination*. 228, 2008, p.1-9.

WHO. World Health Organization. *Pollution and Health*, Genebra, Suécia, 1986.

\_\_\_\_\_, UNICEF, 2000. *Global Water Supply and Sanitation Assessment 2000 Report*. World Health Organization, UNICEF and Water Supply and Sanitation Collaborative Council, Geneva.

\_\_\_\_\_, World Health Organization. *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater: Wastewater in Use in Agricultural*. v. II. 2006. 630p.

\_\_\_\_\_, *The world health report 2007. A safer future: global public health security in the 21st century*. Genebra, Suécia, 2007.

\_\_\_\_\_, UNICEF. *The world Health Organization. Diarrhea: Why children are still dying and what can be done*. Genebra, Suécia, 2009. 68p. il. ISBN 978-92-806-4462-3.

\_\_\_\_\_, World Health Organization. *Global cost and benefit of drinking-water supply and sanitation interventions to reach the MDG target and universal coverage*. WHO/HSE/WSH/12.01. WHO Press. Genebra: 2012. 67 p.

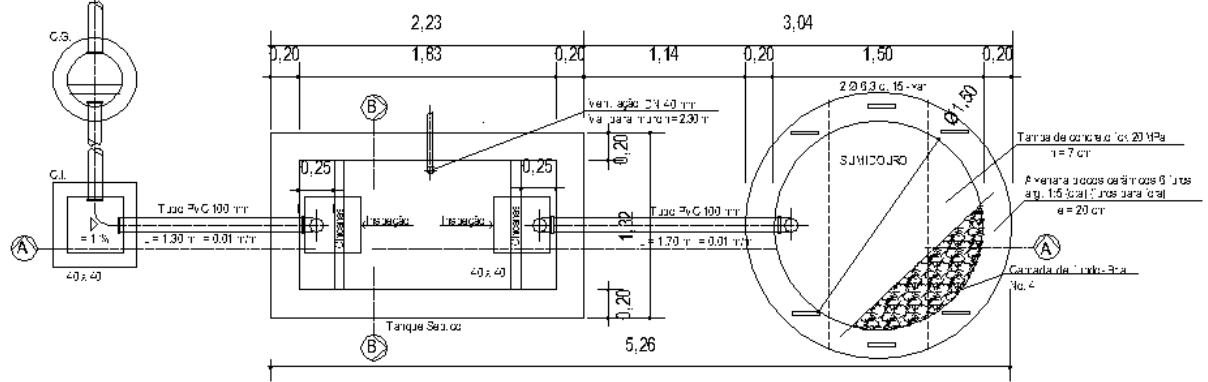
ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. (Eds) IWA publishing *Decentralized Sanitation and Reuse: concepts, systems and implementation* Holden B & Ward M (1999) *An overview of domestic and commercial re-use of water*. Presented at the IQPC conference on water recycling and effluent reuse, 16 December, Copthorne, Effingham Park, London, UK.

ZELNY, M. *Multiple criteria decision making*. University of South Carolina Press, Columbia, Estados Unidos. 1973.

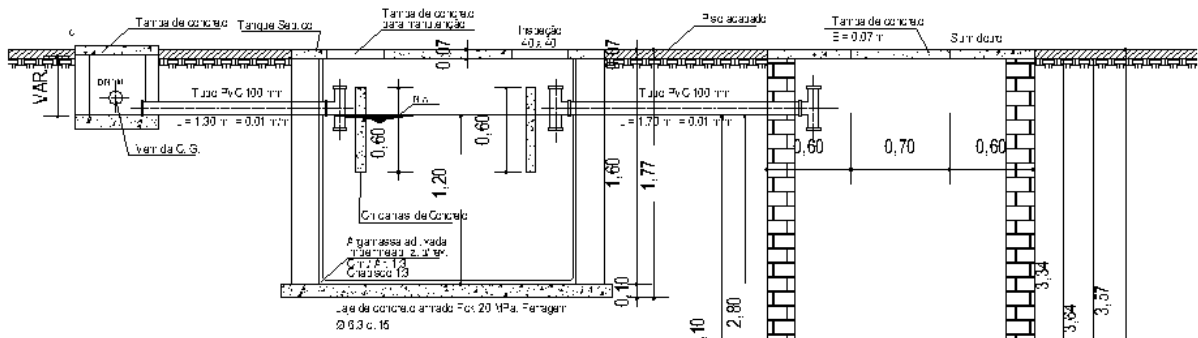
ZUFO, A. C.; REIS, L. F. R. dos; SANTOS, R. F. dos; CHAUDHRY, F. H. aplicação de Métodos Multicriteriais ao Planejamento de Recursos Hídricos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. V.7 (1). 2002. 81-102.

## **8.0. APÊNDICES**

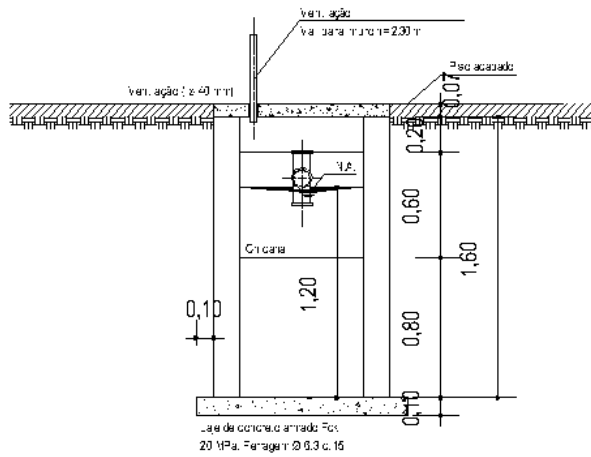
**APÊNDICE A:** Projetos das ETES e Projeto do Assentamento Santa Cruz (Clusters)



PLATA BAIXA - TS + SUMIDOURO



CORTE LONGITUDINAL A A - TS + SUMIDOURO

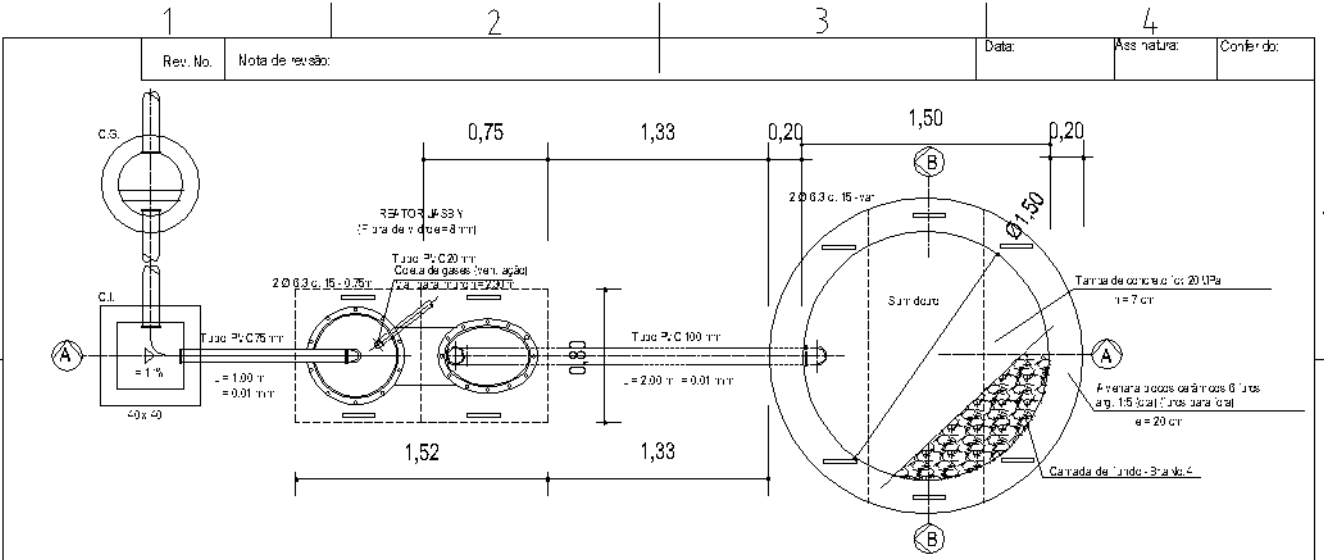


CORTE TRANSVERSAL B B - TS

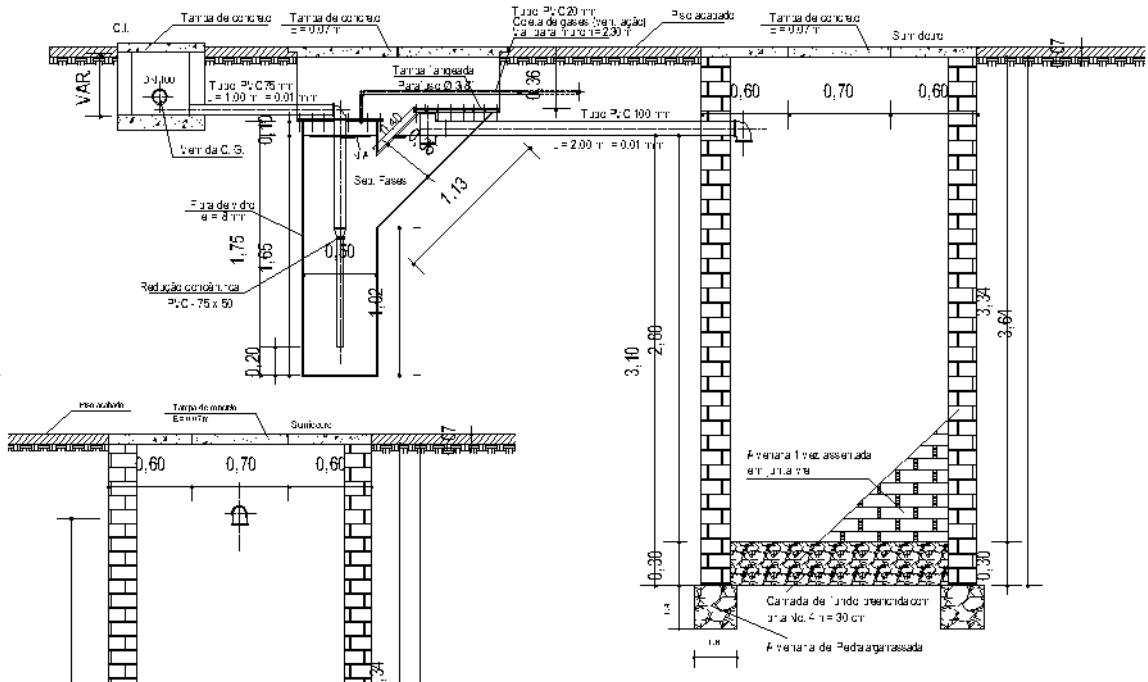
### SISTEMA TANQUE SÉPTICO + SUMIDOURO

UFCG	CTRN	Sistemas descentralizados de tratamento de esgotos			Doutorado em Recursos Naturais	
Projeto: Oliveira Jr./Silva	Conferido: Oliveira Jr.	Aprovado por: Souza	Arquivo: TS+SUM1.dwg	Data: 09/11/2013	Escala: S/ESC.	
<b>CTRN/UFCG</b>			<b>Tanque séptico unifamiliar seguido de sumidouro</b>			
			<b>01</b>	Edição 1.1	Folha: 1 de 7	

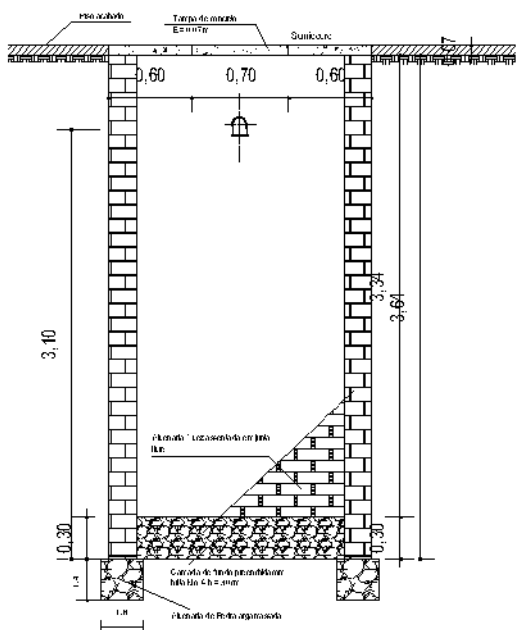




PLANTA BAIXA - REATOR UASB Y + SUMIDOURO



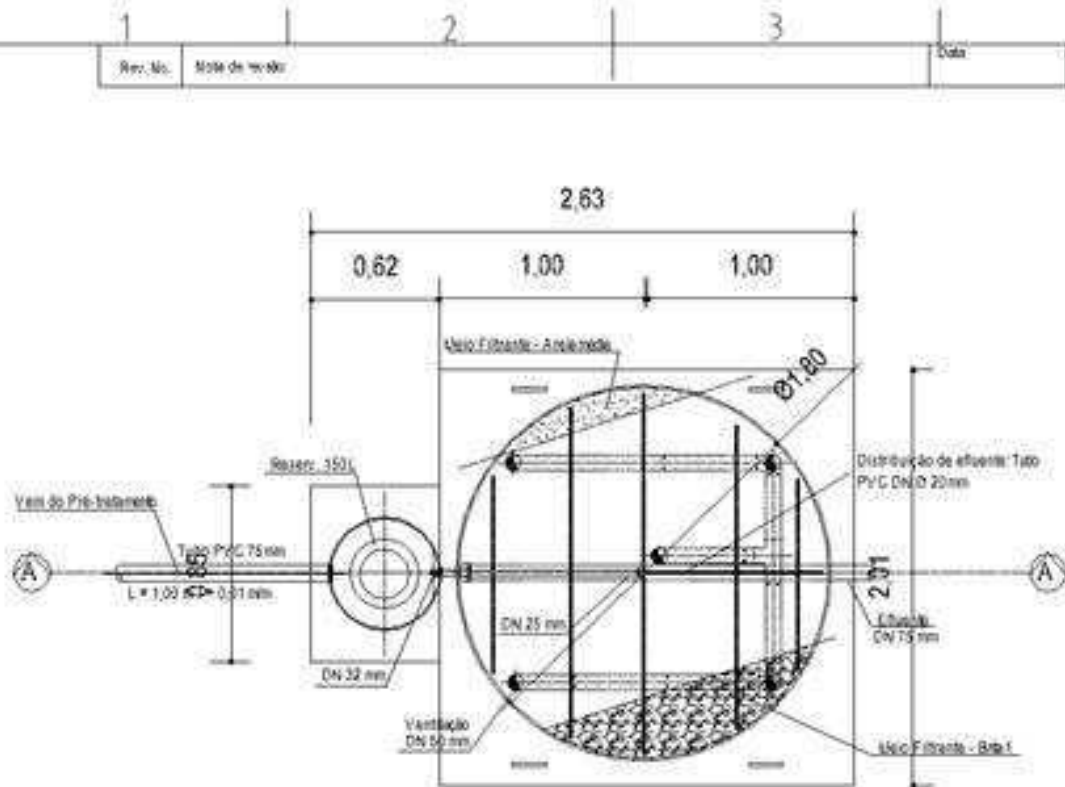
CORTE LONGITUDINAL A - A - REATOR UASB Y + SUMIDOURO



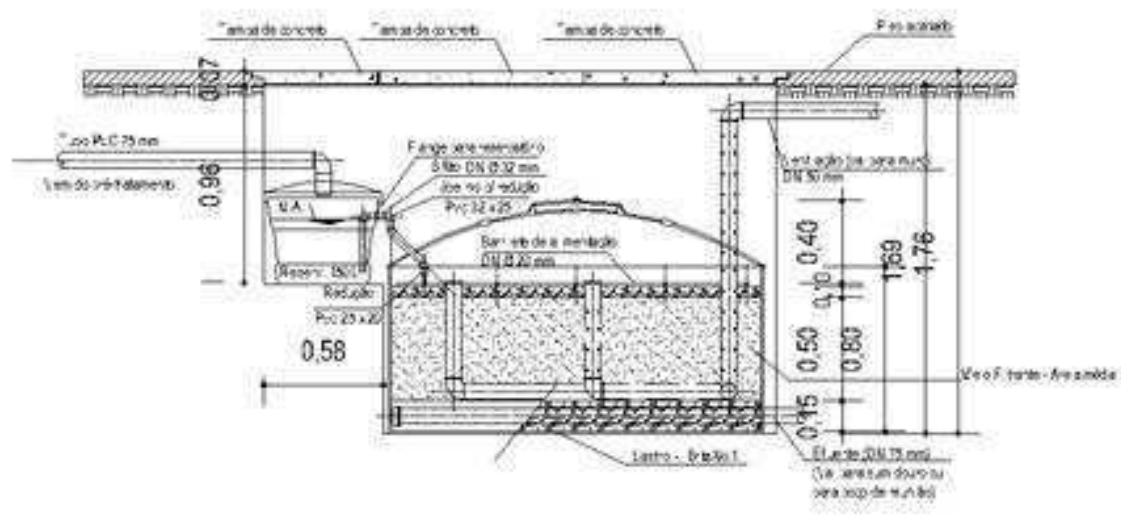
CORTE TRANSVERSAL B B - SUMIDOURO

SISTEMA REATOR UASB Y + SUMIDOURO

UFCG	CTRN	Sistemas descentralizados de tratamento de esgotos			Doutorado em Recursos Naturais	
Projeto: Oliveira Jr./Silva	Conferido: Oliveira Jr.	Aprovado por: Sousa	Arquivo: UASBY+SUM1.dwg	Data: 09/11/2013	Escala: S/ESC.	
CTRN/UFCG			Reator UASB com Separador de fases Y - UASB Y seguido de Sumidouro			
			02		Edição 1.1	Folha: 2 de 7



PLATA BAIXA - FILTRO DE AREIA DE FLUXO INTERMITENTE

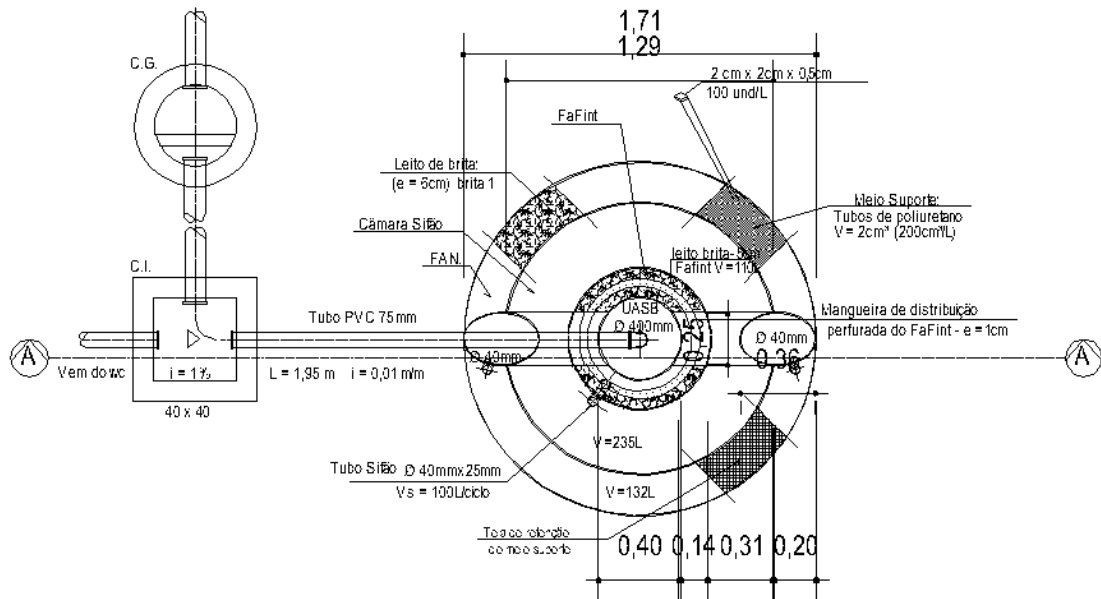


CORTE LONGITUDINAL A - A - FILTRO DE AREIA DE FLUXO INTERMITENTE

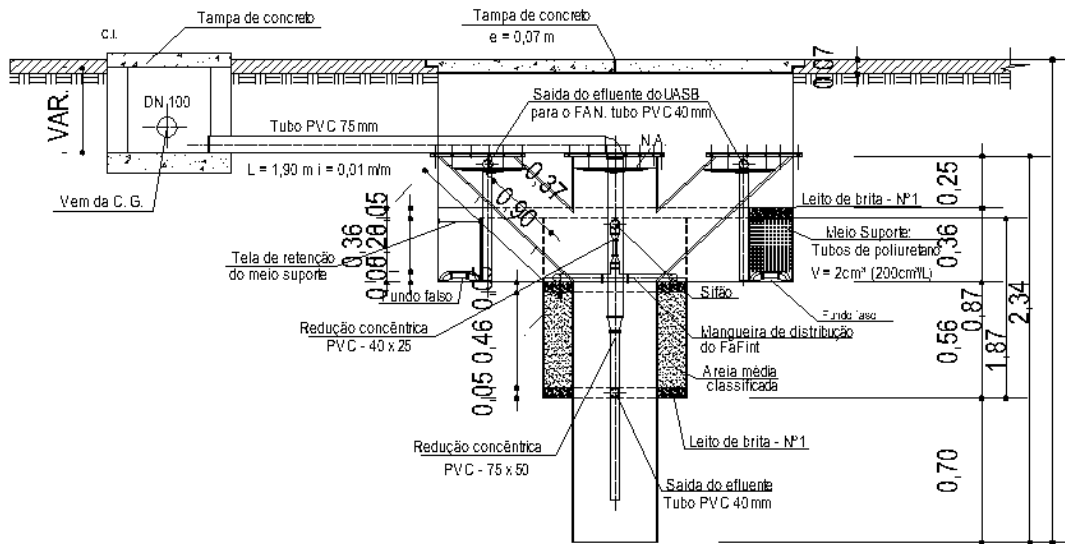
SISTEMA FILTRO DE AREIA DE FLUXO INTERMITENTE - FaFint.

UFCG	CTRN	Sistemas descentralizados de tratamento de esgotos			Doutorado em Recursos Naturais		
Projeto: Oliveira Jr/Silva	Conteúdo: Oliveira Jr.	Aprovado por: Sousa	Arquivo: FaFint.dwg	Data: 09/11/2013	Escala: S/ESC.		
CTRN/UFCG				Filtro de Areia de Fluxo Intermitente - FaFint			
				03		Edição 1.1	Folha: 3 de 7

1	2	3	4
Rev. No.	Nota de revisão:	Data:	Ass. natura: Conferido:



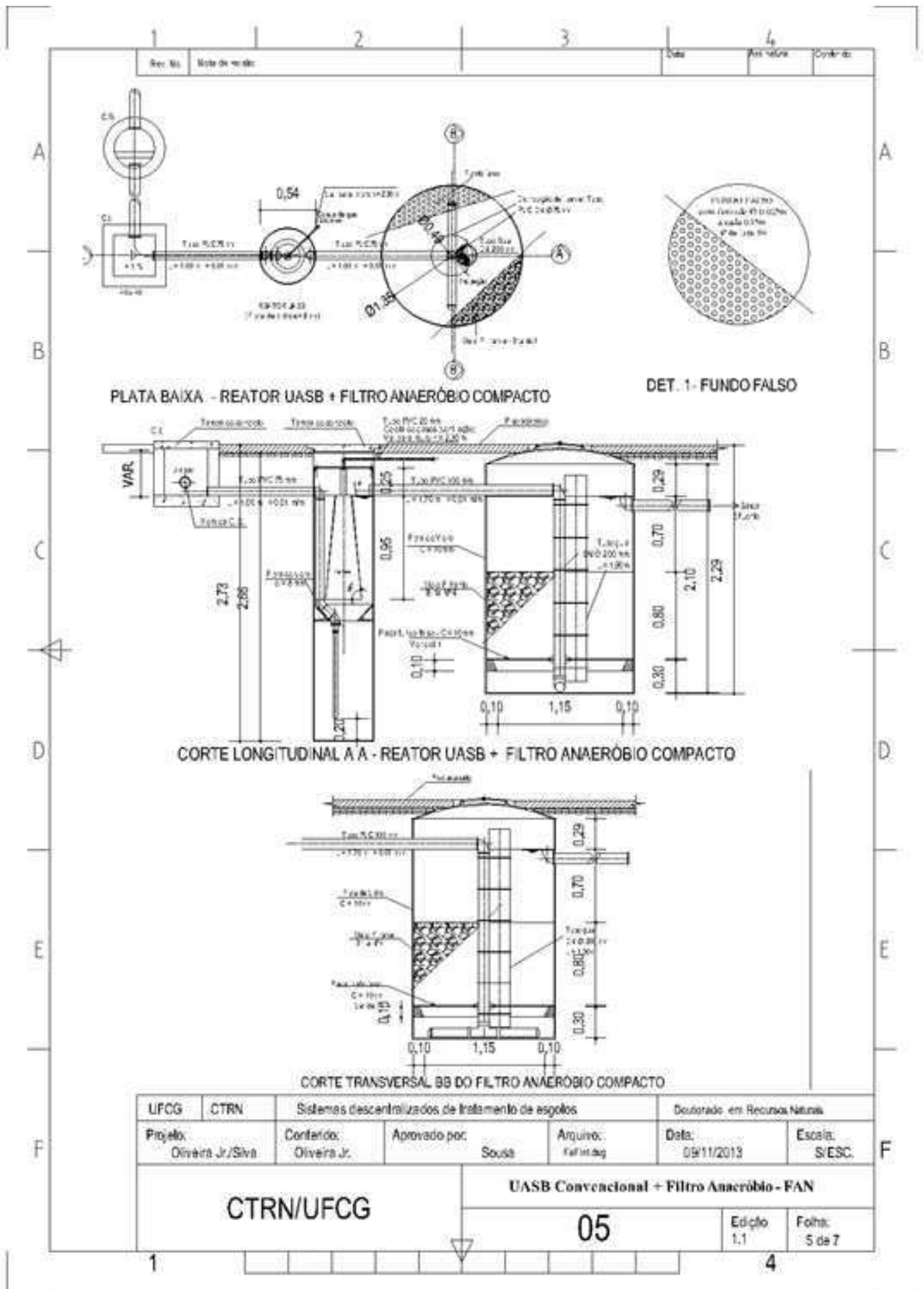
PLATA BAIXA - REATOR UASB 2Y + FILTRO ANAERÓBIO + CAMARA SIFÃO E FILTRO AERÓBIO (ECO 1)

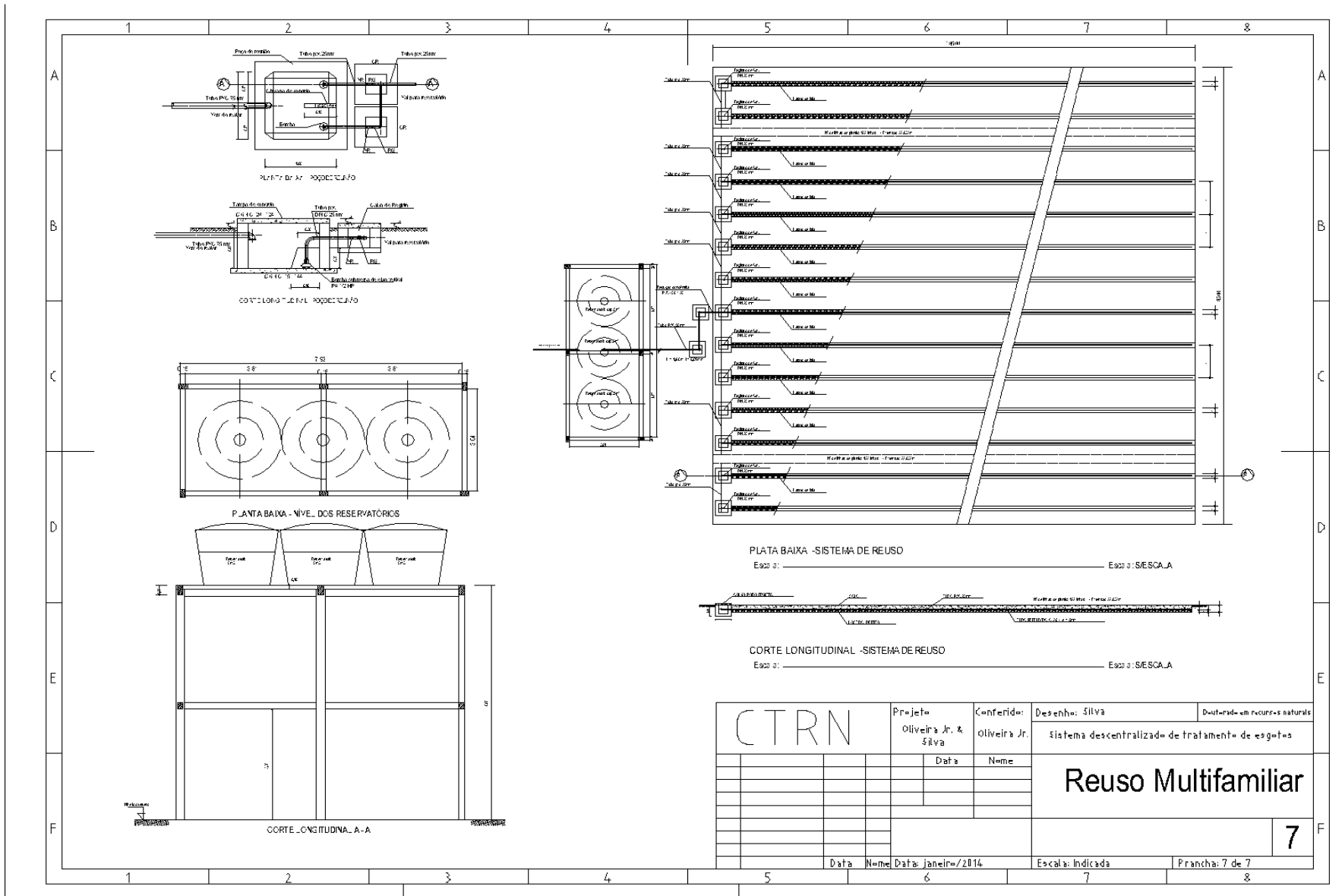


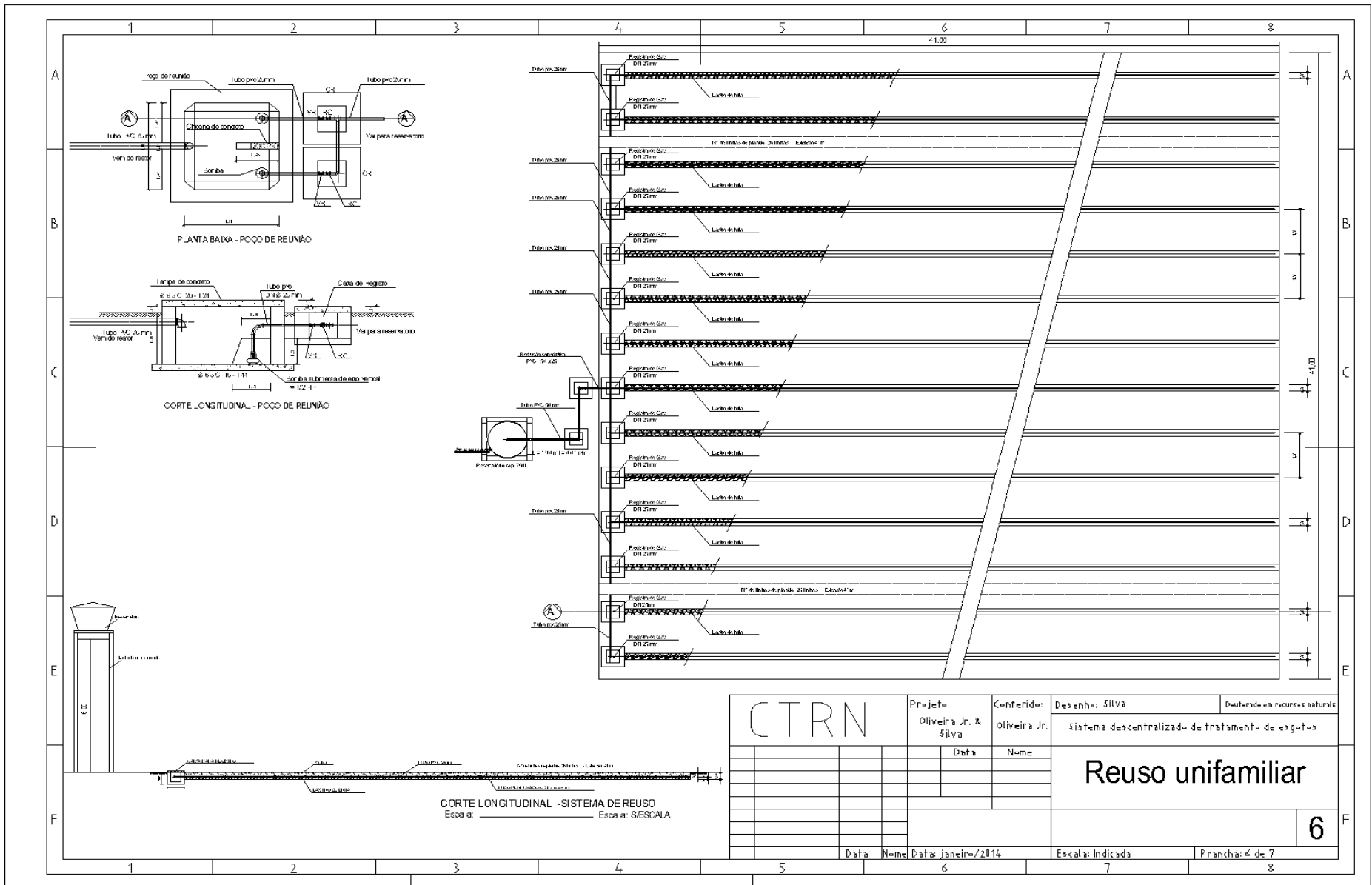
CORTE LONGITUDINAL A - A - (ECO 1)

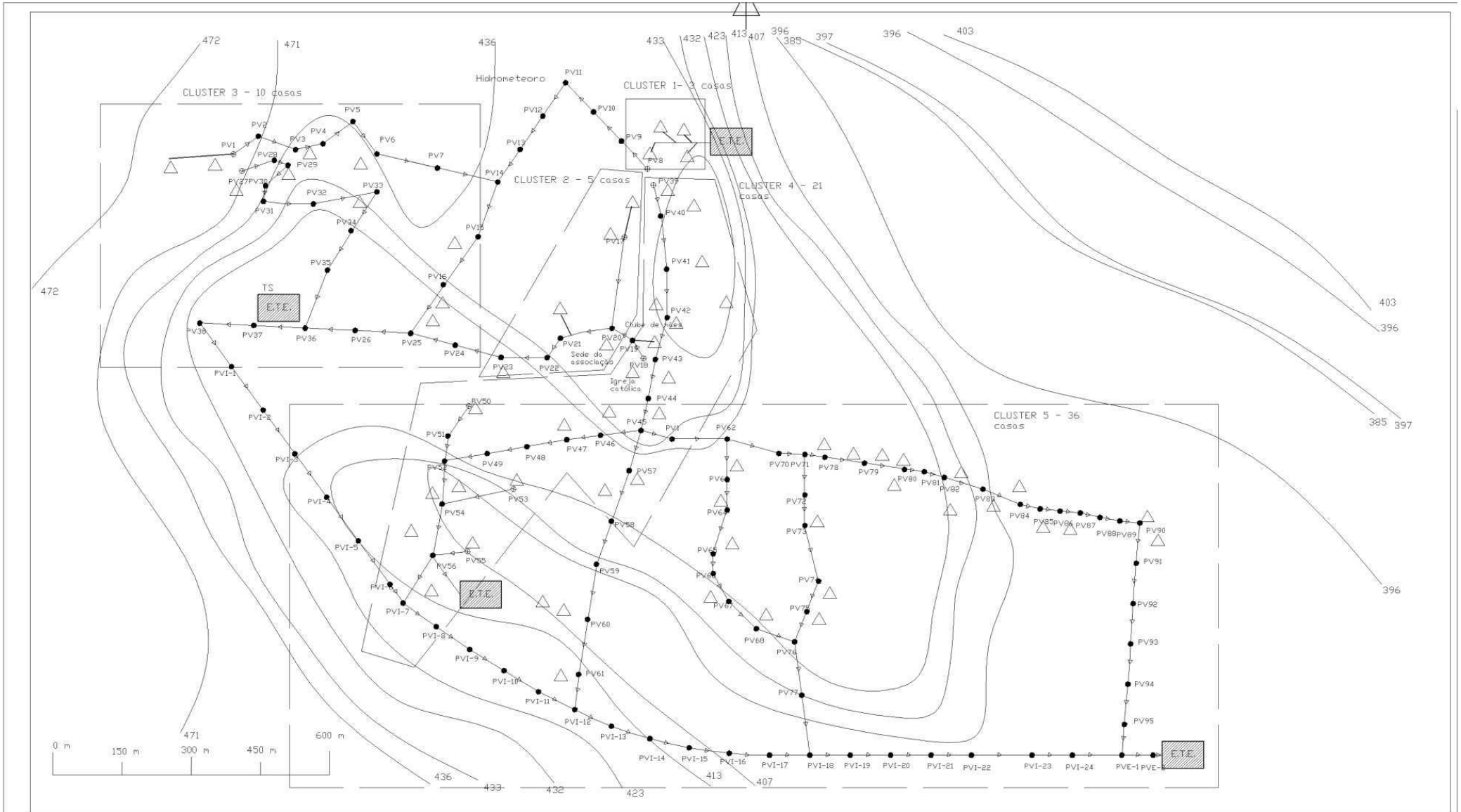
SISTEMA ESTAÇÃO COMPACTA ANAERÓBIA / AERÓBIA - ECO1

UFCG	CTRN	Sistemas descentralizados de tratamento de esgotos		Doutorado em Recursos Naturais		
Projeto: Oliveira Jr./Silva	Conferido: Oliveira Jr.	Aprovado por: Sousa	Arquivo: FaFint.dwg	Data: 09/11/2013	Escala: S/ESC.	
CTRN/UFCG			Estação Compacta Anaeróbia / Aeróbia - ECO1			
			04		Edição 1.1	Folha: 4 de 7









**NOTA:**

- 1 - Escala Gráfica.
- 2 - PV n = Poço de Visita de rede coletora; PVI-n: Poço de visita do Interceptor; PVE-n: Poço de Visita Emissário.
- 2 - Curvas de nível traçadas com base na cota da intersecção do gradeamento da quadrícula de georeferenciamento.

CTRN/UFCC

**Rede coletora, Interceptor, Emissário e situação E.T.E.**

UFCC	CTRN	Sistemas descentralizados de tratamento de esgotos		Doutorado em Recursos Naturais					
Projeto: Oliveira Jr.	Conferido: Silva	Arquivo: Sistema Cluster_Assentamento...Cruz.dwg	Aprovado por: Sousa.	Data: 20/11/2013	Escala: S/ESC	01		Edição 1.0	Folha: 1 de 1

**APÊNDICE B:** Resumo dos orçamentos dos sistemas de tratamento, dos orçamentos de operação e manutenção e Curva de Pareto dos sistemas em cluster.



**PROJETO : TESE: O SANEAMENTO DESCENTRALIZADO UNIFAMILIAR COMO INCLUSÃO SOCIAL: MODELO DE AVALIAÇÃO DE****UNIDADE: Sistemas Unifamiliares****CIDADE : ASSENTAMENTO SANTA CRUZ - CAMPINA GRANDE - PB****Data : 10/01/2014**

ITEM	DISCRIMINAÇÃO	P.TOTAL R\$	%	% acum.
<b>TANQUESÉPTICO (TS)</b>				
1.1	Serviços preliminares	19,05	0,37%	0,37%
1.2	Movimento de Terra	997,04	19,37%	19,74%
1.3	Fundações e estruturas	951,98	18,50%	38,24%
1.4	Paredes e painéis	1.326,12	25,77%	64,01%
1.5	Revestimento	563,68	10,95%	74,96%
1.6	Impermeabilização	632,41	12,29%	87,25%
1.7	Instalações hidro-sanitárias	284,49	5,53%	92,77%
1.8	Reatores, poços e caixas	318,74	6,19%	98,97%
1.9	Serviços diversos	53,13	1,03%	100,00%
<b>Total geral do orçamento - TANQUESÉPTICO (TS)</b>		<b>5.146,64</b>		
<b>UASB Y</b>				
1.1	Serviços preliminares	11,30	0,42%	0,42%
1.2	Movimento de Terra	725,12	27,16%	27,58%
1.3	Fundações e estruturas	233,58	8,75%	36,33%
1.4	Serviços especiais (Montagem placas em fibra de vidro)	769,54	28,82%	65,15%
1.5	Instalações hidro-sanitárias	580,13	21,73%	86,88%
1.6	Reatores, poços e caixas	318,74	11,94%	98,82%
1.7	Serviços diversos	31,50	1,18%	100,00%
<b>Total geral do orçamento - UASB Y</b>		<b>2.669,91</b>		
<b>UASB C</b>				
1.1	Serviços preliminares	6,43	0,12%	0,12%
1.2	Movimento de Terra	510,29	9,92%	10,04%
1.3	Fundações e estruturas	94,33	1,83%	11,87%
1.4	Serviços especiais (Montagem placas em fibra de vidro)	1.035,08	20,11%	31,98%
1.5	Instalações hidro-sanitárias	580,24	11,27%	43,26%
1.6	Reatores, poços e caixas	318,74	6,19%	49,45%
1.7	Serviços diversos	17,92	0,35%	49,80%
<b>Total geral do orçamento - UASB C</b>		<b>2.563,03</b>		
<b>FAN</b>				
1.1	Serviços preliminares	13,86	0,37%	0,37%
1.2	Movimento de Terra	897,14	24,04%	24,41%
1.3	Serviços especiais (Montagem placas em fibra de vidro)	2.401,65	64,35%	88,76%
1.4	Instalações hidro-sanitárias	363,02	9,73%	98,48%
1.5	Serviços complementares	17,90	0,48%	98,96%
1.6	Serviços diversos	38,66	1,04%	100,00%
<b>Total geral do orçamento - FAN</b>		<b>3.732,23</b>		
<b>FaFint</b>				
1.1	Serviços preliminares	30,02	0,77%	0,77%
1.2	Movimento de Terra	1.089,37	27,79%	28,55%
1.3	Serviços especiais (Montagem placas em fibra de vidro)	1.779,25	45,39%	73,94%
1.4	Instalações hidro-sanitárias	716,12	18,27%	92,21%
1.5	Reservatórios	82,25	2,10%	94,30%
1.6	Serviços complementares	139,59	3,56%	97,86%
1.7	Serviços diversos	83,72	2,14%	100,00%
<b>Total geral do orçamento - FaFint</b>		<b>3.920,32</b>		
<b>ECO 1</b>				
1.1	Serviços preliminares	18,30	0,35%	0,35%
1.2	Movimento de Terra	1.253,28	24,10%	24,46%
1.3	Fundações e estruturas	538,44	10,36%	34,81%
1.4	Serviços especiais (Montagem placas em fibra de vidro)	1.999,12	38,45%	73,26%
1.5	Reator - Instalações hidro-sanitárias e montagem	1.020,62	19,63%	92,89%
1.6	Poços e caixas	318,74	6,13%	99,02%
1.7	Serviços diversos	51,03	0,98%	100,00%
<b>Total geral do orçamento - ECO 1</b>		<b>5.199,53</b>		
<b>REUSO UNIFAMILIAR</b>				
1.1	Serviços preliminares	4.437,68	8,12%	8,12%
1.2	Movimento de Terra	3.947,94	7,22%	15,35%
1.3	Fundações e estruturas	516,07	0,94%	16,29%
1.4	Paredes e painéis	405,46	0,74%	17,03%
1.5	Revestimento	172,34	0,32%	17,35%
1.6	Impermeabilização	207,25	0,38%	17,73%
1.7	Instalações hidro-sanitárias	22.999,48	42,09%	59,81%
1.7	Poços e caixas	9.583,69	17,54%	77,35%
1.8	Serviços diversos	12.376,00	22,65%	100,00%
<b>Total geral do orçamento - REUSO UNIFAMILIAR</b>		<b>54.645,91</b>		
<b>SUMIDOURO</b>				
1.1	Serviços preliminares	9,06	0,30%	0,30%
1.2	Movimento de Terra	843,27	27,93%	28,23%
1.3	Fundações e estruturas	963,18	31,90%	60,13%
1.4	Paredes e painéis	1.126,87	37,32%	97,45%
1.5	Serviços complementares	51,65	1,71%	99,16%
1.6	Serviços diversos	25,27	0,84%	100,00%
<b>Total geral do orçamento - SUMIDOURO</b>		<b>3.019,30</b>		

**SISTEMA DESCENTRALIZADO MULTIFAMILIAR DE TRATAMENTO DE ESGOTOS**  
**PLANILHA DE ESTIMATIVA E CUSTOS DE OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO**

PROJETO : TESE: O SANEAMENTO DESCENTRALIZADO UNIFAMILIAR COMO INCLUSÃO SOCIAL: MODELO DE AVALIAÇÃO DE ALTERNATIVA DE TRATAMENTO DE ESGOTOS NO CENÁRIO DE COMUNIDADES RURAIS E PERI-URBANAS  
UNIDADE: SISTEMAS DESCENTRALIZADOS UNIFAMILIARES  
CIDADE : ASSENTAMENTO SANTA CRUZ - CAMPINA GRANDE - PB

Data : 28/01/2014

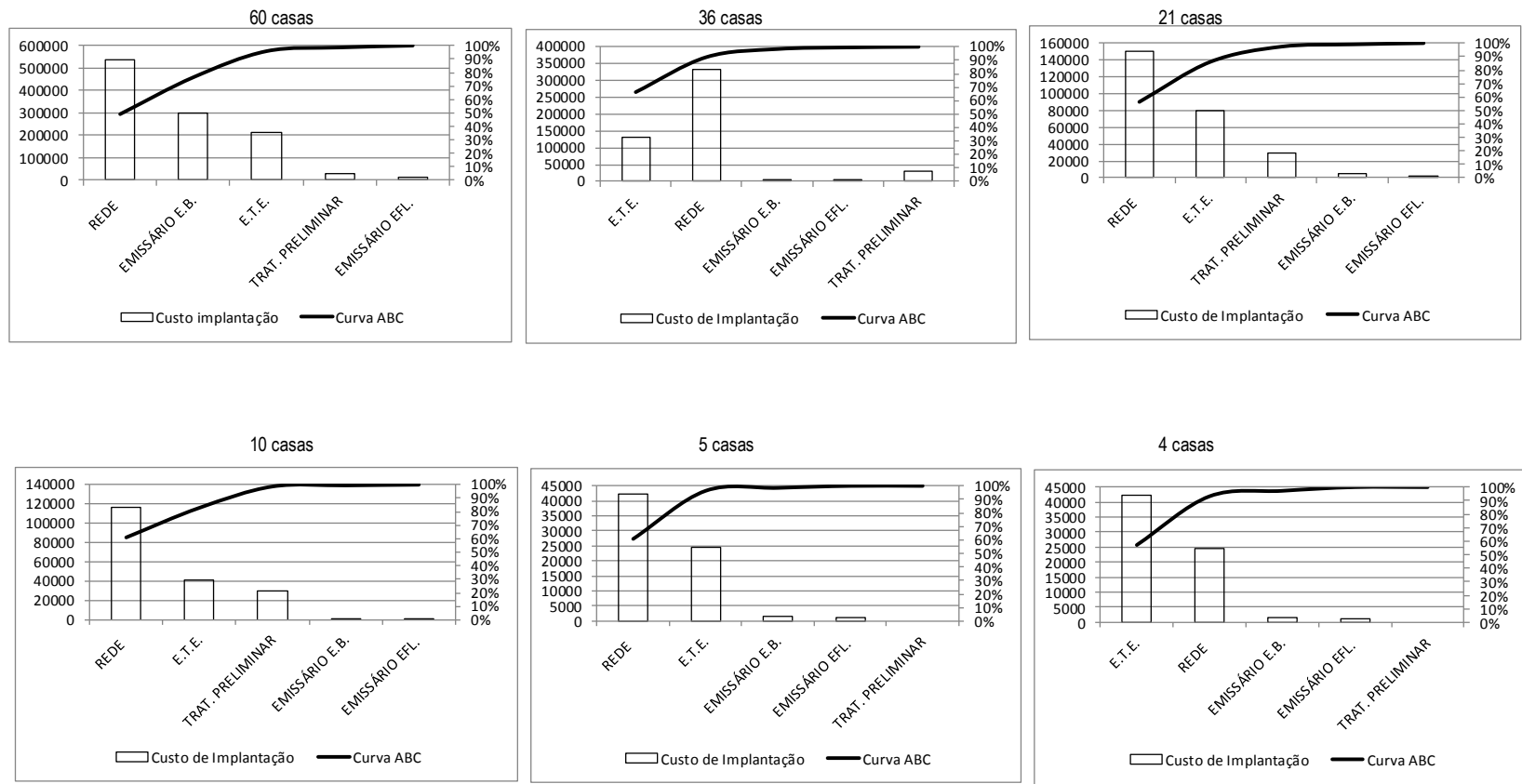
ITEM	ATIVIDADES DE OPERAÇÃO	UD	QTD	UNITÁRIO	TOTAL	ITEM	ATIVIDADES DE MANUTENÇÃO	UD	QTD	VALOR UNIT.	TOTAL
<b>ECO 1</b>											
1	<b>Meio Suporte colmatado</b>					1	<b>Substituição do meio suporte colmatado</b>				
1.2	Remoção de material colmatado (brita)	dia	0,50	54,00	27,00	1.1	Recondicionamento meio suporte (brita)	vb	2,00	54,00	108,00
1.3	Raspagem de material colmatado (areia)	dia	1,00	54,00	54,00	1.2	Reposição meio suporte (areia)	dia	1,00	54,00	54,00
1.4	Transporte material removido	vb	3,00	10,00	30,00	1.3	Lastro de areia	m³	0,05	61,28	3,28
1.5	Disposição final de material	vb	3,00	50,00	150,00	1.4	Serviço de reposição	dia	1,00	54,00	54,00
2	Desobstruções	m	10,00	14,35	143,50	2	<b>Remoção e substituição de instalações hidrossanitárias</b>				
3	<b>Lodo de excesso</b>					2.1	Reposição de instalações	vb	1,00	7,73	7,73
3.1	Remoção de lodo de excesso	vb	-	-	-	3	<b>Inspeção periódica</b>	vb	1,00	54,00	54,00
3.2	Disposição final de lodo de excesso	compostagem									
<b>TOTAL OPERAÇÃO ECO 1</b>					<b>404,50</b>	<b>TOTAL MANUTENÇÃO ECO 1</b>					<b>227,01</b>
<b>TS</b>											
1	Desobstruções	m	12,00	14,35	172,20	1	<b>Inspeção periódica</b>	vb	1,00	54,00	54,00
2	Remoção de lodo de excesso	vb	1,00	100,00	100,00						
3	Transporte do lodo de excesso	vb	1,00	20,18	20,18						
<b>TOTAL OPERAÇÃO TANQUESÉPTICO</b>					<b>292,38</b>	<b>TOTAL MANUTENÇÃO TANQUESÉPTICO</b>					<b>54,00</b>
<b>UASB's</b>											
1	<b>Desobstrução de tubulações</b>	m	18,00	14,35	258,30	1	<b>Remoção e substituição de instalações hidrossanitárias</b>				
2	<b>Lodo de excesso</b>					1.1	Reposição de instalações	vb	1,00	7,73	7,73
2.1	Remoção de lodo de excesso	vb	-	-	-	2	<b>Inspeção periódica</b>	vb	1,00	54,00	54,00
2.2	Transporte do lodo de excesso	vb	-	-	-	3	<b>Substituição e/ou conserto de conjunto motobomba</b>				
2.3	Disposição final do lodo de excesso	compostagem				3.1	Conserto e reposição (5%)	ud		27,25	27,25
<b>TOTAL OPERAÇÃO UASB Y</b>					<b>258,30</b>	<b>TOTAL MANUTENÇÃO UASB Y</b>					<b>61,73</b>
<b>FaFint</b>											
1	<b>Remoção, transporte, disposição de meio suporte colmatado (areia e brita)</b>					1	<b>Substituição do meio suporte colmatado</b>				
1.1	Raspagem de material colmatado (brita)	dia	0,50	54,00	27,00	1.1	Recondicionamento meio suporte (brita)	vb	2,00	54,00	108,00
1.2	Raspagem de material colmatado (areia)	dia	1,00	54,00	54,00	1.2	Reposição meio suporte (areia)	dia	1,00	54,00	54,00
1.3	Transporte material removido	vb	3,00	20,18	60,54	1.3	Lastro de areia	m³	0,05	61,28	3,28
1.4	Disposição final de material	vb	3,00	50,00	150,00	1.4	Serviço de reposição	dia	1,00	54,00	54,00
2	<b>Desobstrução de tubulações</b>	m	6,00	14,35	86,10	2	<b>Remoção e substituição de instalações hidrossanitárias</b>				
3	<b>Lodo de excesso</b>						Reposição de instalações	vb	1,00	7,73	7,73
3.1	Remoção de lodo de excesso	vb	-	-	-						
3.2	Transporte do lodo de excesso	vb	-	-	-						
3.3	Disposição final do lodo de excesso	compostagem									
<b>TOTAL OPERAÇÃO FaFint</b>					<b>377,64</b>	<b>TOTAL MANUTENÇÃO FaFint</b>					<b>173,01</b>
<b>FAN</b>											
1	<b>Remoção de material colmatado (brita)</b>					1	<b>Remoção e substituição de instalações hidrossanitárias</b>				
1.2	Remoção da brita	dia	0,50	54,00	27,00	1.1	Reposição de instalações	vb	1,00	7,73	7,73
2	Transporte material removido	vb	3,00	20,18	60,54	2	<b>Substituição do meio suporte colmatado</b>				
2.1	Disposição final de material	vb	3,00	50,00	150,00	2.1	Recondicionamento meio suporte (brita)	vb	2,00	54,00	108,00
3	<b>Desobstrução de tubulações</b>	m	6,00	14,35	86,10	2.2	Serviço de reposição	dia	1,00	54,00	54,00
<b>TOTAL OPERAÇÃO FAN</b>					<b>323,64</b>	<b>TOTAL MANUTENÇÃO FAN</b>					<b>169,73</b>
(1) Quando o reuso for aplicável ao caso (2) Quando houver disponibilidade de acesso ao lançamento em corpo receptor (3) Transporte até aterro sanitário consorciado de Campina Grande											
<b>POÇO DE SUÇÃO E BOMBAMENTO - REUSO</b>											
1	<b>Energia elétrica anual <sup>(1) (2)</sup></b>	kw.h.ano <sup>-1</sup>	211,97	0,27	57,23	1	<b>Substituição e/ou conserto de conjunto motobomba</b>				
2	<b>Limpeza do poço de sucção <sup>(1) (2)</sup></b>	vb	4,00	108,00	432,00	1.1	Conserto e reposição (5%)	ud.ano <sup>-1</sup>	1,00	27,25	27,25
3	<b>Transporte <sup>(3)</sup> e disposição final de material do poço de sucção <sup>(1) (2)</sup></b>	vb	4,00	20,18	80,72	2	<b>Remoção e substituição de instalações hidrossanitárias</b>				
						2.1	Reposição de instalações	vb	1,00	7,73	7,73
<b>TOTAL OPERAÇÃO POÇO DE SUÇÃO E BOMBAMENTO</b>					<b>569,95</b>	<b>TOTAL MANUTENÇÃO POÇO DE SUÇÃO E BOMBAMENTO</b>					<b>34,98</b>
(1) Quando o reuso for aplicável ao caso (2) Quando houver disponibilidade de acesso ao lançamento em corpo receptor (3) Transporte até aterro sanitário consorciado de Campina Grande (4) Os custos totais são anuais previstos para um horizonte de 20 anos.											

## Resumo dos custos de operação e manutenção dos reatores unifamiliares e reuso

Reatores	Custos (R\$)		
	Operação	Manutenção	Op. & Man.
ECO 1	404,50	227,01	631,51
TS	292,38	54,00	346,38
UASB's	258,30	61,73	320,03
FaFint	377,64	173,01	550,65
FAN	323,64	169,73	493,37
REUSO	569,95	34,98	604,93

Curva de Pareto dos custos de implantação por unidade de sistema nos sistemas descentralizados multifamiliares

Unidade de Sistema	Cluster 1			Cluster 2			Cluster 3			Cluster 4			Cluster 5			Cluster 6		
	4 casas	%	acum.	5 casas	%	acum.	10 casas	%	acum.	21 casas	%	acum.	36 casas	%	acum.	60 casas	%	acum.
E.T.E.	21.227,47	57,16%	57,16%	24.657,86	35,57%	35,57%	41.795,72	21,90%	21,90%	79.498,97	29,78%	29,78%	130.890,45	26,00%	26,00%	212.959,70	19,40%	19,40%
REDE	13.385,46	36,04%	93,20%	42.148,27	60,79%	96,36%	116.356,21	60,98%	82,88%	150.475,00	56,37%	86,15%	334.065,22	66,35%	92,34%	538.998,06	49,10%	68,50%
EMISSÁRIO E.B.	1.508,17	4,06%	97,26%	1.508,17	2,18%	98,53%	1.508,17	0,79%	83,68%	4.451,51	1,67%	87,81%	5.959,69	1,18%	93,53%	300.159,19	27,34%	95,84%
EMISSÁRIO EFL.	1.015,88	2,74%	100,00%	1.015,88	1,47%	100,00%	1.015,88	0,53%	84,21%	2.402,31	0,90%	88,71%	2.402,31	0,48%	94,00%	15.397,53	1,40%	97,24%
TRAT. PRELIMINAR	0,00	0,00%	100,00%	0,00	0,00%	100,00%	30.133,41	15,79%	100,00%	30.132,60	11,29%	100,00%	30.189,00	6,00%	100,00%	30.244,81	2,76%	100,00%



**APÊNDICE C:** Análise de sensibilidade (variação dos Ls) para as ênfases

Planilha Auxiliar - sem ênfase nos pesos									
Ranking para Ls (S=2) das alternativas nos cenários de análise									
Ranking	Legenda	Alternativas				Ls = 1	Ls = 2	Ls = ∞	Icb
1	144	UASB M	FaFint M	Cloro	Reuso	7,462	3,198	2,216	0,261
2	146	UASB M	FaFint M	UV	Reuso	7,560	3,244	2,217	0,262
3	53	UASB Y	Fafint	Cloro	Reuso	7,345	3,372	2,387	0,305
4	55	UASB Y	Fafint	UV	Reuso	7,564	3,417	2,387	0,308
5	18	TS	Fafint	Cloro	Reuso	8,326	3,505	2,387	0,315
6	88	UASB C	Fafint	Cloro	Reuso	8,409	3,520	2,387	0,304
7	20	TS	Fafint	UV	Reuso	8,481	3,547	2,387	0,318
8	90	UASB C	Fafint	UV	Reuso	8,507	3,561	2,387	0,307
9	109	ECO 1	SIMPLES	Cloro	Reuso	8,437	3,671	2,387	0,290
10	111	ECO 1	SIMPLES	UV	Reuso	8,650	3,712	2,387	0,293
11	48	UASB Y	FAN	UV	Reuso	10,770	3,767	2,387	0,305
12	46	UASB Y	FAN	Cloro	Reuso	11,746	3,914	2,387	0,302
13	13	TS	FAN	UV	Reuso	11,367	3,936	2,387	0,316
14	83	UASB C	FAN	UV	Reuso	11,937	4,059	2,387	0,305
15	11	TS	FAN	Cloro	Reuso	12,719	4,203	2,387	0,313
16	81	UASB C	FAN	Cloro	Reuso	13,601	4,442	2,387	0,302
17	50	UASB Y	Fafint	+	Solo	12,954	5,080	2,428	-
18	15	TS	Fafint	+	Solo	13,757	5,162	2,428	-
19	85	UASB C	Fafint	+	Solo	13,918	5,183	2,428	-
20	43	UASB Y	FAN	+	Solo	16,349	5,373	2,428	-
21	8	TS	FAN	+	Solo	16,879	5,502	2,428	-
22	106	ECO 1	SIMPLES	+	Solo	14,919	5,520	2,428	-
23	78	UASB C	FAN	+	Solo	17,605	5,610	2,428	-
24	141	UASB M	FaFint M	+	Solo	17,744	5,867	2,428	-
25	36	UASB Y	SIMPLES	+	Solo	20,950	6,378	2,913	-
26	1	TS	SIMPLES	+	Solo	21,530	6,460	3,065	-
27	71	UASB C	SIMPLES	+	Solo	22,928	6,769	3,200	-

<b>Planilha Auxliar - com ênfase social nos pesos</b>									
<b>Ranking das Alternativas segundo o Índice de Proximidade (Ls) - S = 2</b>									
Ranking	Legenda	Alternativas				Ls = 1	Ls = 2	Ls = ∞	Icb
1	146	UASB M	FaFint M	UV	Reuso	5,313	2,155	1,400	0,262
2	55	UASB Y	Fafint	UV	Reuso	5,205	2,225	1,508	0,308
3	144	UASB M	FaFint M	Cloro	Reuso	5,713	2,260	1,399	0,261
4	53	UASB Y	Fafint	Cloro	Reuso	5,519	2,326	1,508	0,305
5	90	UASB C	Fafint	UV	Reuso	5,865	2,333	1,508	0,307
6	20	TS	Fafint	UV	Reuso	5,947	2,356	1,508	0,318
7	111	ECO 1	SIMPLES	UV	Reuso	5,734	2,417	1,508	0,293
8	88	UASB C	Fafint	Cloro	Reuso	6,265	2,431	1,508	0,304
9	18	TS	Fafint	Cloro	Reuso	6,307	2,452	1,508	0,315
10	48	UASB Y	FAN	UV	Reuso	7,425	2,480	1,508	0,305
11	109	ECO 1	SIMPLES	Cloro	Reuso	6,053	2,510	1,508	0,290
12	13	TS	FAN	UV	Reuso	7,932	2,630	1,508	0,316
13	83	UASB C	FAN	UV	Reuso	8,238	2,698	1,508	0,305
14	46	UASB Y	FAN	Cloro	Reuso	8,583	2,706	1,508	0,302
15	11	TS	FAN	Cloro	Reuso	9,356	2,934	1,508	0,313
16	81	UASB C	FAN	Cloro	Reuso	9,882	3,084	1,508	0,302
17	50	UASB Y	Fafint	+	Solo	13,940	6,066	3,600	-
18	15	TS	Fafint	+	Solo	14,512	6,105	3,600	-
19	85	UASB C	Fafint	+	Solo	14,631	6,117	3,600	-
20	43	UASB Y	FAN	+	Solo	16,445	6,264	3,600	-
21	8	TS	FAN	+	Solo	16,854	6,344	3,600	-
22	141	UASB M	FaFint M	+	Solo	17,048	6,359	3,600	-
23	78	UASB C	FAN	+	Solo	17,395	6,411	3,600	-
24	106	ECO 1	SIMPLES	+	Solo	15,788	6,591	3,630	-
25	36	UASB Y	SIMPLES	+	Solo	20,437	7,289	4,369	-
26	1	TS	SIMPLES	+	Solo	20,966	7,433	4,597	-
27	71	UASB C	SIMPLES	+	Solo	22,062	7,666	4,800	-

<b>Planilha Auxiliar - com ênfase econômica nos pesos</b>									
<b>Ranking das Alternativas segundo o Índice de Proximidade (Ls) - S = 2</b>									
Ranking	Ranking	Alternativas				Ls = 1	Ls = 2	Ls = ∞	Icb
1	144	UASB M	FaFint M	Cloro	Reuso	9,840	5,485	4,198	0,261
2	146	UASB M	FaFint M	UV	Reuso	10,034	5,510	4,200	0,262
3	53	UASB Y	Fafint	Cloro	Reuso	10,956	6,122	4,523	0,305
4	55	UASB Y	Fafint	UV	Reuso	11,236	6,141	4,523	0,308
5	18	TS	Fafint	Cloro	Reuso	11,632	6,158	4,523	0,315
6	88	UASB C	Fafint	Cloro	Reuso	11,708	6,163	4,523	0,304
7	20	TS	Fafint	UV	Reuso	11,867	6,177	4,523	0,318
8	90	UASB C	Fafint	UV	Reuso	11,903	6,182	4,523	0,307
9	109	ECO 1	SIMPLES	Cloro	Reuso	11,780	6,208	4,523	0,290
10	111	ECO 1	SIMPLES	UV	Reuso	12,055	6,228	4,523	0,293
11	48	UASB Y	FAN	UV	Reuso	13,509	6,243	4,523	0,305
12	46	UASB Y	FAN	Cloro	Reuso	14,073	6,281	4,523	0,302
13	13	TS	FAN	UV	Reuso	13,917	6,294	4,523	0,316
14	83	UASB C	FAN	UV	Reuso	14,335	6,334	4,523	0,305
15	11	TS	FAN	Cloro	Reuso	14,746	6,372	4,523	0,313
16	81	UASB C	FAN	Cloro	Reuso	15,384	6,454	4,523	0,302
17	50	UASB Y	Fafint	+	Solo	13,750	6,560	4,600	-
18	15	TS	Fafint	+	Solo	14,324	6,592	4,600	-
19	85	UASB C	Fafint	+	Solo	14,427	6,600	4,600	-
20	43	UASB Y	FAN	+	Solo	16,117	6,666	4,600	-
21	106	ECO 1	SIMPLES	+	Solo	15,009	6,689	4,600	-
22	8	TS	FAN	+	Solo	16,491	6,715	4,600	-
23	78	UASB C	FAN	+	Solo	16,987	6,757	4,600	-
24	36	UASB Y	SIMPLES	+	Solo	19,153	7,013	4,600	-
25	1	TS	SIMPLES	+	Solo	19,539	7,034	4,600	-
26	71	UASB C	SIMPLES	+	Solo	20,489	7,163	4,600	-
27	141	UASB M	FaFint M	+	Solo	21,966	8,444	4,600	-

<b>Planilha Auxiliar - com ênfase ambiental nos pesos</b>									
<b>Ranking das Alternativas segundo o Índice de Proximidade (Ls) - S = 2</b>									
Ranking	Legenda	Alternativas				Ls = 1	Ls = 2	Ls = ∞	Icb
1	53	UASB Y	Fafint	Cloro	Reuso	6,670	2,639	1,508	0,305
2	55	UASB Y	Fafint	UV	Reuso	8,085	3,129	1,708	0,308
3	50	UASB Y	Fafint	+	Solo	9,474	3,264	1,533	-
4	18	TS	Fafint	Cloro	Reuso	8,541	3,267	1,694	0,315
5	144	UASB M	FaFint M	Cloro	Reuso	8,331	3,268	1,999	0,261
6	88	UASB C	Fafint	Cloro	Reuso	8,936	3,399	1,999	0,304
7	146	UASB M	FaFint M	UV	Reuso	9,488	3,668	1,999	0,262
8	20	TS	Fafint	UV	Reuso	9,820	3,673	1,709	0,318
9	90	UASB C	Fafint	UV	Reuso	10,093	3,784	1,999	0,307
10	15	TS	Fafint	+	Solo	11,152	3,786	1,694	-
11	85	UASB C	Fafint	+	Solo	11,492	3,898	1,999	-
12	109	ECO 1	SIMPLES	Cloro	Reuso	9,480	4,097	3,072	0,290
13	141	UASB M	FaFint M	+	Solo	14,197	4,339	1,999	-
14	111	ECO 1	SIMPLES	UV	Reuso	10,881	4,429	3,072	0,293
15	106	ECO 1	SIMPLES	+	Solo	12,709	4,596	3,072	-
16	48	UASB Y	FAN	UV	Reuso	14,965	4,605	1,880	0,305
17	43	UASB Y	FAN	+	Solo	16,442	4,710	1,880	-
18	46	UASB Y	FAN	Cloro	Reuso	16,080	4,979	2,538	0,302
19	13	TS	FAN	UV	Reuso	16,042	5,174	2,892	0,316
20	8	TS	FAN	+	Solo	17,484	5,269	2,892	-
21	83	UASB C	FAN	UV	Reuso	17,456	5,610	3,200	0,305
22	78	UASB C	FAN	+	Solo	18,975	5,703	3,200	-
23	11	TS	FAN	Cloro	Reuso	17,953	5,918	3,335	0,313
24	81	UASB C	FAN	Cloro	Reuso	20,029	6,679	4,000	0,302
25	36	UASB Y	SIMPLES	+	Solo	24,700	7,470	3,600	-
26	1	TS	SIMPLES	+	Solo	25,671	7,528	3,306	-
27	71	UASB C	SIMPLES	+	Solo	28,424	8,450	4,000	-