



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA**

JOSILDO LOURENÇO DOS SANTOS

**AVALIAÇÃO DE TECNOLOGIAS DE PÓS-TRATAMENTO DE
EFLUENTES DE LAGOA FACULTATIVA PRIMÁRIA OBJETIVANDO
O REÚSO NA IRRIGAÇÃO AGRÍCOLA.**

**Natal - RN
2004**

JOSILDO LOURENÇO DOS SANTOS

**AVALIAÇÃO DE TECNOLOGIAS DE PÓS-
TRATAMENTO DE EFLUENTES DE LAGOA
FACULTATIVA PRIMÁRIA OBJETIVANDO O REÚSO
NA IRRIGAÇÃO AGRÍCOLA.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Sanitária da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

Orientador: Prof. Dr. André Luís Calado Araújo

Co-orientador: Prof. Dr. Manoel Lucas Filho

Área de concentração: Saneamento Ambiental

Natal – RN
2004

JOSILDO LOURENÇO DOS SANTOS

**AVALIAÇÃO DE TECNOLOGIAS DE PÓS-TRATAMENTO DE
EFLUENTES DE LAGOA FACULTATIVA PRIMÁRIA OBJETIVANDO
O REÚSO NA IRRIGAÇÃO AGRÍCOLA.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Sanitária da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária

BANCA EXAMINADORA

Dr. André Luís Calado Araújo - Orientador

Dr. Manoel Lucas Filho – Co-orientador

Dra. Josette Lourdes de Sousa Melo - Examinadora UFRN

Dra. Patrícia Guimarães - Examinadora Externa FARN

Natal (RN), 31 de Agosto de 2004

“A não ser que haja grande disponibilidade, nenhuma água de boa qualidade deverá ser utilizada para usos que toleram águas de qualidade inferior”.

Conselho Econômico e Social da Organização das Nações Unidas, em 1958

DEDICAÇÃO

Ao meu filho Filipe José (*in memorian*)

Que veio ao mundo com uma missão: me motivar para seguir o caminho, o qual me faz chegar até este momento. Ele, quando eu estava em desalento, nasceu aos dezessete de janeiro de um mil novecentos e oitenta e oito, para me impulsionar e mostrar a necessidade de evoluir enquanto consciência humana.

Primeiramente, no plano do conhecimento científico humano, pelo qual consegui concluir minha graduação em engenharia civil, que foi o início do estabelecimento de objetivos de crescimento intelectual contínuos, através do estudo, que me levou às minhas especializações em Gestão da Qualidade Total, Engenharia de Recursos Hídricos, Gestão Contemporânea e, agora, o Mestrado em Saneamento Ambiental.

Segundo, no plano espiritual, esse mais difícil, porém de maior júbilo, que entre acertos e desacertos, ascensões e quedas, tento seguir os passos do nosso Mestre maior, Jesus, segundo a vontade do nosso Pai, Deus, ao qual credito todo o sentido da existência.

À Filipe, minha eterna gratidão, saudade e amor eterno, com esperanças do nosso reencontro, se for meu merecimento.

A minha mãe (*in memorian*), ao meu pai e minha avó materna Tereza (*in memorian*)

Que desde os meus primeiros dias, nas suas simplicidades, me ensinaram os valores que hoje carrego comigo. Trabalharam duro, dando o suporte necessário, para que eu e meus irmãos tivéssemos uma vida melhor que as suas, sendo estas certamente suas grandes realizações de vida, pautada nos mais nobres valores éticos e morais, de haverem me posto nos trilhos da vida da verdade e da luz.

Ao Professor e amigo André Luís Calado Araújo

Pelo incansável estímulo e contribuição, ao qual credito por sua insistência e fé para que eu consolidasse esse objetivo que passou a ser seu também. Estendo a sua família, Josiane, a esposa, e seus filhos, por retirá-lo de seu convívio por longas horas. Agradeço-o a possibilidade desta conquista.

Singularmente, a Ana, minha esposa, e a meus filhos André e Rafael

Por serem meu baluarte emocional, os quais sofreram minhas agruras nos momentos de maior intensidade na elaboração desse trabalho, aos quais por suas compreensão e apoio, peço desculpas, inclusive pelos momentos de ausência e que, apesar disso, me doaram solidariedade, apoio e estímulo constantes. A vocês dedico especialmente com muito amor e razão.

AGRADECIMENTOS

A DEUS, causa primária de todas as coisas, que criou a vida. De sua infinita sabedoria e justiça implementou as leis universais que regem o universo, desde os seres microscópicos até o, ainda para nós, desconhecido macrocosmo, dando-me a vida e ainda me concedendo o livre arbítrio.

Ao Professor André Luís Calado Araújo, pela orientação e o seu conhecimento transmitido com todo o desejo de assimilação e compreensão, por minha parte, dos fenômenos que regem os processos físico-químicos e biológicos do tratamento de esgotos, ratificados pela matemática estatística, o qual possui um domínio admirável. Pelo estímulo, pelo companheirismo e grande amizade.

Ao Professor Manoel Lucas Filho, pela sua simplicidade e alegria contagiante, me deu as primeiras orientações, estímulos e sempre acreditou em mim, compreendendo minhas dificuldades de conciliar a vida acadêmica à profissional, me oportunizou a inserção na área do reúso de águas em momento tão importante para o equilíbrio da vida no planeta.

Ao Professor Dinarte Aéda, ao qual credito a consolidação do campo experimental de Parelhas e Carnaúba dos Dantas, por sua incansável e obstinada vontade de contribuir com o conhecimento científico voltado para a realidade local do sertão seridoense, extensivo a todo o estado e nordeste, dando uma oportunidade segura, duradoura e sustentada aos pequenos agricultores locais, com os quais muitas vezes se confundia em função do resgate de suas próprias origens, propiciando renda a essas pessoas. Pelos conhecimentos ensinados na prática, por sua simplicidade, companheirismo, estímulo e alegria entusiasmante.

Ao Professor Luiz Pereira de Brito, pelas críticas construtivas e por ser um dos grandes incentivadores para realização do meu trabalho, sempre acreditando no meu potencial.

A Banca Examinadora, as Prof. Doutoras Josette Lourdes de Sousa Melo e Patrícia Guimarães, aos Prof. Doutores André Luís Calado Araújo e Manoel Lucas Filho pelas sugestões, críticas e orientação complementar ao trabalho.

Aos Professores do Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental – LARHISA, em especial o Prof. Dr. Righetto, por suas dedicação e sensibilidade na percepção da realidade além dos limites da instituição, demonstradas durante o curso.

A Prof. Dra. Ada Cristina Scudelari, coordenadora do programa, por sua determinação, altivez, seriedade e dedicação demonstradas.

A Universidade Federal do Rio Grande do Norte, pela institucionalização desse programa de pós-graduação que veio preencher uma lacuna importante no estado e no nordeste, proporcionando a elevação de seus professores, alunos e profissionais locais ao *status* de referência na produção do conhecimento, sobretudo de aplicação prática no saneamento ambiental e recursos hídricos.

A amiga e Mestra Juliana Delgado Tinoco, pelo importante apoio, através de fornecimento de bibliografia e incentivo prestado.

Aos funcionários da UFRN, do LARHISA, especialmente o Sr. Assis e Eleonor Barbosa pelo companheirismo e presteza.

Aos alunos e colegas de mestrado pelo convívio e na participação ativa em estudos e trabalhos requisitados pelos professores.

À CAERN, por permitir minhas ausências para realização do mestrado, especialmente: ao Arquiteto Lúcio Dantas de Medeiros Júnior, aos Engenheiros Pedro Augusto Lisboa e Cícero Fernandes Neto, respectivamente ex-diretor Presidente e atuais Diretores Presidente e Técnico, os quais demonstraram com suas atitudes que somente com a aquisição de conhecimentos e domínio da tecnologia, através das pessoas da empresa, se pode crescer institucionalmente e conduzi-la à realização da sua grande e desafiante missão para com o povo Potiguar.

Aos colegas da CAERN que, direta ou indiretamente me apoiaram, incentivaram e acreditaram na minha capacidade de superar esse degrau, especialmente ao pessoal da GQM: Marco Calazans, Marineida Oliveira, Roberta Falcão, Ronaldo Guedes, Sônia e Tomás, e aos estagiários Canindé, Fábio e Robson, e a todos do laboratório central da CAERN, nas pessoas de João Batista, Fátima, Margarida, Liana e Benevides.

Aos bolsistas de iniciação científica do laboratório de análises microbiológicas do LARHISA, especialmente Ângela, Andressa, Késia e Cibelle que se superaram na cansativa tarefa de realização das análises laboratoriais, muitas das quais entrando pela noite adentro, e nas coletas de campo durante toda a pesquisa.

Aos colegas da CAERN da Regional Caicó, especialmente os engenheiros José Eudes e Wellington Queiroga pelo apoio logístico e técnico para realização do empreendimento.

Aos colegas da CAERN que compõem a equipe gestora operacional do sistema de água e esgoto da cidade de Parelhas, especialmente o Edson Dantas e Abel G. Oliveira, que me apoiaram em todos os momentos, sempre juntos, a cada passo da implantação e operacionalização do experimento, além mesmo de suas obrigações com a companhia, mas comprometidos com as pessoas da cidade e seus desejos de vê-la evoluir pioneiramente na região e estado.

Ao Sr. Severino Camilo, por ter acreditado na proposta do projeto de reúso, cedendo suas terras para pesquisa e, mais que isso, trabalhando diretamente nela como agricultor que é, colaborando proficuamente com sua experiência prática.

Ao Sindicato dos Trabalhadores Rurais de Parelhas, na pessoa do Sr. Joaquim, que desde o primeiro momento apoiou a iniciativa.

Ao Prefeito Antônio Petronilo e sua equipe, pelo incentivo e apoio ao projeto desde o primeiro momento.

A Câmara de Vereadores de Parelhas, pelo apoio e incentivo do parlamento local desde a primeira hora.

SUMÁRIO

DEDICAÇÃO.....	v
AGRADECIMENTOS	vii
SUMÁRIO.....	x
LISTA DE FIGURAS.....	xii
LISTA DE TABELAS	xiii
LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS.....	xiv
RESUMO.....	xvi
ABSTRACT.....	xvii
1.0. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Objetivos.....	4
1.2. Justificativa e Relevância.....	4
2.0. REVISÃO DE LITERATURA	6
2.1. Definições, conceitos e tipos de reúso	8
2.1.1. Reúso potável direto	8
2.1.2. Reúso potável indireto	9
2.1.3. Reúso não potável.....	9
2.2. Importância da reutilização da água residuária	11
2.3. Potencial de reúso	13
2.4. Aspectos de saúde pública.....	15
2.5. Critérios e padrões de qualidade agrícola	19
2.6. Legislação e regulamentação	21
2.7. Tratamento simplificado de esgoto	22
2.7.1. Lagoa de estabilização	23
2.7.2. Wetland.....	24
2.7.3. Filtro biológico ou anaeróbio	27
2.8. Características de esgotos e parâmetros de qualidade de efluentes.....	28
2.8.1. Características dos esgotos	28
2.9. Parâmetros de qualidade de importância no uso de esgotos na agricultura	30
2.9.1. Parâmetros de significação para a saúde.....	30
2.9.1.1. Organismos indicadores	31
2.9.1.2. Patógenos	32

2.9.2. Controle de exposição humana	34
2.9.3. Diretrizes para a qualidade de efluentes para proteção da saúde	36
2.10. Padrões de qualidade	37
2.10.1. Parâmetros de significação agrícola	37
2.11. Custos e aspectos econômicos do reúso	39
3.0. MATERIAIS E MÉTODOS	42
3.1. Descrição da ETE - Parelhas	42
3.2. Descrição do sistema experimental	43
3.2.2. Wetland (Alagado construído)	44
3.2.3. Filtro biológico (Filtro Anaeróbio - FAN)	46
3.3.4. Campo de cultivo de milho	48
3.4. Monitoramento do sistema experimental	50
4.0. APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	53
4.1. Avaliação da Estação de Tratamento de Esgotos da CAERN	53
4.2. Caracterização do esgoto afluente a ETE	54
4.3. Caracterização dos efluentes (ELF, EW, EFB)	57
4.3.1. Temperatura, oxigênio dissolvido e pH	57
4.3.2. DBO e DQO	59
4.3.3. Sólidos Suspensos e Turbidez	63
4.3.4. Fósforo e Nitrogênio	65
4.3.5. Condutividade, Sódio e Potássio	67
4.3.6. Coliformes fecais e ovos de helmintos	67
5.0. CONCLUSÕES	69
6.0. SUGESTÕES	71
7.0 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	72

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Esquema geral do campo experimental da pesquisa de Parelhas	43
Figura 2	Vista do Wetland em fase de construção. Em segundo plano, a lagoa facultativa da CAERN. Foto Dinarte Aéda, 2003.....	45
Figura 3	Vista do Wetland destacando o Capim Mandante com 2 semanas de plantio. Foto Dinarte Aéda, 2003.....	45
Figura 4	Detalhe do controle de saída do wetland. Foto Josildo L. Santos, 2004.....	46
Figura 5	Vista do filtro biológico. Foto Josildo L. Santos, 2004.....	47
Figura 6	Campo de cultura: uso de tubos janelados para distribuição de efluentes. Foto Dinarte Aéda, 2003.....	48
Figura 7	Campo de cultura com milho irrigado por inundação controlada através de sulcos escavados no solo. Foto Dinarte Aéda, 2003.....	49
Figura 8	Vista geral da área de plantio (milho com 2 semanas). Em segundo plano os dois reservatórios de efluente tratado para a irrigação. Foto Dinarte Aéda, 2003.....	49
Figura 9	Campo de cultura do milho com 45 dias. Foto Dinarte Aéda, 2003.....	50
Figura 10	Variação das vazões média, mínima e máxima ao longo do ciclo diário.....	56
Figura 11	Variação das médias de DBO e DQO nos quatro pontos monitorados.....	60
Figura 12	Limites de confiança de 95% para comparação entre as médias de DBO e DQO (médias cujas barras não fazem interseção são significativamente diferentes).....	63
Figura 13	Variação das médias de turbidez e sólidos suspensos nos quatro pontos monitorados.....	64
Figura 14	Limites de confiança de 95% para comparação entre as médias de turbidez e sólidos suspensos (médias cujas barras não fazem interseção são significativamente diferentes).....	65
Figura 15	Variação das médias de NTK e nitrogênio amoniacal (NH ₃) nos quatro pontos monitorados.....	66
Figura 16	Variação das médias de condutividade, sódio e potássio nos quatro pontos monitorados.....	67
Figura 17	Variação das medias de helmintos e coliformes fecais nos quatro pontos monitorados	68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Constituintes e mecanismos de remoção do sistema wetland construído.....	25
Tabela 2	Principais constituintes de esgotos domésticos.....	28
Tabela 3	Níveis prováveis de patogênicos em esgotos.....	29
Tabela 4	Sobrevivência de patogênicos excretados (entre 20-30°C).....	30
Tabela 5	Impactos relativos sobre a saúde por agentes patogênicos.....	31
Tabela 6	Diretrizes para qualidade microbiológica de esgotos recomendada para uso na agricultura.....	36
Tabela 7	Procedimentos analíticos utilizados.....	52
Tabela 8	Resumo dos dados de projeto do SES Parelhas.....	54
Tabela 9	Valores médios, mínimos e máximos obtidos durante a monitoração de rotina do esgoto bruto afluente a ETE.....	55
Tabela 10	Valores médios (mínimos e máximos) para as variáveis analisadas no efluente da lagoa facultativa primária (ELF), efluente do wetland (EW) e afluente do filtro biológico (EFB).....	58

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

ABES-SP – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, seção São Paulo

CAERN – Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte

CAGECE – Companhia de Águas e Esgotos do Ceará

CE – condutividade elétrica

CF – coliformes fecais

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CT – coliformes totais

CTCT – Câmara Técnica de Ciência e Tecnologia

COT - carbono orgânico total

CSR – carbonato de sódio residual

DBO₅ – demanda bioquímica de oxigênio

DN – diâmetro nominal

DQO – demanda química de oxigênio

EB – efluente bruto

E. coli – Escherichia coli

EE – estação elevatória

EFB – efluente do filtro biológico

ELF – efluente da lagoa facultativa

ETE – Estação de Tratamento de Esgotos

EUA – Estados Unidos da América

EW – efluente do wetland

FAN – filtro anaeróbio

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

LF – lagoa facultativa

LFP – lagoa facultativa primária

NMP – número mais provável de bactérias indicadoras

NO₃⁻ - nitrato

NO₂ – nitrito

NH₃ – nitrogênio amoniacal

N_{org} – nitrogênio orgânico

NT – nitrogênio total

OD – oxigênio dissolvido
OMS - Organização Mundial de Saúde
pH – potencial hidrogeniônico
PROESAN – Programa Estadual de Esgotamento Sanitário e Reúso das Águas
PSF – Programa de Saúde da Família
PT – fósforo total
PVC – cloreto de polivinila
RN – Rio Grande do Norte
SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SILUBESA – simpósio luso-brasileiro de engenharia sanitária e ambiental
SST – sólidos em suspensão totais
RAS – Relação de adsorção de sódio
SES – sistema de esgotamento sanitário
T – temperatura
TDH – tempo de detenção hidráulica
Tur – turbidez
uH – unidade Hazen (de cor)
ufc – unidades formadoras de colônias
UFRN – Universidade Federal do Rio Grande do Norte
uT – unidade de turbidez
UASB – upflow anaerobic sludge blanket (reator anaeróbio de manta de lodo)
U.S. EPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
W - wetland
WHO – World Health Organization

RESUMO

O presente trabalho tem por objetivo principal avaliar duas tecnologias simplificadas de tratamento de esgotos, pós-tratando efluente de uma lagoa facultativa primária (LFP), sendo um Wetland (W), ou alagado construído, e um filtro biológico anaeróbico (FAN). Os sistemas foram implantados na forma de uma estação experimental de pesquisa, anexa a ETE das bacias de esgotamento sanitário 1, 2 e 3 (lagoa facultativa primária, precedida de tratamento preliminar com gradeamento, caixa de desarenação e medição de vazão tipo Parshall com disposição final no Rio Seridó, temporário) do SES de Parelhas, operado pela CAERN (concessionária dos serviços de águas e esgotos do Rio Grande do Norte). Com capacidade individual para tratar a vazão média de 30 m³/d, as duas unidades de pós-tratamento objetivam condicionar o efluente da LF, nos padrões da OMS (1989), para irrigação de um campo de cultura com área de controle com aproximadamente 0,5 ha para cultivo de milho híbrido com tríplice aptidão: milho verde, milho seco e produção forrageira, localizado anexo ao campo experimental. O wetland foi construído com paredes em alvenaria de tijolo cerâmico revestido com argamassa, tendo o fundo construído em concreto magro, com inclinação longitudinal de 1% no sentido do fluxo, impermeabilizado com lona plástica com 8 mm de espessura; definindo um volume útil de 210 m³. Tem como substrato o refugo de telhas e tijolos cerâmicos (lavado e classificado com diâmetro variando de 12,5 a 25 mm, apresentando índice de vazios de 0,40), disponível em abundância na região em função das inúmeras olarias existentes. O filtro biológico anaeróbico foi construído em alvenaria e concreto, revestidos com argamassa, composto de duas câmaras, altura útil de 1,20 m; definindo um volume útil total de 9,84 m³. A vedação superior é realizada por placas de concreto armado justapostas. Para o recheio do filtro foi utilizado o eletroduto de PVC flexível, corrugado, Ø 25 mm, cortados em média com 2,5 cm de comprimento, apresentando um índice de vazios da ordem de 0,90. Uma avaliação preliminar leva a concluir que os sistemas de pós-tratamento não atenderam as expectativas, mostrando-se ineficientes na remoção de carga orgânica, sólidos suspensos, CF e ovos de helmintos, entre outros. Esta deficiência pode ser explicada por diversos motivos. Um deles é que a LFP está sobrecarregada com λ_s de 1770 kgDBO/ha.d e TDH de 4,4 d, parâmetros estes que comprovam seu funcionamento como lagoa anaeróbia e, embora apresentando eficiências na remoção de DBO e DQO, respectivamente de 71 e 59%, resultou em valor elevado para entrada nos sistemas de pós-tratamento, decorrente de características locais do SES, tendo como entrada os valores médios de 602 e 1511 mg/L, em termo de DBO e DQO. A lagoa foi pouco eficiente na remoção de microorganismos e patógenos. Outra explicação plausível é de que o sistema sob monitoração ainda não tinha o tempo suficiente para partida ou maturação do seu ecossistema, já que logo posto em funcionamento, foi iniciada sua aplicação na irrigação. Alie-se a este fato o descontrole operacional provocado pelo agricultor na ânsia do uso da água para manter os solos úmidos, caracterizados como de aluvião. Ajustadas a questão operacional, diminuindo a área de controle e desenvolvido seus ecossistemas, além da implantação pela CAERN do reator UASB planejado, precedendo a LFP, espera-se a obtenção dos resultados almejados, havendo, talvez, a necessidade de dar polimento ao efluente, acrescentando, no final, operações unitárias de processo de filtração e desinfecção para o reúso.

PALAVRAS-CHAVE: pós-tratamento de esgotos, lagoa facultativa primária, wetland, filtro biológico anaeróbico, reúso, tratamento de esgotos.

ABSTRACT

The present work has for main objective to evaluate two simplified technologies of treatment of sewage used to treat the effluent of a primary facultative pond (PFP): a constructed wetland system (W), and an anaerobic biological filter (ABF). The systems were located in the Parelhas Wastewater Treatment Plant maintained and operated by the CAERN (Water and Wastewater Company of the Rio Grande do Norte State). The city of Parelhas is located in the semi-arid region, at 246 km of Natal, 320 m above sea level, presenting annual average temperature of 27.5°C, annual average relative humidity of the air below of 64% and 450 mm annual average rainfall urban population of 15,606 inhabitants (IBGE, 2000). With individual capacity of treating 30 m³/d, the two post-treatment units are used to improve the quality of the pond effluent in order to reuse it for irrigation of an area of 0.5 ha for culture of hybrid maize. Wetland was constructed with ceramic brick walls, coated with a cement mortar, and the bottom constructed with concrete, having a longitudinal inclination of 1%. Its dimensions were 28 m in length, 15 m in width, and 0.60 in depth, resulting in a volume of 210 m³. The rubbish of roofing tiles and ceramic bricks was used as substratum (washed and classified with 12.5 to 25 mm diameter, presenting index of emptiness of 0.40), available in abundance in the region. The anaerobic biological filter constructed in masonry and concrete, coated with mortar, is composed of two chambers, each one with 4.10 x 1.00 x 1.20 m, respectively, length, width and depth, defining a total volume of 9,84 m². The superior prohibition is carried through by juxtaposed plates of armed concrete. For the filling of the filter it was adopted a tube of flexible PVC, corrugated, with 25 mm in diameter, cut in pieces of 2.5 cm of length, presenting an index of emptiness in the order of 0.90. A preliminary evaluation leads to conclude that the systems had not attended the expectations, revealing inefficient in the organic load removal, solid suspended, CF and parasites eggs. This deficiency can be explained by diverse reasons. One of them is that the PFP is overloaded, being operated as a true anaerobic pond. Although its efficiency on the removal of DBO and DQO, respectively of 71 and 59%, can be considered good, the high content of organic matter in the effluent resulted in the increase of the organic loadings of the post-treatment systems. The lagoon was little efficient in the removal of microorganisms. Another reasonable explanation is that the system still did not have the enough time for start up or maturation of its ecosystems, as the monitoring started immediately after the commissioning. Adjusted these operational questions, it is expect to obtain better results by adding an anaerobic pre-treatment to the facultative pond and the use of sand filters followed by disinfection, after the post-treatment units.

KEY WORDS: post-treatment of sewage, primary facultative pond, wetland, anaerobic biological filter, reuse, treatment of sewage.

1.0. INTRODUÇÃO

A civilização humana, desde seu princípio, buscou organizar-se em grupos que, ao longo do tempo, foram se formando os primeiros aglomerados urbanos. Essas sociedades se constituíram sempre próximo às suas fontes de alimento e principalmente das fontes de água. É natural entender que, sem nenhum recurso tecnológico, os primeiros *homo sapiens* tenham se localizado literalmente às margens de rios, lagos, fontes subterrâneas surgentes, entre outros mananciais. Esta necessidade natural levou ao hábito das gerações futuras, embora experimentando crescimento tecnológico, permanecerem nesses locais. Assim, são exemplos decorrentes desse processo Londres, à margem do rio Tâmis; São Paulo, do rio Tietê; Porto Alegre, do rio Guaíba; Natal, do rio Potengi; entre tantas outras cidades pelo mundo afora.

Daí, as atividades humanas começaram a gerar em escala progressiva a deterioração do meio em que viviam, pois, com o avanço do conhecimento e da tecnologia, aliado ao crescimento populacional, o homem passou a mudar o seu arredor, gerando os primeiros impactos ambientais.

Dentre estes estão os esgotos produzidos, em que cada família se descartava lançando-os a céu aberto e, em função da topografia próxima das coleções d'águas conduzirem o escoamento superficial para o seu interior, iniciou-se o processo de poluição e contaminação das águas, que por mais irônico que possa parecer, das quais essa mesma população saciava sua sede, cozinhava seus alimentos, usava em sua higiene pessoal e coletiva, entre outros usos. A partir de então passam a sofrer com essas atitudes, sobretudo através das doenças de veiculação hídrica.

A vida em comunidade estabeleceu uma série de elos sendo-lhes indispensáveis, expondo o indivíduo a uma gama de fatores externos, capazes de disseminarem rapidamente e de atingirem toda a comunidade. As epidemias constituem uma das expressões mais indesejáveis dessa situação, e foi a partir da sua compreensão que os povos atentaram para a coletivização dos cuidados com a saúde. Essa percepção de interdependência levou-os a compreensão da importância dos hábitos de higiene e a provisão de água e alimento para manutenção da saúde, sendo imprescindível ao desenvolvimento comum, (Resende e Heller, 2002).

Nesse sentido, Resende e Heller (2002), citando Rosen (1994), relata a existência de registros que comprovam a existência de obras de saneamento e de atividades ligadas à saúde comunitária nas mais antigas civilizações. Há cerca de seis mil anos, os mesopotâmios já utilizavam sistemas de irrigação (4.000 a.C.), já existia a galeria de esgotos de Nipur, na Índia (3.750 a.C.), e os sistemas de água e drenagem no Vale do Hindus (3.200 a.C.). As tubulações em cobre também já eram utilizadas no palácio real do faraó Chéops, em 2.750 a.C.. Os sumérios (5.000-4.000 a.C.) relacionavam a água às mais importantes divindades, tendo construído neste período canais de irrigação, galerias, recalques, cisternas, reservatórios, poços, túneis e aquedutos. Em 2.000 a.C., a poluição dos recursos hídricos era punida entre os persas; também a utilização do sulfato de alumínio no processo de coagulação das partículas em suspensão na água já era conhecida pelos egípcios. E por aí segue inúmeros registros entre os povos da antiguidade o princípio dos cuidados e da preservação da água e as primeiras obras hidráulicas de saneamento.

Com a revolução industrial esses problemas se intensificaram e o desenvolvimento acelerado, principalmente nos grandes complexos urbanos e industriais, tem levado a um quadro de degradação dos mananciais disponíveis para abastecimento público e outros usos benéficos, motivado principalmente pela produção dos efluentes líquidos gerados.

Em contraposição à crescente poluição dos corpos d'água por esgotos, o tratamento dos mesmos e sua devolução a natureza para continuidade do ciclo hidrológico, faz-se essencial, como a própria água o é, para garantia da vida no planeta. Embora se desconheçam todas as impurezas incorporadas à água natural ou potabilizada com contribuição de esgotos, domésticos, industriais, hospitalares, agrícolas e outros, seja do aspecto físico, químico ou biológico, o estado da arte em termos de tecnologia de tratamento são suficientes para assegurar o equilíbrio e sustentabilidade da atividade humana e o meio ambiente. Contudo, cabe priorizá-las e implantá-las de forma universal.

O abastecimento de água humano é um dos usos consuntivos de segunda maior indisponibilidade no manancial com cerca de 50% - dos quais 60% são perdas no transporte, desde a captação até o final na distribuição- atrás somente da irrigação, a qual indis põe até 70% (Carrera-Fernandez e Garrido, 2002). Esta situação agrava ainda mais o fenômeno da falta de água que não é, entretanto, atributo exclusivo das regiões áridas e semi-áridas. Muitas regiões com altos índices

pluviométricos, mas que geram volumes insuficientes para atender às demandas excessivamente elevadas, também experimentam conflitos de usos e sofrem restrições de consumo. É necessário e urgente ter consciência da gravidade da situação.

A verdade é que a água está se tornando em um recurso escasso- portanto com valor econômico- que se constitui em fator limitante para o desenvolvimento humano e para a melhoria da qualidade de vida de todos os povos, sendo dito por muitos como causa de atuais e futuras guerras entre os povos.

A despeito disso, Barlow e Clarke (2003), afirma que aproximadamente 40% da população mundial conta com os 214 principais sistemas de rios compartilhados por dois ou mais países; potencializando conflitos de fronteiras, podendo levar a guerras. Em muitos casos, países que se situam a jusante das nascentes de rios, cujas cabeceiras pertencem a outro país, e qualquer conflito “pode” o detentor barrar e cortar o fornecimento ao país que fica abaixo. Esta é uma situação, por exemplo, ocorrida em 1997, no conflito em que a Malásia, que fornece cerca de metade da água de Cingapura, ameaçou cortar o fornecimento depois que Cingapura criticou sua políticas de governo. Ainda relatam, os mesmos autores de “OURO AZUL”, diversos conflitos atuais em todo o mundo, desde o Canadá, Estados Unidos a países da África, Ásia, Europa, Oceania e nas Américas, inclusive o Brasil, onde a transposição das águas do Rio São Francisco é motivo de acirradas discussões, técnicas e políticas, entre os estados que o rio banha e os beneficiados com a implantação do projeto; além dos conflitos já existentes de seu uso na irrigação do vale para produção de frutas.

A água é um recurso natural que, além de ter um valor social, assume um valor específico de mercado e que não pode continuar a ser utilizado dentro da cultura da abundância e do desperdício.

Neste cenário, os conceitos de reúso e conservação da água constituem-se como instrumentos estratégicos para a gestão dos recursos hídricos. A prática de reúso de água é a alternativa mais plausível para satisfazer as demandas menos restritivas, liberando as águas de melhor qualidade para usos mais nobres, como o consumo humano. Além disso, essa prática proporciona grande economia no consumo de água e, para os produtores rurais, maior produtividade e a possibilidade de contar com matéria orgânica e nutriente para o enriquecimento do solo, quando aplicado na agricultura.

1.1. Objetivos

O presente trabalho tem por objetivos:

- i. Avaliar o desempenho operacional da Estação de Tratamento de Esgotos das bacias de esgotamento sanitário B-1, B-2 e B-3, do Sistema de Esgotamento Sanitário da cidade de Parelhas, constituída de uma lagoa facultativa primária, precedida de tratamento preliminar e medição de vazão;
- ii. Avaliar duas tecnologias de pós-tratamento de parte do efluente da referida ETE, consistindo de um Filtro Anaeróbio de fluxo descendente e de um *Wetland* ou terra úmida construída.

1.2. Justificativa e Relevância

A ETE das bacias B-1, B-2 e B-3 vêm apresentando deficiência de tratabilidade dos esgotos afluentes, sendo motivo até de ação do Ministério Público local, em função do grande número de reclamações por parte da população, sobretudo pela emanção de gases odoríferos.

Uma análise mais detida, à luz dos parâmetros referenciais de projeto da unidade em confronto com os valores reais observados, através de monitoramento realizado pela CAERN, apresentam importantes divergências entre os valores preconizados na teoria da literatura técnica especializada- na qual o projeto de 1988 foi baseado- e a realidade na prática verificada, não somente nesta estação, mas basicamente em todas os sistemas de tratamento existentes e operados pela referida companhia, sobretudo as lagoas de estabilização já que esta é a principal opção adotada em todo o estado, salvo algumas unidades de tanque séptico seguido de filtro biológico ou anaeróbio. Este fato, por si só, impele à necessidade da pesquisa continuada e adoção de parâmetros regionalizados para caracterização dos esgotos brutos, inclusive para o dimensionamento de lagoas de estabilização.

Ao se planejar a reutilização dos esgotos tratados há que se repensar a própria concepção do projeto de uma ETE, desde o grau necessário de qualidade final exigido à localização estratégica da mesma.

O conceito de “água regenerada”, ou água recuperada, conduz ao reuso de água residuária de forma planejada, sustentável nos aspectos ambientais,

econômicos, sociais e principalmente de segurança da saúde humana, seja pelo contato direto ou indireto, tanto pela manipulação da água de reúso ou pela ingestão de alimentos irrigados com esta água.

Por oportuno, há que se examinar conceitualmente o termo “reúso”, pois que a Resolução CONAMA N.º 20/86 que classifica as águas interiores, do Brasil, em função de suas características físicas, químicas e biológicas com seus respectivos usos e aplicações, não considerou ou classificou as águas oriundas de sistemas de esgotamento sanitário, tratadas ou não. Detendo-se a esgotos domésticos, há de se convir que a água potabilizada para abastecimento humano acrescida dos resíduos da atividade fisiológica e funcional humanas, sendo pois o veículo para transportá-las, passa a ter uma outra característica diferente da original, pode vir a ser uma outra classe, na resolução não estabelecida. O termo “reúso” ainda não consta nos dicionários, mas segundo Ferreira (1999), a palavra mais próxima é *reutilizar*, significando tornara a utilizar, dar novo uso ... parece referir-se a respeito de algo que entra num ciclo contínuo de uso e é novamente usado, o que não condiz com uso de águas residuárias, depois de removidos os principais constituintes conhecidamente indesejados e causadores de poluição hídrica, do solo e contaminação do homem e animais.

Portanto, para as unidades de tratamento existentes que não foram pensadas para o reúso, até por que a questão, no Brasil, vem se evidenciando nos últimos cinco anos, faz-se mister o estudo e pesquisa, caso a caso, da forma mais adequada de pós-tratamento, objetivando os usos mais prioritários para a realidade do estado, e por que não do nordeste brasileiro, pois que grande parte de seu território encontra-se dentro da área do polígono das secas, ou seja, o semi-árido nordestino.

2.0. REVISÃO DE LITERATURA

A utilização de águas residuárias na agricultura remonta a 5000 anos atrás, estando associada aos sistemas de esgotos dos velhos palácios e cidades da Civilização Minoana, na Grécia (Araújo, 2000; citando Angelakis e Spyridakis, 1996).

Konig e Ceballos (1998), citadas por Araújo (2000), relatam que na Inglaterra a prática das fazendas de esgotos tinha aprovação da Comissão Real da Disposição de Esgotos. Esta comissão, em 1850, estabelecia: “A maneira correta de eliminar ou descartar os esgotos de uma cidade é sua aplicação contínua sobre o solo e assim agindo, a poluição dos rios será evitada”. Em 1875, já existiam 50 fazendas, só na Grã-Bretanha. Em 1898, esta política foi modificada pela Comissão de Disposição de Esgotos da Grã-Bretanha, que passou a recomendar o uso de filtros para os esgotos utilizados na irrigação.

Em 1926, no Parque Nacional do *Grand Canyon*, Arizona, EUA, se utilizou pela primeira vez água residual em um sistema de abastecimento duplo para uso em vasos de descarga, sistemas de aspersão de áreas verdes, e como água de refrigeração e de calefação. Em 1929, a cidade de Pomona, Califórnia, pôs em execução um projeto em que se utilizava a água residual recuperada para irrigação de jardins e áreas verdes. Em 1912, no *Golden Gate Park* de São Francisco, a água residual (primeiro sem tratar e, mais tarde, após tratamento em fossas sépticas) já se utilizava para irrigação de áreas verdes e para criação de lagos ornamentais. Em 1932, se construiu uma planta de tratamento convencional nas proximidades do parque, a reutilização do efluente continuou até 1985 (Metcalf & Eddy, 1995).

Em 1942, a companhia siderúrgica *Bethlehem steel Company*, que em 1995 já utilizava mais de 400.000 m³/dia de efluente secundário para o tratamento de metais primários e para o processamento de aços, empregou a utilização do efluente clorado da ETE da cidade de Baltimore, Maryland- EUA (Metcalf & Eddy, 1995). Ainda, segundo Araújo, 2000, o sistema de tratamento desta ETE é por lodos ativados e que seus efluentes são conduzidos até esta siderúrgica por emissário com 7,2 km de extensão.

As regiões do planeta caracterizadas por poucas fontes de abastecimento, sobretudo as que se encontram em regiões áridas e semi-áridas, sempre foram induzidas naturalmente a buscar alternativas de racionalização do consumo, assim como em reaproveitar as águas servidas como formas de sua permanência e até

sobrevivência na região. Ainda, também, regiões úmidas com relativo estoque de águas doces, vêm adotando medidas de reutilização de águas residuárias com objetivos diversos: conservação, preservação de mananciais, etc..

A despeito disso, Metcalf & Eddy (1995), cita, por exemplo, os casos de Colorado Springs, no Colorado e São Petesburgo, na Flórida, ambas no Estados Unidos da América. A primeira, em 1960, implantou um sistema de abastecimento duplo que, na atualidade, abastece com água para irrigação campos de *golf*, parques, cemitérios e espaços verdes. A segunda, em 1977, como elemento essencial do programa de redução da contaminação da água da cidade, desenvolveu um plano urbano de reutilização de águas residuais. Atualmente, a água residual recuperada se distribui para rega de parques públicos, campos de *golf*, espaços verdes de colégios e zonas residenciais, e torres de refrigeração, mediante uma rede dupla com 350 km de extensão. Informações recentes registram que esta rede atinge a extensão de 465 km (Thompson, 2002).

Um estudo nacional americano sobre projetos de recuperação e reutilização de efluentes, em 1975 no Estados Unidos da América identificou a existência de 536 projetos de reutilização da água, chegando a quantia estimada total em 2.700.000 m³/dia. A maioria das instalações de reutilização estavam em regiões áridas e semi-áridas dos estados do oeste e do sudoeste, entre os quais se incluem o Arizona, Califórnia, Colorado e Texas. Entretanto, a Flórida, Carolina do Sul e outras regiões úmidas dos Estados Unidos, cada vez mais estão implantando planos de reutilização de águas residuais, tanto como fonte de abastecimento como para redução da contaminação da água, quanto no emprego da irrigação de culturas, parques, campos de *golf*, já tendo se tornado prática habitual nos planos de reúso (Metcalf & Eddy, 1995).

O reúso potável direto, atualmente só é praticado na cidade de Windhoek, Namíbia. A estação de tratamento Goreangab, construída em 1968, com capacidade para tratar 4800 m³/d, foi ampliada em 1995 passando a tratar 14000 m³/dia. O sucesso da experiência de Windhoek demonstrada ao longo do tempo por Merwe e Haarhoff (1996), é de grande importância para a África do Sul e outros países de regiões áridas. Para estes autores, são sábias as palavras do Dr. Lucas van Vuuren, um dos pioneiros do sistema de Windhoek: “a água não deve ser julgada por sua história, mas pela sua qualidade”, (Araújo, 2000).

Hespanhol (2004) não recomenda, ainda, o reúso potável direto pelo fato de que a tecnologia de detecção e estudos pormenorizados ou avançados de contaminantes químicos e biológicos atuais não são suficientes para atestar com segurança seus efeitos sobre a saúde humana a longo prazo. Essa preocupação é extremamente pertinente pelo que a experiência recente com o protozoário *mycrosporidium*, responsável pela contaminação de 25% da população de Milwaukee, Winsconsin, EUA, em 1993, foi detectado como causa da epidemia que atingia a cidade, após inúmeras e cansativas investigações.

Com forte tendência de aplicação, o reúso, é visto como uma valiosa ferramenta para gestão dos recursos hídricos, tendo uma aplicação intensa, sobretudo na agricultura, nos países em desenvolvimento, em geral situados em regiões áridas e semi-áridas, tais como o México, com largo uso no Vale do Mesquital irrigando aproximadamente 350.000 ha, onde 45.000 famílias manejam 70.000 ha de milho, trigo, alfafa e outras forrageiras.

2.1. Definições, conceitos e tipos de reúso

A seguir são adotadas terminologias dos reúsos conforme Mancuso *et al* (2003), que assumiram a classificação adotada pela ABES-SP (1992), por ser apresentada de forma simples e prática.

2.1.1. Reúso potável direto

Ocorre quando o esgoto tratado por meio de processo avançado é injetado numa adutora de água potável.

Não se recomenda o reúso potável direto porque:

- (a) A tecnologia disponível torna o custo proibitivo;
- (b) Porque inexistente conhecimento em amplitude e profundidade necessárias sobre o rol de poluentes e contaminantes do recurso hídrico e,
- (c) Porque a dificuldade em controlar a flutuação da qualidade da água processada pode trazer riscos inaceitáveis à população.

A conceituação de reúso potável direto tem sido também vista por alguns autores sob um enfoque mais amplo. Conceituam muitos que o reuso direto sempre que o efluente tratado é reutilizado pelo mesmo usuário, com ou sem diluição, porém sem que tenha ocorrido descarga na natureza, o que daria oportunidade para que a autodepuração natural purificasse o despejo lançado, antes da captação para novo uso.

2.1.2. Reúso potável indireto

O esgoto tratado quando lançado em corpos d'água ou infiltrado no terreno reforça a disponibilidades das águas superficiais ou subterrâneas. Trata-se do reuso natural, onde fatores como a diluição e reaeração, no caso das águas de superfície, promovem a purificação natural do recurso hídrico, viabilizando sua captação, tratamento e consumo como água potável.

Pode se dar de forma planejada ou não. No caso das águas superficiais, podem ser planejadas obras para descargas intencionais à montante do ponto de captação. A diluição é dependente do volume de água disponível no corpo receptor e a reaeração, da velocidade das águas do rio. No caso das águas subterrâneas, recargas planejadas podem decorrer do tratamento dos esgotos por infiltração-percolação no solo, ou por injeção pressurizada, ambas modalidades reforçando o aquífero.

2.1.3. Reúso não potável

- Agrícola _ Ocorre quando o efluente das estações de tratamento de esgotos (ETE's), convenientemente condicionado, é utilizado para irrigação da agricultura de sustento ou forrageira e/ou para a dessedentação de animais. Como consequência desta modalidade de reuso, na maioria das vezes ocorre a recarga do lençol freático.
- Industrial _ Trata-se do reúso do efluente de ETE's, convenientemente condicionado por tratamento posterior, se necessário, para torres de resfriamento, caldeiras, água de processamento, construções civis e fins menos nobres que possam prescindir da qualidade da água potável.

A ABES–SP (1992) recomenda atenção prioritária para esta modalidade de reúso, pelas seguintes razões:

- √ São grandes consumidores, favorecendo a viabilidade econômica do empreendimento, por se tratar de adução para consumo localizado. Em São Paulo já foi estimado que dos 55 m³/s de água potável distribuída, cerca de 13% são consumidas pela indústria;
- √ Em algumas situações, como no ABC paulista por exemplo, o efluente das ETE's pode se constituir em alternativa natural para o suprimento de águas para as indústrias;
- √ Considerando a importante parcela da água potável que é consumida em todas as metrópoles brasileiras é oportuno lembrar que desde os anos 60 o Conselho Econômico e Social das Nações Unidas endossa a política: “Nenhuma água de qualidade superior à requerida para um determinado fim deve ser utilizada, salvo se encontrar em excesso, se o fim pretendido tolerar uma água de qualidade inferior”.

Outra forma de reúso industrial é a praticada dentro da própria indústria, obedecendo ao princípio da economicidade do recurso hídrico, pelo qual ele deve ser reutilizado o maior número de vezes que for possível, antes de ser finalmente descartado.

- Recreacional e/ou público _ Trata-se do reúso do efluente das ETE's, convenientemente condicionado por tratamento posterior, para a irrigação de parques, campos de esporte, rega de jardins, lagos ornamentais e/ou recreacionais, postos de serviço para lavagem de automóveis. A remoção de nutrientes é desnecessária quando o reuso for voltado para as irrigações urbanas, incluindo as três primeiras modalidades acima mencionadas.
- Doméstico _ Trata-se do reúso do efluente das ETE's, convenientemente condicionado por tratamento posterior, para rega de jardins residenciais, lavagem de carros, áreas verdes de condomínios, descargas de vasos sanitários.
- Manutenção de vazões mínimas de cursos de água _ Trata-se da utilização planejada de efluentes de ETE's para garantir vazão mínima de diluição dos esgotos, de fontes pontuais ou não, descarregadas em determinado curso receptor.

- Aquacultura _ Trata-se do reúso do efluente de ETE's, convenientemente condicionado por tratamento posterior para a alimentação de reservatórios destinados à produção de peixes e plantas aquáticas objetivando a obtenção de alimentos e/ou energia da biomassa aquática.
- Recarga de aquíferos subterrâneos _ Trata-se do reúso do efluente das ETE's convenientemente condicionado por tratamento posterior se necessário, para suplementar o nível do aquífero ou para evitar intrusão da cunha salina em cidades a beira-mar. A recarga permite a redução dos custos de bombeamento, uma vez que o nível da água subterrânea aumenta após a recarga.

Pode ser feito por injeção pressurizada ou através do uso de água superficial, cuja vazão de base tenha sido reforçada pela recarga do aquífero alimentador. No primeiro caso, a água deve ser de tal qualidade que não acarrete o entupimento do poço de injeção e/ou aquífero no entorno do poço.

- Na distribuição - Um dos maiores sistemas duplos de distribuição de água do mundo encontra-se em São Petersburgo, Flórida – EUA, onde cerca de 1,0 m³/s de água para fins não potáveis é usado principalmente para irrigação de parques, campos de golfe, cinturões verdes, propriedades comerciais e residenciais.

2.2. Importância da reutilização da água residuária

Em muitas regiões áridas e semi-áridas de diversos países a água está se tornando um recurso crescentemente escasso e são forçados os planejadores a considerar qualquer fonte de água que possa ser usada para promover desenvolvimento adicional econômica e efetivamente. Ao mesmo tempo, com população que se expande a uma alta taxa, a necessidade de aumento da produção de comida é patente.

O potencial de irrigação para elevar a baixa produtividade agrícola do campo nos padrões atuais é reconhecido há muito tempo. A Agricultura irrigada ocupa 17% da terra cultivável total do mundo, mas a produção aproximada desta terra inclui 40% do total mundial, sendo que os 60% restantes provém da agricultura de sequeiro, como por exemplo, a África sub-equatorial em que 95% da produção

alimentar é oriunda da agricultura de sequeiro. Este potencial é mais pronunciado até mesmo nas áreas áridas, como a próxima da região oriental, onde são irrigados somente 30% da área cultivável, mas produz 95% da produção agrícola total aproximadamente. Nesta mesma região, são importadas mais de 50% das exigências de alimento e a taxa de crescimento da demanda para comida excede a taxa de crescimento em produção agrícola (FAO, 2002).

Sempre que a água de boa qualidade for escassa, a água de qualidade marginal terá que ser considerada para uso em agricultura. Embora não haja nenhuma definição universal de "qualidade" marginal, para propósitos práticos pode ser definida como a água que possui certas características que têm o potencial para causar problemas quando for usada para um propósito planejado. Por exemplo, água salgada é uma água de qualidade marginal para uso agrícola por causa de seu alto conteúdo de sais dissolvidos, e o esgoto municipal, ou doméstico, é uma água de qualidade marginal por causa dos perigos associados. Do ponto de vista de irrigação, uso de uma "água de qualidade marginal" requer administração mais complexa, prática e procedimentos de monitoramento mais estritos do que quando a água de boa qualidade é usada.

A expansão das populações urbanas e a crescente necessidade de provisionamento de água para abastecimento público destinam às redes coletoras de esgotos maiores quantidades de esgotos domésticos. Com a atual ênfase em saúde ambiental e poluição da água, há uma consciência crescente da necessidade da disposição segura e vantajosa destes esgotos.

O uso correto e planejado de esgotos municipais minimiza a poluição da água de superfície, evitando problemas e conservando valiosos recursos de água, mas também leva a vantagem de conter o nutriente no esgoto para cultivar culturas. A disponibilidade desta água adicional próxima aos centros urbanos aumentará a escolha de culturas que os fazendeiros possam cultivar. O nitrogênio e o fósforo contidos nos esgotos poderiam reduzir ou poderiam eliminar as exigências para fertilizantes comerciais. É vantajoso considerar o reúso de efluente ao mesmo tempo em que são planejados a coleta, tratamento e disposição de esgotos, de forma que o sistema de esgotamento projetado contemple métodos de tratamento e transporte de efluente. O custo de transporte de efluente é inadequado quando uma ETE é localizada distante da terra agricultável, sendo pois normalmente proibitivo. Adicionalmente, técnicas de tratamento de esgoto para lançamento de efluente em

águas de superfície nem sempre poderão ser apropriadas para uso agrícola do efluente. Contudo a possibilidade de venda desta água pode compensar o investimento de forma que se faz necessário um estudo de viabilidade técnica e econômica.

2.3. Potencial de reúso

Muitos países incluíram reúso de esgotos como uma dimensão importante de planejamento de recursos hídricos. Nas áreas mais áridas da Austrália e dos EUA os esgotos são usados na agricultura, preservando a alta qualidade das águas para uso potável. Alguns países, por exemplo, o Reino da Jordânia e o Reino de Arábia Saudita, têm uma política nacional para reúso de todos efluentes tratados e já fizeram progresso considerável para este fim. Na China, uso de esgoto em agricultura desenvolveu-se rapidamente desde 1958 e agora são irrigados mais de 1,33 milhões de hectares com efluente de esgoto. Geralmente é aceito que esgotos usados em agricultura são justificados nos campos agrônômico e econômico, mas deve ser tomado cuidado para minimizar adversidades à saúde e impactos ambientais.

O uso de águas residuais em agricultura ao que se chamou “cultivo com águas negras” começou na Austrália, França, Alemanha, Índia, Reino Unido e nos Estados Unidos da América ao final do século XIX e no México em 1904. Contudo, em certas regiões temperadas, onde era cada vez maiores o volume de águas residuais coletadas e mais acentuadamente a falta de terrenos no entorno das cidades, a superfície necessária para o cultivo com águas negras chegou a ser tão extensa que se converteu em algo proibitivo. Dos países citados somente a Austrália (Melbourne), a Índia, o atual território da República Federal da Alemanha e México seguem empregando águas residuais dessa forma; em outros países existem diversas práticas de aproveitamento de águas residuais. O aproveitamento indireto, ou dizer, a captação de água dos rios que recebem águas residuais, é prática comum em todo o mundo.

Nos último 20 anos, se mostrou muito interesse no uso de águas residuais para irrigação de cultivos em regiões áridas e semi-áridas pela escassez de outras fontes de água e a necessidade de incrementar a produção local de alimentos. Os gestores do aproveitamento dos recursos hídricos se tem dado conta do valor dessa

prática, tanto para conservação de água como a reutilização de nutrientes e como forma de prevenir a contaminação de águas subterrâneas e superficiais, e a população não tem feito nenhuma objeção quando são incluídos os mecanismos necessários de proteção à saúde (ABES-SP, 1992).

O aproveitamento dos afluentes tratados para irrigação de culturas e das “áreas verdes” do setor urbano, como nos parques e campos de golfe, ou “cinturões verdes”, tem-se ampliado muito na Austrália, América Latina, o norte da África, Espanha e outros países do mediterrâneo, assim como nos Estados Unidos da América. Em alguns países como Arábia Saudita, Israel, Jordânia e Peru, a política governamental se centra no aproveitamento de todos os afluentes de plantas de tratamento de águas negras, sobretudo para irrigação de culturas.

Segundo Cavallini e Young (2002), citando informações da OPS/OMS, em 1998 menos de 14% das águas residuais domésticas coletadas na América Latina recebiam algum tipo de tratamento antes de serem lançadas nos rios e mares, e só 6% tinham um tratamento aceitável. A este fato, acrescenta-se que 40% da população urbana da região contrai enfermidades infecciosas associadas a água, pois estes despejos constituem-se em importante vetor de parasitos, bactérias e vírus patogênicos que demandam urgente atenção.

Nos países da América Central e do Sul a utilização de esgotos, tratado ou não, é difundida anos, consistindo em fonte de renda para milhares de pessoas, tendo em alguns casos, evitado o êxodo rural e recuperado regiões áridas e pobres, tais como relatados por Cavallini e Young (2002) e Cavallini (2003): México (Vale do Mesquital), 350.000 ha, onde 45.000 famílias vivem do plantio de milho, trigo, alfafa e outras forrageiras; Peru: 6.600 há, destacando-se o complexo bioecológico de San Juan, utilizando efluente tratado oriundo de lagoas de estabilização desde 1963; Chile, 16.000 ha; Argentina, 3.700 ha; Bolívia, 1.200 ha e por fim, compara com a China, com seus 1.300.000 ha.

O Brasil não possui dados sobre a área utilizada para o reúso, contudo a prática é disseminada, principalmente no nordeste do país, em face da escassez do recurso, porém sem qualquer controle. Experiências piloto vêm sendo estimuladas e praticadas por companhias de saneamento básico estaduais, normalmente em convênio de cooperação técnica com universidades e centros federais de ensino, como é o caso de CAERN, no Rio Grande do Norte, e CAGECE, no Ceará, onde está bem mais desenvolvido e institucionalizado.

No Ceará, o CEFET-CE, em convênio com CEPIS e participação da CAGECE, foi apresentado um estudo de viabilidade para o aproveitamento de esgotos tratado do conjunto Renascer, com 470 unidades habitacionais e 3.500 habitantes, localizado no bairro Dias Macedo, a 10 km do centro de Fortaleza. A ETE passará por reforma hidráulica para permitir o uso da 3ª lagoa (maturação) para piscicultura, inclusive agricultura, totalizando 6,8 ha, devendo produzir cana de açúcar e banana processada em banana-passa. Apresenta um quadro financeiro com custo de 7,377 US\$/ ano/ ha, receita de 9,104 US\$/ ano/ ha, investimentos de 17,927 US\$/ ano/ ha, com lucro bruto de 1,727 US\$/ ano/ ha.

A quantidade de água e de carga orgânica de nutrientes contidos nos esgotos produzidos por 1000 pessoas, medido em kg/ ano, é capaz de atender as necessidades de culturas, em termos de N, P e K, com irrigação para áreas equivalentes a 9,0 ha de milho, ou 4,6 ha de vegetais, ou 1,8 ha de arroz (Ceballos, 2003).

2.4. Aspectos de saúde pública

Nos últimos 50 anos, muitos países têm adotado normas microbiológicas muito estritas para águas residuais tratadas, baseando-se, exclusivamente, em critérios indicadores da qualidade bacteriológica. Alguns têm adotado o método de tratamento terciário quando tem estado ao seu alcance e tem instalado os serviços necessários para filtração rápida com areia e cloração depois do tratamento biológico secundário de águas residuais. Em várias regiões se pretende ozonizar os efluentes no futuro, ainda depois desse tratamento terciário, objetivando eliminar todo risco sanitário para o público que hoje em dia goza de um excelente estado de saúde.

Brito (1998), destaca que a presença do agente infeccioso não implica diretamente contaminação imediata, mas apresenta-se como risco potencial, sendo que a contaminação real surge da combinação de diversos fatores, entre os quais cita:

- A resistência dos microorganismos patogênicos ao tratamento de águas residuais;

- A quantidade mínima para causar a infecção, ou seja, a dose infectiva;
- A capacidade do patógeno de causar a enfermidade, ou seja, a patogenicidade;
- O grau de enfermidade que pode causar, ou seja, a virulência;
- A suscetibilidade e o grau de imunidade da pessoa;
- O grau de exposição humana aos focos de transmissão.

Ainda que, no momento, os métodos de tratamento terciário que implicam um alto custo, não são objeto de consideração em nenhum país. O desconhecimento dos verdadeiros riscos para a saúde e adoção generalizada de normas, cujo cumprimento não se pode ou consegue exigir, tem a tendência de concretizar a crença, que existe nos países mais pobres, de que o aproveitamento de efluentes para irrigação é um processo caro e que exige complexa tecnologia de tratamento.

Em função dessa crescente utilização, sendo cada vez mais importante e estratégica, a Organização Mundial da Saúde (OMS) tem se preocupado com a questão de forma que provocou a primeira reunião de especialistas em 1971 em função da necessidade de se dispor de mecanismos de proteção à saúde nesses casos, já que vinham se empregando de forma direta ou indireta ao longo dos anos e por muitos países, sem nenhum tratamento, ao utilizar água de superfície com quantidade apreciável de resíduos. Do ponto de vista sanitário, nenhuma forma de utilização se considerou aceitável. No entanto, existiam poucas informações autorizadas sobre os efeitos sanitários do aproveitamento de águas residuais para guiar os especialistas que, em conseqüência, foram precavidos ao formular suas recomendações. Assim, se chegou à conclusão ser perigoso o consumo de culturas cruas recentemente irrigadas com águas residuais brutas ou parcialmente tratadas, posto que os agentes patogênicos poderiam sobreviver no solo, nos produtos colhidos ou em ambos em número suficiente para propiciar o perigo. Contudo, reconheceu-se por em prática as estritas normas adotadas pelo Departamento de Saúde Pública do Estado da Califórnia (EUA). Daí se considerou que um efluente cuja qualidade bacteriológica fosse de 100 microorganismos coliformes para cada 100 mL ocasionaria só um risco sanitário limitado se empregado para irrigação de produtos agrícolas sem restrição. Estas recomendações foram publicadas em 1973.

Em julho de 1985, reuniram-se em Engelberg, Suíça, especialistas em higiene do meio e epidemiólogos para considerar os aspectos sanitários do uso de águas residuais e excretas na agricultura e aqüicultura. Chegou-se a conclusão de que as diretrizes vigentes eram insatisfatórias porque:

- i. Algumas eram injustificadamente restritivas e;
- ii. Não englobam a ampla variedade de agentes patogênicos transmissíveis através de águas residuais, de modo que não protegiam devidamente a saúde pública, sobretudo no que se diz respeito à helmintíase.

Portanto, se sugeriu diretrizes provisórias sobre a qualidade das águas residuais, nas quais se incluem os limites de conteúdo de helmintos.

Em junho de 1987, reuniram-se em Adelboden, Suíça, especialistas em projetos da OMS/ Programa das Nações Unidas para o meio ambiente com a finalidade de revisar o relativo uso inócuo de despejos humanos em agricultura e aqüicultura. Na publicação emanada da reunião se estimulam os governos a empregar esses despejos em agricultura e aqüicultura, porém de uma forma controlada objetivando minimizar seus riscos para a saúde. Os participantes desta reunião chegaram, unanimemente, a um acordo sobre a validade das recomendações de Engelberg e determinaram que estas deveriam formar a base do método de proteção da saúde pública empregadas em programas de utilização de águas residuais.

Entre 18 e 23 de novembro de 1987, se reuniu em Genebra, Suíça, um grupo científico da OMS sobre os aspectos sanitários do uso de águas residuais tratadas na agricultura e aqüicultura. As revisões mais recentes de dados epidemiológicos disponíveis e os resultados da investigação levaram a conclusão de que os riscos que representa a irrigação com águas residuais tratadas eram muito menores do que se havia pensado e que as atuais normas bacteriológicas eram injustificadamente restritivas. No entanto, se havia reconhecido que em muitos países em desenvolvimento os principais riscos estavam relacionados com helmintíases e, pelo qual, o uso inócuo de águas residuais na agricultura e aqüicultura exigiria uma rigorosa eliminação de helmintos.

Assim, os objetivos do grupo científico foi revisar a relação do uso de águas residuais na agricultura e aquicultura do ponto de vista de seus efeitos sanitários, recomendar cautelas e diversas medidas para controlar a transmissão de enfermidades infecciosas e determinar que mais se necessita em matéria de trabalho de investigação e desenvolvimento.

O propósito do trabalho, publicado em 1989, foi proporcionar diretrizes para o uso de esgotos em agricultura que permitirá adotar a prática com saúde e completa segurança ambiental.

Na reunião de especialistas de 1971, se centrou na necessidade de avaliar os resultados dos diferentes processos de tratamento de águas residuais para eliminar diversos tipos de contaminantes. Para o aproveitamento de águas residuais, a medida mais importante dos resultados do processo de tratamento é a eliminação de agentes patogênicos, na remoção de sólidos em suspensão e na redução de demanda bioquímica de oxigênio (uma medida da “força” orgânica dos esgotos), como se exige normalmente para controle da contaminação. No que pese aos processos de tratamento tradicionais como tratamento primário, secundário e terciário de águas residuais não se tem evoluído nos países em desenvolvimento, tropicais e subtropicais, na mesma forma que se tem feito nas nações industrializadas das zonas temperadas, que se aceita, em geral, que não é muito eficaz o tratamento primário e secundário usados normalmente para eliminar os microorganismos patogênicos. Está por determinar se, se pode produzir um efluente satisfatório depois do tratamento terciário nos países com pouca experiência, ainda que o manejo de estações convencionais de tratamento secundário de águas residuais tem permitido confirmar sua eficácia para a eliminação de agentes patogênicos, quando são devidamente construídos.

A experiência da CAERN, não intencional, mas por invasão dos residentes vizinhos às lagoas de estabilização, como em Mossoró (ETE Cajazeiras) e Natal (ETE's Igapó e Ponta Negra), por exemplo, entre outras, as quais foram povoadas por peixes, especialmente a Tilápia do Nilo, não foram relatadas doenças contraídas pelos usuários, como também não houve sistematização de monitoramento dessas pessoas, até porque não é permitido pela Companhia, tendo essas incursões como invasão de propriedade. Na cidade de Mossoró, por solicitação da saúde pública de que algumas pessoas que consumiam peixes das lagoas de estabilização principal,

a ETE Cajazeiras, estavam apresentando sintomas em que os médicos suspeitavam que a causa fosse a ingestão de peixes ali pescados.

À época foram coletadas amostras dos peixes “cultivados” na referida lagoa e encaminhados para análise laboratorial na cidade de Fortaleza-CE. O resultado foi negativo, ou seja, não havia presença de patógenos na carne e vísceras dos peixes analisados.

2.5. Critérios e padrões de qualidade agrícola

O reúso da água exige o conhecimento das características físicas, químicas e biológicas das residuárias ou poluídas, de modo a adequar seu tratamento à obtenção da qualidade que satisfaça os critérios recomendados ou padrões que tenham sido fixados para determinado uso.

O método de irrigação escolhido é fundamental para o controle de eventual contaminação das pessoas que manipulam o sistema, dos consumidores e dos vizinhos às áreas de cultivo. Entre as técnicas de irrigação de efluentes de ETE's, Tsutiya (2001) relaciona os seguintes métodos básicos de irrigação:

- Inundação – consiste na cobertura de toda a área cultivada com um lençol d'água com uma determinada espessura, que é função do tipo de solo e de cultura. Apresenta menores custos, não sendo necessário o nivelamento do terreno, contudo se faz necessária a proteção completa para os operários agrícolas, consumidores e manuseadores de culturas;
- Sulcos e canais – o efluente é distribuído através dos canais e se infiltra no solo, molhando apenas uma pequena parte da superfície do solo. Apresenta custo baixo, podendo ser necessário o nivelamento do terreno. Medida protetiva é necessária para operários agrícolas e possivelmente para consumidores e manuseadores de culturas;
- Aspersores – o efluente é aplicado em tubulações sob pressão, disposta no solo, e aspergido através de bocais especiais sobre o terreno, fazendo com que o solo e as culturas seja molhados de maneira semelhante ao que ocorre durante as chuvas. Apresenta eficiência média do uso da água. Como medida protetiva, algumas culturas da categoria B (OMS, 1989), principalmente

árvores frutíferas são excluídas. Distâncias mínimas de 100 m de casas e estradas;

- Irrigação subsuperficial – apenas uma pequena porção do solo é molhada, mas permitindo a saturação do subsolo;
- Irrigação por gotejamento – irrigação localizada, na qual a água é aplicada a cada planta, individualmente.

Para a irrigação subsuperficial e localizada, os fatores que afetam a escolha são os custos elevados, porém apresenta elevada eficiência do uso da água, obtendo-se alta produtividade agrícola. A filtração para evitar entupimentos de orifícios (exceto no caso de irrigação por “*bubbles*”) é requisito como medida protetiva necessária.

De acordo com a ABES-SP (1992), no Brasil, os centros mais avançados têm procurado acompanhar a evolução mundial da legislação nesse campo. Nas décadas de 70 e 80, foram estabelecidos padrões de qualidade de acordo com essa tendência. A portaria 13/76 da SEMA/ SP e a resolução 20/86 do Conama, em vigor, tratam dos padrões de qualidade das águas interiores e costeiras. Os padrões de potabilidade foram alvo da portaria 56/77, tendo sido modificada pela portaria 36/GM do Ministério da Saúde, publicada em 19 de janeiro de 1990, e mais recentemente pela portaria 1469/2000, também recentemente alterada pela Portaria 518/2004, do mesmo ministério, estando em vigor. A Feema e a Cetesb colaboraram através do Cepis da Organização Panamericana de Saúde (OPS), para a elaboração de um Manual de Avaliação e Manejo de Substâncias Tóxicas em Águas superficiais em 1988.

A ABES-SP (1992), citando Crook (1991), coloca que em seu trabalho, o reúso não potável agrícola apresenta limites para coliformes utilizado na Califórnia, conforme a cultura e o método de aplicação; compara com os recomendados pela OMS para os países em desenvolvimento; sugere diretrizes para interpretação da qualidade da água conforme o solo e a cultura; recomenda os limites de elementos-traço para o uso a longos e curtos prazos. Ainda, referencia-se a Weber *et al* (1984) e Amaral (1979) considera os metais pesados nos solos e nas plantas e as concentrações máximas de elementos tóxicos, para proteção ao solo – plantas – animais – homem. Cita a publicação de Blumenthal *et al* (1989) de um modelo para

avaliação dos riscos à saúde humana com base em uma epidemiologia do risco do reúso da água. O trabalho aborda o tratamento da água residuária, culturas seletivas para aplicação do efluente tratado, método de aplicação e controle da exposição humana ao efluente. O modo abrangente do reúso em agricultura e em aquacultura e a apresentação traz estudos de caso em seis países diferentes.

2.6. Legislação e regulamentação

Diversos países têm regulamentado suas próprias normas de reutilização de águas residuárias. Algumas são mais restritivas, outras menos, quando comparadas às recomendações da OMS (1989).

Brito (1998) cita as normas regulamentadoras existentes dos EUA, Alemanha, a antiga União Soviética, França, Israel, África do Sul, Espanha, Austrália e Japão, demonstrando que o reúso é uma realidade, e necessidade, mundial. Vale observar nesta lista que estão presentes as principais potências econômicas mundiais.

Bastos (2004), chama a atenção para adoção da metodologia em função dos riscos de saúde, quando se deseja a regulamentação do reúso de águas residuárias:

- i. A ausência de riscos potenciais \Rightarrow ausência de organismos indicadores e, ou, patogênicos no efluente;
- ii. A medida (da ausência) de riscos em excesso ou riscos atribuíveis à irrigação com esgotos dentre uma população exposta;
- iii. A aplicação da metodologia de Avaliação de Risco e a definição de níveis de risco aceitáveis, ou seja, a estimativa da densidade de patógenos no efluente correspondente ao nível de risco aceitável

Por exemplo, considera-se aceitável um caso anual de infecção em cada 10.000 pessoas dentre uma população exposta ao fator de risco, quando se utiliza a irrigação com esgotos, com a presença de CF da ordem de 10^4 (Bastos, 2004).

Tinoco (2003), caracterizou o efluente da ETE Ponta Negra do SES da cidade do Natal, no qual propôs um sistema de pós-tratamento e proposta de padrões de qualidade, objetivando assegurar sua reutilização em irrigação de canteiros públicos municipais, sem que venham causar danos à saúde da população e dos envolvidos diretamente na operação do sistema.

Recentemente, no XI SILUBESA, 2004, foi apresentado pelo Grupo Técnico de Reúso (GT- Reúso), do Conselho Nacional dos Recursos Hídricos (CNRH), a minuta de resolução a ser editada pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH, ligado ao Ministério do Meio Ambiente estabelecendo as diretrizes para o reúso.

Segundo Santos (2004), algumas iniciativas isoladas de alguns governos estaduais e municipais têm editado leis buscando a regulação e controle da atividade em seus respectivos âmbitos de atuação. Exemplo disso, é o Projeto de Lei 125/2004 da cidade de Chapecó; o Decreto 23.940, de 30/01/04, do Estado do Rio de Janeiro; do Distrito Federal, Brasília, Lei 2978/2002; do Estado de São Paulo através da Lei 13.309 de 31/01/02; Maringá, Curitiba e outras.

2.7. Tratamento simplificado de esgoto

Andrade Neto (1997) estabelece que o conceito de sistema simplificado é um termo um tanto relativo em termos de sistemas de tratamento de esgotos. Considera que os processos anaeróbios, a disposição no solo e lagoas de estabilização são exemplos de sistemas simplificados. São vantajosos por apresentarem baixo custo de implantação e operação, simplicidade de construção e de operação, alta relação benefício/custo e sem exigência, em geral, de operador especialista e permanente.

São sistemas de tratamento naturais, de domínio público_ inclusive os tanques sépticos, filtros anaeróbios e sistemas de disposição serem normatizados pelas NBR da ABNT aplicados largamente no Brasil. Não exigem, em geral, energia elétrica, equipamentos eletromecânicos e operador presente por tempo integral. São exemplos dessas opções os tanques sépticos, filtros biológicos ou anaeróbios, reatores anaeróbios de fluxo ascendente através do leito de lodo (UASB), lagoas de estabilização e disposição controlada no solo, (Andrade Neto, 1997), e mais recentemente vêm se difundindo, através de pesquisas e mesmo aplicação, os alagados construídos, ou ainda terras úmidas construídas, ou *Wetlands*.

Quanto ao custo, as lagoas de estabilização, apresentam em alguns casos desvantagens quando a área para implantação é grande e, quanto a sua localização, podendo elevar seu custo com transporte (emissário), elevatória, etc. (Andrade Neto, 1997).

2.7.1. Lagoa de estabilização

A disposição no solo e lagoas de estabilização são as formas de tratamento mais naturais. A diversificação dos tipos de lagoas com objetivos específicos combinadas ou não, tem demonstrado elevada eficiência na remoção de patógenos, coliforme fecais, sólidos em suspensão e redução da carga orgânica poluidora, geralmente medida através da DBO_5 , constituindo-se na forma mais simples de tratamento dos esgotos.

Este processo de tratamento é utilizado em local onde o custo do terreno é baixo, as condições climáticas (insolação e temperatura) são favoráveis, nos quais ocorrem grandes variações de carga orgânica e, principalmente, onde se requer uma alta redução de organismos patogênicos.

Segundo Athayde Júnior *et al.* (2001), lagoas de estabilização são reconhecidas por excelente remoção, dentre outros parâmetros, de microorganismos fecais, sendo, portanto propícias ao tratamento de águas residuárias quando o reúso na agricultura é considerado. Lagoas de estabilização possuem ainda grande vantagem sobre o tratamento convencional, por serem de fácil e econômica operação e manutenção, sendo apontadas como a alternativa de tratamento de águas residuárias de menor custo financeiro.

Araújo e Duarte (2001), destacam que lagoas de estabilização são sistemas simples em que os esgotos tratados biologicamente por processos naturais envolvem principalmente algas e bactérias. Suas principais vantagens são a elevada eficiência na remoção de matéria orgânica e de microorganismos patogênicos, capacidade de suportar cargas orgânicas e hidráulicas de choque, simplicidade de operação e manutenção, não necessitando de energia elétrica, além do baixo custo de construção, sendo, entretanto, a necessidade de grandes áreas para implantação sua desvantagem.

Lagoa facultativa é normalmente aplicada para tratamento secundário em sistemas de lagoas, geralmente projetadas com profundidades entre 1,0 m e 1,5 m, e tempo de detenção hidráulica em torno dos vinte dias. O nome facultativa reporta-se ao comportamento do seu principal agente de degradação da matéria orgânica afluyente, ou seja, as bactérias facultativas, cuja característica principal é a adaptabilidade às condições quanto a presença de oxigênio no meio. Uma análise da coluna líquida desse tipo de lagoa durante o dia, observa-se a predominância da

atividade aeróbia, em função da aeração proporcionada pelos ventos e a produção de oxigênio pelas algas, através da realização da fotossíntese, possível pela incidência da luz solar; enquanto essa mesma análise a noite, conclui-se que há predominância da atividade anaeróbia, principalmente pela cessação da fotossíntese realizada pelas algas, portanto não havendo produção do oxigênio (Kellner e Pires, 1998).

Diversos autores têm demonstrado modelos racionais, empíricos e dinâmicos para o dimensionamento de lagoas facultativas. Contudo, a escola que mais tem influenciado os sanitaristas no nordeste, especialmente os projetistas da CAERN, tem sido a Universidade Federal de Campina Grande- PB, através da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) por suas pesquisas ao longo de mais de vinte anos.

Assim sendo, o dimensionamento de lagoa de estabilização do tipo facultativa utilizou a Equação 1, adotada pela escola referenciada, sendo por esta a avaliação no capítulo reservado às discussões, pois foi através deste método que a ETE do SES de Parelhas, lagoa facultativa primária, haver sido dimensionada.

$$I_s = \frac{10 \cdot S_0 \cdot Q}{A}, \text{ onde : (1)}$$

- λ_s ou L_s = Taxa de aplicação superficial, em kg.DBO/ ha.dia;
- S_0 = Carga orgânica afluenta (DBO₅), em mg/ L ou g/ m³;
- Q = Vazão afluenta, em m³/ dia;
- A = Área da lagoa facultativa, em m².

2.7.2. Wetland

“Wetland” são áreas onde o nível das águas subterrâneas está próximo à superfície do solo, mantendo, continuamente ou durante parte do ano, os solos saturados de água ou são, ainda, áreas cobertas com camada de água rasa, durante, pelo menos, certo período do ano. Assim sendo, essas áreas alagadas são *habitat* de plantas aquáticas, já o substrato constitui-se de solos pobremente drenados (pouca capacidade de infiltração e escoamento das águas submersas) ou de sedimentos saturados por água. Dessa forma, os *Wetlands* naturais são

alagados, brejos, várzeas, pântanos, lagos muito rasos e manguezais, (Guimarães, 2001).

No aspecto funcional do *wetland* natural, relativo à qualidade da água, tem-se: filtração de partículas, desprendimento de nutrientes, biodegradação de compostos tóxicos, etc..

Já os *wetlands* construídos, ou como denominados por alguns autores de “terras úmidas construídas”, são sistemas artificialmente projetados e construídos pelo homem, com diferentes tecnologias, utilizando princípios básicos do sistema “*wetland*” natural. Entre os componentes fundamentais dos “*wetlands*” construídos, têm-se o substrato, biofilmes de bactérias responsáveis direta ou indiretamente pela ocorrência dos mecanismos de remoção de poluentes, associados a esses sistemas e às plantas macrófitas aquáticas (ver Tabela 1).

Tabela 1. Constituintes e mecanismos de remoção do sistema “*wetland*” construído.

Constituintes	Mecanismo de remoção
Sólidos suspensos	Sedimentação e filtração
Material orgânico solúvel	Degradação aeróbia e anaeróbia
Nitrogênio	Amonificação, nitrificação e desnitrificação (biológico) Utilização pela planta Volatilização de amônia
Fósforo	Adsorção Utilização pela planta
Metais	Adsorção e troca de cátions Complexação, precipitação Utilização pela planta Oxidação e redução (bioquímica)
Patógenos	Sedimentação Filtração Predação Morte natural Irradiação UV Excreção de antibiótico proveniente das raízes das macrófitas

Fonte: Cooper *et al*, 1996, citado por Guimarães, 2001.

O uso de plantas macrófitas quer sejam emergente ou flutuante, vêm sendo utilizadas nos sistemas *wetlands*. Seu uso deve obedecer a critérios seletivos, tais como:

- i. facilidade de propagação e crescimento rápido;
- ii. elevação da capacidade de absorção de poluentes;
- iii. tolerância a ambiente eutrofizado;
- iv. facilidade quanto à colheita e ao manejo;
- v. uso corrente na região e valorização econômica.

Entre as funções das macrófitas aquáticas, incluem-se: (a) a retirada de nutrientes e de outros constituintes da água residuária, tais como metais pesados, sólidos suspensos, microrganismos; (b) a transferência do oxigênio para a rizosfera; e (c) o desenvolvimento de rizomas, raízes e material que sirvam de suporte para o crescimento de biofilmes de bactérias.

As principais macrófitas emergentes utilizadas estão as espécies: *Typha*, *Juncus*, *Phragmites*, *Schoenoplectus* e *Carex*, *Pennisetum Setosum*.

O fluxo de água entra em contato com as zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias. No entanto, as zonas aeróbias encontram-se ao redor das raízes e rizomas das plantas aquáticas (macrófitas) existentes nos sistemas *wetlands*. Estas plantas têm a habilidade de passar internamente o oxigênio por suas folhas e estruturas de talos e rizomas, disponibilizando-o fora dos rizomas e das raízes. Ao redor dos rizomas, na rizosfera, ocorre um aumento da população bacteriana, especificamente, aeróbia.

O mecanismo de tratamento bacteriano nos sistemas de fluxo horizontal baseia-se em processo de tratamento convencional, por exemplo: oxidação da matéria orgânica pelas bactérias heterotróficas, oxidação do nitrogênio amoniacal para nitrito e nitrato através das bactérias autotróficas. E, sob condições anóxicas, as bactérias heterotróficas têm a capacidade alternativa de transformar nitrato e nitrito à nitrogênio gasoso.

No desempenho dos sistemas de fluxo horizontal têm-se observado alguns princípios fundamentais:

- ✓ Os rizomas cultivados crescem verticalmente e horizontalmente no substrato, promovendo, assim, um caminho hidráulico.

- ✓ Na área ao redor dos rizomas, há uma grande proliferação de bactérias aeróbias e anaeróbias. Essas bactérias efetuam o tratamento biológico das águas residuárias. O tratamento aeróbio ocorre próximo às raízes e rizomas, devido à presença do oxigênio. Enquanto que, no ambiente anóxico, o processo de desnitrificação promovido por bactérias anaeróbias acontece longe das áreas dos rizomas e das raízes.

Os sólidos suspensos presentes nas águas residuárias aderem à superfície e são compostados anaerobicamente na superfície das folhas das próprias macrófitas mortas.

2.7.3. Filtro biológico ou anaeróbio

De acordo com Andrade Neto *et al* (1999), consiste de um tanque cheio de material inerte, entre os quais os mais usados são pedras britadas, que sirva de suporte para aderência e desenvolvimento de microrganismos, constituindo um leito com elevado grau de vazios. Podem ter fluxo ascendente ou descendente. Nos filtros de fluxo ascendente, o líquido é introduzido pela base, distribuído por um fundo falso ou tubos perfurados, flui através do material de enchimento e é descarregado pelo topo, coletado em canaletas ou tubos perfurados. Nos de fluxo descendente, que é o caso do experimento de Parelhas, o caminho é inverso e o leito pode ser submerso (afogado, conforme experimento de Parelhas) ou não.

Na superfície de cada peça do material de enchimento ocorre a fixação e o desenvolvimento de microrganismos na forma de biofilme. Nos filtros afogados, principalmente de fluxo ascendente, também se agrupam microrganismos na forma de flocos ou grânulos nos interstícios do material de enchimento. O esgoto percola (atravessa, escoar) nos interstícios do leito filtrante, em contato com o lodo retido. São portanto, reatores biológicos com fluxo através do lodo anaeróbio ativo, com biomassa aderida em leito fixo.

O principal objetivo dos reatores anaeróbios com fluxo através do lodo ativo é propiciar maior tempo de retenção celular, para obter longo contato entre a biomassa ativa e o esgoto a ser tratado. Exploram a imobilização e retenção de bactérias, na forma de biofilme, flocos ou grânulos, em maior tempo possível e nas maiores concentrações admissíveis, mesmo para tempos de retenção hidráulica curtos. O

fluxo dos esgotos por meio desse lodo ativo, retido, propicia maior eficiência na remoção do material dissolvido que nos reatores onde o material não sedimentável sofre pouca ou nenhuma ação metabólica da massa bacteriana.

O emprego de filtros anaeróbios após lagoas de estabilização tem se mostrado como alternativa viável, apresentando bons resultados na remoção de diversos parâmetros de interesse da engenharia sanitária (Oliveira *et al*, 1997).

2.8. Características de esgotos e parâmetros de qualidade de efluentes

2.8.1. Características dos esgotos

Esgotos de origem doméstica, coletados na maioria das cidades, onde praticamente não existem efluentes químicos de indústrias, são principalmente formados de água (99,9%) e concentrações relativamente pequenas de sólidos suspensos dissolvidos, orgânicos e inorgânicos. Entre as substâncias de origem orgânica presente em esgotos estão os carboidratos, a lignina, as gorduras, os sabões, os detergentes sintéticos, as proteínas e os produtos de decomposição destes, como também várias substâncias químicas orgânicas naturais e sintéticas das indústrias de processo (Jordão e Pessoa, 1995).

A Tabela 2 apresenta os níveis dos componentes principais de esgotos domésticos forte, médio e fraco.

Tabela 2. Principais constituintes de esgoto doméstico.

Constituintes	Concentração (mg/l)		
	Forte	Médio	Fraco
Sólidos Totais	1.200	700	350
Sólidos Totais Dissolvidos (STD) ¹	850	500	250
Sólidos Suspensos	350	200	100
Nitrogênio (como N)	85	40	20
Fósforo (como P)	20	10	6
Cloreto ¹	100	50	30
Alcalinidade (como CaCO ₃)	200	100	50
Gorduras	150	100	50
DBO ₅ ²	300	200	100

¹ A quantidade de STD e cloretos foram acrescentados pelas concentrações destes componentes no transporte da água.

² DBO₅ é a Demanda Bioquímica de oxigênio a 20°C, aos 5 dias e é uma medida da matéria orgânica biodegradável nos esgotos.

Fonte: Departamento da ONU de Cooperação Técnica para o Desenvolvimento (1985), citado por FAO, 2000.

Os esgotos domésticos também contêm uma variedade de substâncias inorgânicas de fontes domésticas e industriais, inclusive vários destes elementos são potencialmente tóxicos como arsênio, cádmio, cromo, cobre, chumbo, mercúrio, zinco, etc. Até mesmo se os materiais tóxicos não estiverem presentes, em concentrações prováveis de afetar os humanos, eles poderiam estar suficientemente a níveis de serem fitotóxicos que limitariam seu uso na agricultura. Porém, do ponto de vista de saúde, uma consideração muito importante do uso agrícola de esgotos, os contaminantes de maior preocupação são os micropatogênicos- ou microorganismos patogênicos: vírus, bactérias, protozoários e helmintos podem estar presentes em esgotos municipais brutos aos níveis indicados na Tabela 3 e sobreviverão no ambiente para períodos longos, como resumido na Tabela 4.

Bactérias patogênicas poderão estar presentes em esgotos a níveis muito mais baixos que os coliformes, que são grupos de bactérias muito mais fácil de identificar e enumerar (como coliformes totais/100ml). *Escherichia Coli* são o indicador o mais amplamente adotado de poluição fecal, também de fácil isolamento e identificação, sendo determinado como coliformes fecais: n.º de CF/100 ml de esgotos.

Tabela 3. Níveis prováveis de patogênicos em esgotos.

Tipo de Patógeno	Espécie	Concentração provável por litro, em esgoto doméstico ¹
Vírus	Enterovírus ²	5000
Bactéria	<i>E. Coli</i> patogênica ³	?
	<i>Salmonella</i> spp.	7000
	<i>Shigella</i> spp.	7000
	<i>Vibrio Cholerae</i>	1000
Protozoário	<i>Entamoeba histolytica</i>	4500
Helmintos	<i>Áscaris lumbricóides</i>	600
	<i>Ancilóstomo</i> ⁴	32
	<i>Schistosoma mansoni</i>	1
	<i>Taenia saginata</i>	10
	<i>Trichurius trichiura</i>	120

[?] Incerto.

¹ Baseado em 100 L/pessoa.dia de esgoto doméstico e 90% de patogênicos inativos excretados.

² Incluído pólio, eccho e coxsacviroses

³ *Anglostoma duodenale* e *Necator americanus*

Fonte: Feachem et al. (1983), citado por FAO, 2000.

Tabela 4. Sobrevivência de patógenos excretados (entre 20-30°C).

Tipo de patógeno	Período de sobrevivência em dias			
	Em fezes, solos escuros e lamas (sedimentos)	Em água fresca e material de esgoto	No solo	Em culturas
Vírus				
<i>Enterovírus</i>	<100 (<20)	<120 (<50)	<100 (<20)	<60 (<15)*
Bactéria				
<i>Coliformes fecais</i>	<90 (<50)	<60 (<30)	<70 (<20)	<30 (<15)
<i>Salmonella spp.</i>	<60 (<30)	<60 (<30)	<70 (<20)	<30 (<15)
<i>Shigella spp.</i>	<30 (<10)	<30 (<10)	-	<10 (<5)
<i>Vibrio cholerae</i>	<30 (<5)	<30 (<10)	<20 (<10)	<5 (<2)
Protozoário	<30 (<15)	<30 (<15)	<20 (<10)	<5 (<2)
<i>Entamoeba histolytica</i> cistos	<30 (<15)	<30 (<15)	<20 (<10)	<5 (<2)
Helmintos	grande número	grande número	grande número	<60 (<30)
<i>Áscaris lumbricóides</i> ovos	meses	meses	meses	

* Valores entre parênteses representam o tempo de sobrevivência habitual.

Fonte: Feachem et al. (1983), citado por FAO, 2000.

2.9. Parâmetros de qualidade de importância no uso de esgotos na agricultura

2.9.1. Parâmetros de significação para a saúde

As substâncias químicas orgânicas normalmente existentes em esgotos municipais, a baixíssimas concentrações, cuja água após tratamento fosse ingerida por uso planejado ou acidental, seria necessário um período prolongado de consumo para produzir efeitos prejudiciais à saúde humana. Não é provável que isto aconteça com uso de esgotos na agricultura e aquicultura, a menos que aconteça o uso simultâneo de utensílios destinados à água potável, quando os agricultores não são instruídos corretamente, o que normalmente pode ser ignorado.

Os perigos principais associados com os componentes químicos de esgotos, então, surgem da contaminação de colheitas ou lençol freático. Pescod (2000), citando Hillman (1988), chama atenção para a preocupação particular que se deve ter relativa aos venenos cumulativos, principalmente metais pesados, e carcinógenos, substâncias químicas principalmente orgânicas. As diretrizes da Organização Mundial da Saúde para qualidade de água de abastecimento (OMS

1995) inclui valores de limite para substâncias orgânicas e tóxicas, baseadas em entradas diárias aceitáveis. Estes podem ser adotados diretamente para proteção de lençol freático pretendido, mas devido à possível acumulação de certos elementos tóxicos em plantas (por exemplo, cádmio e selênio), a assimilação de materiais tóxicos por culturas comestíveis irrigadas com esgoto contaminado, deve ser avaliada cuidadosamente.

Organismos patogênicos são responsáveis pela maior preocupação de saúde em uso agrícola de esgotos, contudo poucos estudos epidemiológicos estabeleceram impactos de saúde adversos definitivos atribuíveis para a prática. Shuval *et al* (1985), citado por Pescod (2000), informou, recentemente, à luz das evidências que ligam o uso agrícola de esgoto a uma onda de ocorrência de doenças. Em função dessas evidências, resumiu o impacto destes organismos em função do risco conforme apresentado na Tabela 5.

Isso se apresentou, no mundo, em áreas onde doenças causadas por helmintos como *Áscaris spp* e *Trichiuris* são endêmicas na população e onde esgoto bruto é usado para irrigar culturas leguminosas, consumidas cruas. É provável que a transmissão destas infecções aconteçam pelo consumo de tal cultura.

Tabela 5. Impacto relativo sobre a saúde por agentes patogênicos.

RISCO ALTO (incidência da dose infectiva alta)	HELMINTOS (<i>Ancylostoma, áscaris. Trichuris e taenia</i>)
RISCO MÉDIO (incidência da dose infectiva baixa)	BACTÉRIA ENTÉRICA (<i>Vibrio cholerae, Salmonella typhosa, Shigella</i> e outras possibilidades)
RISCO BAIXO (incidência da dose infectiva baixa)	VÍRUS ENTÉRICOS

Fonte: Shuval *et al*, citado por Pescod (2000).

De acordo com Pescod (2000), os parâmetros de microbiologia listados, a seguir, são particularmente importantes do ponto de vista de saúde.

2.9.1.1. Organismos indicadores

a. Coliformes e Coliformes fecais. O grupo Coliforme são bactérias que se incluem principalmente as espécies do gênero *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Escherichia* e *Klebsiella* e, inclusive, os Coliformes fecais, dos quais a *Escherichia coli* é a

espécie predominante. Vários dos Coliformes podem crescer fora do intestino, especialmente em climas quentes, conseqüentemente a contagem destes é inadequada como um parâmetro para monitorar em sistemas de reúso de esgotos. O teste de Coliforme fecal também pode incluir alguns organismos não fecais que podem crescer a 44°C e por isso *E Coli* é o parâmetro indicador mais satisfatório para esgoto utilizado na agricultura.

b. *Streptococo Fecal*. Este grupo de organismos inclui espécies principalmente associadas com animais (*Streptococo bovis* e *E. equinus*), outras espécies com uma distribuição mais ampla (por exemplo *E. faecalis* e *E. faecium* que aparecem ambos em homem e em outros animais) como também dois biotipos (*E. faecalis liquefaciens*, sendo uns da variedade tipo *E faecalis* que se hidrolisam em amido) que parecem ser onipresentes, apresentando-se em ambientes poluídos e não poluídos. A contagem de Streptococos fecais em efluentes é um procedimento rotineiro simples, mas apresenta as seguintes limitações: a possível presença dos biotipos não fecais como parte da microflora natural em culturas que se pode reduzir a utilidade destas; avaliando-se a qualidade bacteriana de culturas irrigadas com esgotos e a sobrevivência mais pobre de Streptococo Fecal a altas que as baixas temperaturas. Estudos adicionais ainda garantem a utilização do Streptococo Fecal como um indicador para condições tropicais e especialmente na comparação com a sobrevivência de Salmonella.

c. *Clostridium Perfringens*. Esta bactéria é exclusivamente fecal, possuem forma de esporos anaeróbicos. Normalmente são usadas para detectar poluição contínua ou antiga da água devido à sobrevivência prolongada de seus esporos. Embora esta longa sobrevivência seja considerada, normalmente, como uma desvantagem para propósitos triviais, constata-se ser muito útil sua aplicação em estudos de reúso de esgotos. Quando a *Clostridium perfringens* é encontrada pode-se garantir a sobrevivência semelhante para vírus ou até ovos de helmintos.

2.9.1.2. Patógenos

Os parâmetros relativos aos patogênicos seguintes só podem ser considerados como indicadores, se existirem laboratórios adequadamente

equipados e com pessoal qualificado, pois exigem tecnologia e metodologia apuradas.

a. *Salmonella Spp.* Várias espécies de *Salmonellae* podem estar presentes no esgoto bruto de uma comunidade urbana de um país tropical em desenvolvimento, inclusive *S. typhi* (o agente causador da febre tifóide) e muitos outros. É estimado que uma quantidade de 7000 *Salmonella*/ litro é típica para um esgoto urbano tropical com números semelhantes de *Shigella*. Ainda, talvez, encontre-se 1000 *Vibrio cholerae*/ litro. Ambas, *Shigella spp* e *V.Cholera*, morrem rapidamente ao entrarem em contato com o ambiente. Quando se consegue a remoção de *Salmonella*, através de um processo de tratamento, por conseguinte, a maioria das outras bactérias patogênicas certamente já foi removida.

b. *Enterovírus.* Pode dar origem a doenças graves, como Poliomielites e Meningites, ou uma gama de doenças secundárias como infecções respiratórias. Embora não exista nenhuma evidência epidemiológica forte para a expansão destas doenças por sistemas de irrigação com esgotos, existe algum risco e é desejável saber até que ponto os vírus existentes são afastados com o novo processo de tratamento, especialmente em ambientes tropicais. Só podem ser empreendidas contagens de vírus em um laboratório exclusivo, pois as técnicas de cultura de células requeridas são muito suscetíveis à contaminação bacteriana e de fungo.

c. *Rotavírus.* Estes vírus são conhecidos por causarem problemas gastrintestinais e, entretanto, normalmente estão presentes nos esgotos em quantidades mais baixas que os enterovírus, os quais são conhecidos por serem mais persistentes. Assim, se faz necessário estabelecer as características de sobrevivência destes organismos relativas a enterovírus e a relação com os organismos indicadores em esgotos. Foi reivindicada que a remoção de vírus em tratamento de esgoto acontece concomitante com a remoção de sólidos suspensos, pois a maioria dos vírus estão associadas às partículas sólidas. Logo, a determinação da concentração de sólidos suspensos em efluentes tratados deveria ser levada a cabo, terminantemente, como um assunto de rotina.

d. Nematóide intestinal. É conhecido que as infecções por nematóide, em particular as verminoses por *Áscaris lumbricóides*, podem ser disseminadas através do efluente de reúso. Os ovos de *A. lumbricóides* são bastante grandes (45-70 μm x 35-50 μm) e foram desenvolvidas várias técnicas para contagem de nematóides (OMS 1989).

2.9.2. Controle de exposição humana

Como medida de proteção à saúde aplicada ao uso agrícola de esgotos, inclui-se o seguinte, isoladamente ou em combinação:

- ✓ Tratamento do esgoto;
- ✓ Restrição de cultura;
- ✓ Controle de aplicação de esgoto;
- ✓ Controle de exposição humana e promoção da higiene

No passado, o tratamento de esgoto foi amplamente adotado como medida de controle principal de efluente com o uso de esquemas controlados, com restrição de culturas consumidas cruas. Uma aproximação mais integrada para o planejamento do uso de esgoto tratado em agricultura, leva à vantagem da ótima combinação da medida disponível de proteção à saúde e o contato de solo/planta, chegando a um sistema econômico de acordo com os habitantes e as condições sociocultural e institucional.

A OMS (1989) no Relatório Técnico Diretrizes de Saúde para o Uso de Esgoto em Agricultura e Aqüicultura discute a integração das várias medidas disponíveis para alcançar proteção da saúde de forma efetiva. Limitações dos sistemas administrativos ou legais em alguns países farão com que algumas destas aproximações, de difícil aplicação, considerando a escassez de pessoal técnico qualificado nestes países, coloquem em dúvida a confiança no tratamento de esgoto como o único mecanismo de controle. Para alcançar maior flexibilidade no uso de esgoto na aplicação de medida de proteção a saúde é importante desenvolverem-se sistemas e técnicas de irrigação seguros, capazes de distribuir o esgoto com baixo risco de contaminação do operador e da cultura.

O objetivo com esta aproximação é prevenir a população e os grupos de risco de entrar em contato direto ou indireto com os patogênicos potencialmente contidos no esgoto e se infectarem com os mesmos. Quatro grupos estão sujeitos ao risco com o uso agrícola de esgoto:

- os trabalhadores agrícolas e as suas famílias;
- os manipuladores das culturas;
- os consumidores das culturas, carne e leite;
- as pessoas que vivem próximas das áreas irrigadas com esgoto.

Medidas de controle foram apontadas para proteger os trabalhadores de campos agrícolas e manipuladores de culturas que incluem a provisão (e deve-se insistir na utilização) de EPI's, a manutenção de altos níveis de higiene e imunização contra infecções seletivas (controle quimioterapêuticos). Exemplos destas medidas são determinados pela OMS (1989) no Relatório Técnico já mencionado. Podem ser reduzidos os riscos para consumidores através do cozimento dos produtos agrícolas antes do consumo, como também por altos padrões de higiene dos alimentos, os quais devem ser enfatizados na educação sanitária sistemas associados com esgoto. Os moradores locais devem ser mantidos e afastados, e completamente informados sobre o uso de esgoto na agricultura de forma que eles e suas crianças, evitem se aproximar destas áreas. Embora não haja nenhuma evidência, porém é sugestivo que essa proximidade com os campos irrigados com esgotos brutos, estejam sujeitos a um risco significativo, não devendo ser usado irrigadores num raio de 100 m de casas ou estradas. Sempre deve ser tomado cuidado especial com sistemas que usem esgotos, objetivando assegurar aos trabalhadores da agricultura ou o público de que não usem para abastecimento doméstico por acidente ou por falta de uma alternativa. Devem ser marcados todos os canais, as canalizações de esgoto, tubos e saídas claramente e preferivelmente pintadas com uma cor característica diferenciada das usuais para as demais aplicações. Onde for possível, controles de saída devem ser indicados para prevenir intervenções externas no sistema (Ayers e Westcot, 1985).

2.9.3. Diretrizes para a qualidade de efluentes para proteção da saúde

Várias reuniões sucessivas de especialistas ambientais e epidemiologistas, do Grupo Científico da OMS, nos aspectos sanitários com uso de esgotos tratado para agricultura e aqüicultura chegaram a referenciais de qualidade microbiológica para utilização de esgoto em agricultura, conforme apresentada na Tabela 6.

Tabela 6. Diretrizes para qualidade microbiológica de esgotos recomendada para uso na agricultura^a.

Categoria	Condição de reúso	Grupo exposto	Nematóides intestinais ^b (média aritmética: n.º de ovos por litro ^c)	Coliforme fecal (média geométrica n.º por 100 ml ^c)	Tratamento do esgoto necessário para alcançar a qualidade microbiológica requerida
A	Irrigação de culturas que podem ser comidas cruas, (campos de recreação e jardins públicos ^d)	Trabalhadores consumidores públicos	≤ 1	≤1000 ^d	Uma série de lagoas de estabilização destinada a alcançar a qualidade microbiológica indicada ou tratamento equivalente
B	Irrigação de culturas de cereais, industrializados e forrageiros, pastos e árvores ^e	trabalhadores	≤ 1	Padrão não indicado (não se recomenda nenhuma norma)	Retenção em lagoa de estabilização de 8 a 10 dias ou eliminação equivalente de helmintos e coliformes fecais
C	Irrigação localizada de culturas na categoria B se trabalhadores e o público não estão expostos	Nenhum	Não aplicável	Não aplicável	Pré-tratamento como requerido pela tecnologia de irrigação, sem abster-se da sedimentação primária

^a Em casos específicos, devem ser levados em conta fatores epidemiológicos, socioculturais e ambientais locais, e adaptar as normas ou diretrizes adequadamente de acordo com estes.

^b Espécies de *Áscaris*, de *Trichuris* e *Ancilóstomos*.

^c Durante o período de irrigação.

^d Convém estabelecer uma diretriz mais estrita (≤200 coliformes fecais por 100mL), apropriado para gramados públicos, como gramados de hotel, em que o público pode entrar em contato direto.

^e No caso de fruteiras (árvores frutíferas), irrigação deverá cessar duas semanas antes de fruta ser escolhida, e nenhuma fruta deverá ser colhida ao chão. Irrigador de aspersão não deverá ser usado.

Fonte: OMS (1989).

Estas diretrizes foram baseadas na visão de consenso do risco atual associado com a irrigação de esgoto tratado, muito menores que aqueles previamente pensados, mais recentemente estabelecidos, como as diretrizes para qualidade de efluente estabelecida pela OMS em 1973, cujos padrões indicados eram injustificadamente restritivos, particularmente em relação aos patógenos bacteriano.

2.10. Padrões de qualidade

O padrão de qualidade para os diversos parâmetros a serem monitorados em sistemas de reúso de esgotos deverão, a princípio, basear-se nas normas recomendadas pela Organização Mundial da Saúde (OMS, 1989), podendo ser mais restritivas em função das particularidades locais, como recursos para investimento em sistemas até o nível terciário, por exemplo.

No Brasil, O Grupo Técnico de Reúso da Câmara Técnica de Ciência e Tecnologia (CTCT) do Conselho Nacional dos Recursos Hídricos (CNRH), cuja coordenação é do representante do Ministério da Saúde, tem por objetivo propor ao CNRH mecanismos e instrumentos voltados para a regulamentação e institucionalização da Prática do Reúso não Potável de Água em todo Território Nacional, vem se reunindo a anos e lançou no XI SILUBESA, realizado entre 28/03 e 02/04/2004, em Natal- RN, a minuta da resolução das diretrizes para regulação do reúso dos esgotos no Brasil. Este documento será o marco referencial norteador para definição dos parâmetros seguros de reúso de águas residuais, assim como catalisador do potencial brasileiro (Santos, 2004).

2.10.1. Parâmetros de significação agrícola

A qualidade de água de irrigação é de importância particular em zonas áridas onde temperaturas extremas e baixos valores relativos de umidade, aliados a altas taxas de evaporação, proporcionam, como consequência, a presença de sais que tendem a acumular na camada do solo. As propriedades físicas e mecânicas do solo, como a dispersão de partículas, estabilidade de agregados, estrutura da terra e permeabilidade, é muito sensível ao tipo de íons trocáveis aportados na água de irrigação. Assim, quando se planeja o uso de efluente tem que se considerar vários fatores relacionados com a poluição do solo em consideração.

Outro aspecto de preocupação agrícola é o efeito de sólidos totais dissolvidos (STD) existente na água de irrigação, sobre o crescimento de plantas. Sais dissolvidos aumentam o potencial osmótico da água na terra e um aumento de pressão osmótica da solução no solo, aumenta a quantidade de energia que as plantas precisarão gastar para absorver a água da terra. Como resultado, a respiração é aumentada, o crescimento e rendimento da maioria das plantas recuam, progressivamente, com o aumento da pressão osmótica. Embora a maioria das plantas responda a salinidade como uma função do potencial osmótico total de água de terra, algumas plantas são suscetíveis a toxicidade de íon específico. Muitos dos íons que são inofensivos ou até mesmo benéficos, relativamente a baixas concentrações, podem tornar-se tóxicos a plantas a alta concentração, ou por interferência direta com processos metabólicos ou por efeitos indiretos em outros nutrientes que poderiam ser inacessíveis.

Morishita (1985), citado por Pescod (2000), informou que a irrigação com água poluída enriquecida de nitrogênio, pode prover um excesso considerável desse nutriente numa plantação de arroz durante seu crescimento, podendo resultar em uma perda de rendimento significativo de arroz por aporte, enfraquecer e amadurecer, aumentando a suscetibilidade a pestes e doenças, apesar do crescimento superior exuberante.

Para efeito de avaliação da qualidade da água é recomendada a avaliação dos seguintes constituintes:

- Concentração total de Sais: concentração salina total é expressa em miligramas por litro (mg/l) ou partes por milhões (ppm);
- Condutividade elétrica: a unidade de condutividade elétrica é deciSiemens por metro (dS/m);
- Relação de Adsorção de sódio: é expressa pela Equação 2

RAS = Na / [(Ca + Mg)/2]^{1/2} (2). Onde as concentrações iônicas são expressas em meq/l.

- Íons tóxicos
- Elementos traços e Metais Pesados: Estes incluem Alumínio (Al), Berílio (Be), Cobalto (Co), Flúor (F), Ferro (Fe), Lítio (Li), Manganês (Mn), Molibdênio (Mo), Selênio (Se), Lata (Sn), Titânio (Ti), Tungstênio (W) e Vanádio (V). Metais pesados são Arsênico (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu),

Conduza (Pb), Mercúrio (Hg) e Zinco (Zn). Estes são chamados metais pesados porque na sua forma metálica, as densidades são maiores que 4g/cc.

- pH: é um indicador da acidez ou basicidade da água mas raramente é por si só um problema. O pH normal da água de irrigação varia de 6.5 a 8.4;

2.11. Custos e aspectos econômicos do reúso

A análise econômica de um projeto de reúso de água, especialmente voltada para o parque industrial, está fortemente condicionada às circunstâncias de cada caso particular, não se prestando a generalizações.

A prática do reúso tem como consequência a redução parcial ou total da quantidade de água retirada do recurso hídrico, ao qual retorna após ser usada. Estas reduções representam valores que devem ser considerados nas análises econômicas respectivas, tornando imprescindível a avaliação dos custos de cada caso, com e sem o reúso, para fins de comparação. De qualquer forma é sempre bom computar o custo ambiental, avaliando sobre a ótica da relação benefício/custo.

De acordo com Mancuso e Santos (2003), a avaliação dos itens a seguir discriminados, não como norma rígida e insubstituível, mas como um elenco de sugestões que visam auxiliar a sistematização da análise econômica que for feita:

- Custos de capital e de operação das instalações para tratamento das águas residuárias no grau requerido à obtenção da qualidade necessária a um determinado fim, seja o reúso ou a disposição final.
- Custos de capital e de operação para dar destino adequado aos subprodutos dos processos de tratamento.
- Custos de capital e de operação para as instalações de condução das águas residuárias, desde os pontos de geração até o local de tratamento para a disposição final ou reúso.
- Custos de capital e de operação para a autodepuração de água com a qualidade requerida pelo uso a que se destina, ou seja, potável, industrial ou outros.
- Custos de capital e de operação da instalação necessária para assegurar um certo grau de confiabilidade ao sistema, como os requeridos por reservatórios de

amortecimento, de regularização de vazões, de reservatórios para emergências, unidades de reserva etc..

- Custos relativos à compra de água produzida por terceiros, abrangendo taxas e tarifas, dentre outros.
- Custos operacionais relativos a atividades e despesas normalmente inerentes à comunicação social, relações públicas, atendimento de exigências burocráticas dentre outros impostos pela legislação de proteção sanitária e ambiental.
- Custos decorrentes de reservas financeiras como ativos imobilizados e seguros, requeridos para enfrentar despesas eventualmente necessárias para restaurar a qualidade de água na jusante da descarga de efluentes, ou para indenizar prejuízos que tenham ocorrido e onerado usuários de jusante.

A análise econômica acima sugerida é mais adequada ao caso de reúso em que o usuário restitui seu fluxo residual, após tratamento, ao mesmo corpo d'água que irá utilizá-lo como manancial sendo a descarga feita a montante da tomada d'água para abastecimento.

Sertão (2004) relata o estudo de viabilidade realizado pela Sabesp, em que investimentos financeiros num programa para 25 anos de aproveitamento, como reúso, dos esgotos tratados pelas ETE's da companhia, proporcionaria uma taxa interna de retorno de 18% e período de retorno de 7 anos, no qual foi proposta a seguinte classificação tarifária de venda de água de reúso, a qual o mercado estaria disposto a pagar.

- Unidades com capacidade para utilizar menos de 10.000 m³, o valor por m³ seja de R\$ 1,89;
- Unidades com capacidade para utilizar entre 10.001 e 50.000 m³, o valor por m³ seja de R\$ 1,69;
- Unidades com capacidade para utilizar entre 50.001 e 100.000 m³, o valor por m³ seja de R\$ 1,56;
- Unidades com capacidade para utilizar acima de 100.001 m³, o valor por m³ seja de R\$ 1,39.

Cita, ainda, que a SABESP vende esgoto bruto sem tratamento ao preço de R\$ 0,20/ m³.

Hespanhol (2004) reforça que o valor praticado pela SABESP para venda a indústrias com água do sistema de abastecimento normal é de R\$ 7,15/ m³, enquanto os estudos apresentados por Sertão (2004) mostram a viabilidade econômica e financeira do reúso de águas tratadas em ETE's.

3.0. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Descrição da ETE - Parelhas

A ETE está localizada na cidade de Parelhas - RN, sede do município de mesmo nome (coordenadas geográficas: Latitude de 6°40'54,25" e Longitude de 36°39'48,96"), está localizada no sertão Seridó do Rio Grande do Norte distando 246 km de Natal, 320 m de altitude em relação ao nível do mar, apresentando temperatura média anual de 27,5°C, umidade relativa média anual do ar abaixo dos 64% e pluviosidade média anual de 450 mm, com uma população urbana de 15.606 habitantes (IBGE, 2000).

Esta é a principal unidade de tratamento dos esgotos produzidos na cidade, sendo denominada de ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS (ETE) das Bacias de Esgotamento Sanitário B-1, B-2 e B-3, conforme definição do Plano Diretor de Esgotamento Sanitário elaborado pela CAERN, em Maio de 1986. A ETE é responsável pelo tratamento de 63,3% do volume de esgotos produzidos na cidade, tendo variações de vazão entre 6,44 L/s e 37,60 L/s, adotando-se como média, em função da constância das vazões afluentes o valor de 20 L/s (72 m³/h).

O projeto da ETE consiste de duas lagoas facultativas primárias (LFP), em paralelo, precedidas de unidade de tratamento preliminar dotada de gradeamento, caixa de areia e medição de vazão por vertedor tipo Parshall. O efluente final do sistema é lançado no Rio Seridó.

As características físicas, hidráulicas e operacionais da lagoa facultativa primária são (CAERN, 1987):

- 2 lagoas de seção prismática, retangular com paredes em alvenaria de pedra executada com paramento vertical em relação ao solo;
- Comprimento, largura, e profundidade útil de cada reator: 100 m, 50 m e 1,30 m, respectivamente;
- Vazão média afluente de projeto para o conjunto: 772 m³/dia, ou seja, 386 m³/dia para cada lagoa; Tempo de detenção hidráulica, de cada lagoa: 16,84 dias;
- DBO₅ afluente média de projeto: 400 mg/L; carga orgânica superficial aplicada de projeto: 300 kg/ha.dia

Vale salientar que como foi construída apenas uma lagoa o tempo de detenção hidráulica foi reduzido enquanto que a carga orgânica aumentou consideravelmente.

3.2. Descrição do sistema experimental

O experimento em escala real está localizado dentro da área da ETE descrita no item anterior, próximo do ponto de saída do efluente da lagoa facultativa primária.

Foram utilizadas duas unidades de pós-tratamento: um filtro biológico ou filtro anaeróbio (FAN) e um *Wetland* (W), também denominado de alagado construído.

Parte do efluente da lagoa facultativa primária é desviada para o campo experimental e o restante segue para lançamento no Rio Seridó. Ao chegar no campo experimental existe uma caixa divisora de vazão que distribui 30 m³/d para o *Wetland* e 30 m³/d para o filtro anaeróbio. A Figura 1 apresenta o fluxograma do campo experimental.

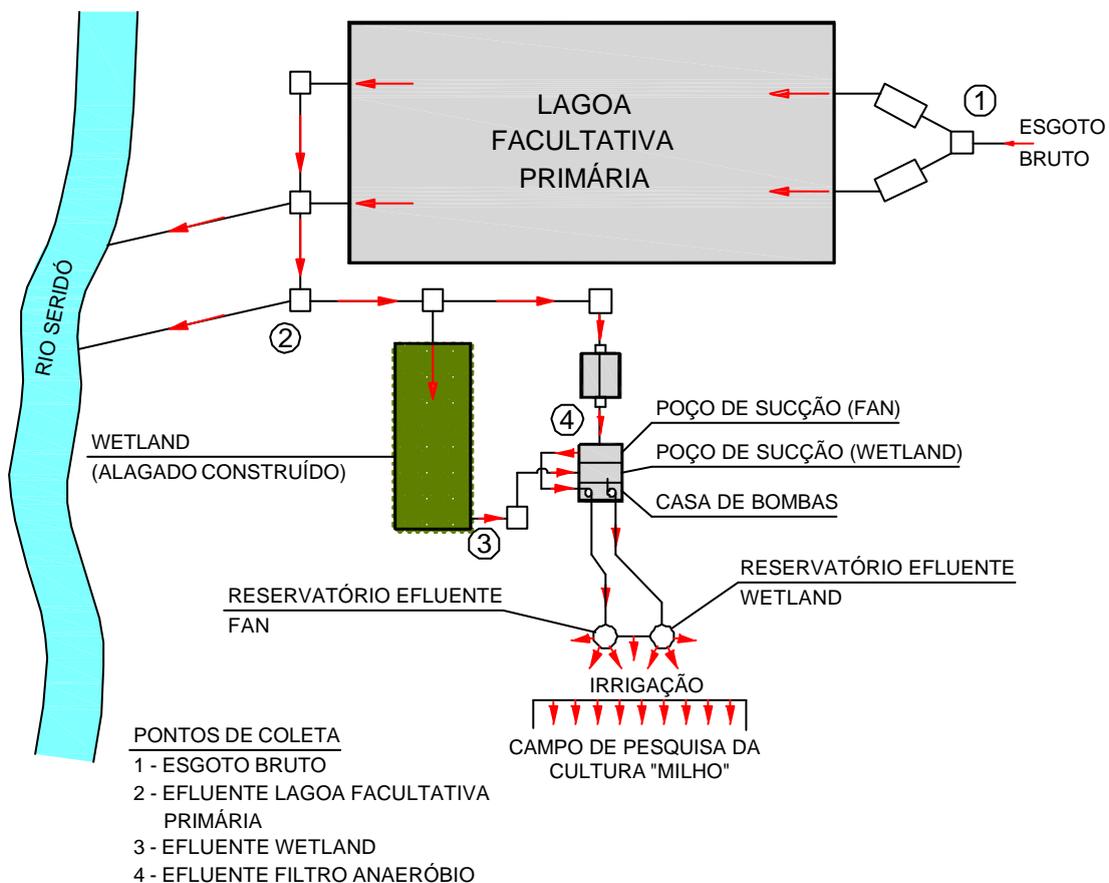


Figura 1. Esquema geral do Campo Experimental de Pesquisa de Parelhas.

3.2.2. Wetland (Alagado construído)

O experimento *Wetland* consiste de um "tanque" construído em alvenaria, medindo 15 m de largura por 28m de comprimento, com 50 cm de altura útil, inclinação longitudinal de 1% no sentido do fluxo, impermeabilizado por lona plástica comum (espessura de 8 mm, largura de 8,0 m com traspasse, ou interseção, de 1,0 m), e com capacidade de tratar a vazão de 30 m³/d (Figura 2).

Possui enchimento de "cacos de telha e de tijolos cerâmicos" lavados e convenientemente selecionados para granulometria de 15 a 25 mm, consistindo no substrato (índice de vazios = 0,40). Tal material é bastante disponível decorrente dos rejeitos do grande número de olarias, os quais são normalmente descartados às margens da rodovia de acesso à cidade. A Figura 3, mostra o leito semeado com mudas de capim mandante (*Pennisetum Setosum*), 45 dias depois do início da operação da unidade. Com a vazão de alimentação, o volume do reator e o volume de vazios do enchimento foi estimado um tempo de detenção hidráulica de 2,8.

A escolha pelo capim mandante deu-se pela preferência dos agricultores locais, sendo amplamente utilizado na região Seridó, sendo a principal fonte de alimentação do gado local.

Para efeito de dimensionamento foi considerado que a DBO afluente a LFP fosse de 500 mg/L e com eficiência na remoção de 70%, portanto com efluente de 150 mg/L de DBO, sendo este o valor afluente ao wetland. Presumiu-se que esta unidade de pós-tratamento produziria um efluente com DBO de 25 mg/L, o que corresponde a remoção de 83%, para tanto com TDH igual a 6,9 d.

O sistema é alimentado com o esgoto através de um tubo pressurizado e distribuído sobre o substrato ligando-se a outro tubo disposto transversalmente ao sentido do fluxo, o qual distribui através de orifícios previamente dimensionados. O tubo transversal é de PVC de esgoto primário, DN 100 mm, dotado de seis orifícios de saída de Ø 19 mm, convenientemente calculados (foronomia), disposto horizontalmente e transversal ao fluxo.



Figura 2. Vista do *Wetland* em fase de construção (ao fundo, a lagoa facultativa da CAERN). Foto: Dinarte Aéda, 2003.



Figura 3. Vista do *Wetland* destacando o Capim Mandante com 2 semanas de plantio. Foto: Dinarte Aéda, 2003.

O fluxo se dá subsuperficialmente com deslocamento horizontal, sendo o efluente final coletado, na extremidade oposta, por um tubo de PVC de esgoto primário, DN 100 mm, disposto horizontal e transversalmente ao fluxo, dotado de orifícios de Ø 19 mm, convenientemente calculados (foronomia), envolvido em brita granítica # 2, com inclinação de 1% para a caixa de coleta do efluente, a qual é dotada de dispositivo de ajuste do nível da água no interior do tanque (Figura 4).



Figura 4. Detalhe do controle de saída do Wetland. Foto: Josildo L. Santos, 2004.

O efluente tratado é recolhido e escoado ao longo do tubo até seu ponto de saída, localizado em uma caixa receptora lateral (Figura 4), a partir da qual é conduzido ao tanque de reunião (cisterna) e, em seguida, é bombeado para seu respectivo reservatório apoiado. A partir do reservatório, por gravidade, o esgoto pós-tratado é conduzido ao campo de plantio para irrigação por sulcos.

3.2.3. Filtro biológico (Filtro Anaeróbio - FAN)

O Filtro foi construído em alvenaria de tijolo, coberto por tampas de concreto armado, sendo dotado de duas câmaras, seguido de tanque de reunião (Figura 5).

Cada câmara do filtro apresenta as seguintes características físicas e hidráulicas: comprimento: 4,10 m; largura: 1,00 m; altura total e útil: 1,50 m e 1,20; e TDH: 7 h. Levando-se em conta as mesmas considerações do wetland para o esgoto afluyente ao FAN, adotou-se que seu efluente final apresentasse uma DBO de 60 mg/L e sólidos suspensos de 30 mg/L.

O esgoto afluyente ao FAN era conduzido e distribuído por tubos de PVC branco, linha esgoto, diâmetro de 50 mm, perfurado convenientemente de modo a equalizar a vazão de entrada, de fluxo descendente. A tubulação estava posicionada sobre o enchimento ou recheio, na parte superior da unidade, onde se forma o biofilme (colônias de bactérias). Como material de recheio para o filtro foi utilizado eletroduto PVC flexível corrugado, diâmetro “ $\frac{3}{4}$ ” ou 25 mm, popularmente conhecidos como “conduíte”, cortados, formando pequenos tubos com comprimento médio de 2,5 cm (índice de vazios = 0,90). A escolha do tipo de filtro anaeróbico (descendente) e enchimento se deram pelos bons resultados obtidos em experimentos de pesquisas da rede do PROSAB, particularmente da UFRN (Guimarães, 1999; Andrade Neto *et al*, 2001).

O efluente final tratado é recolhido no poço de reunião (cisterna) e bombeado até o reservatório apoiado na mesma área, a partir do qual o esgoto é aplicado na irrigação.



Figura 5. Vista do filtro biológico. Foto: Josildo L. Santos, 2004.

3.3.4. Campo de cultivo de milho

O terreno cultivado está situado vizinho à área da ETE CAERN, fazendo divisa com esta, de direito de uso do agricultor e colono Sr. Severino Camilo de Holanda Filho, morador do Sítio das Almas à margem direita do Rio Seridó. A área para pesquisa com a cultura do milho foi previamente preparada, tendo sido necessária remoção do "Capim de Burro" predominante na região, arada mecanicamente e, em seguida irrigada.

Em 09 de setembro de 2003 foi realizado o plantio das sementes de milho híbrido 1051 AG de aptidão tripla: milho verde, milho seco e produção foliar (forrageiro). A área total de plantio foi de 4.500 m², sendo irrigado a uma taxa de 10 mm/ha.dia (Figuras 6, 7, 8 e 9). A colheita de milho verde se deu em 27 de novembro, portanto 78 dias após o plantio, cujas plantas já atingiam média de 2,0 m de altura. Na semana seguinte, no dia 03 de dezembro, realizou-se a colheita do milho seco.



Figura 6. Campo de cultura: uso de tubos janelados para distribuição de efluente.
Foto: Dinarte Aéda, 2003.



Figura 7. Campo de cultura com Milho irrigado por inundação controlada através de sulcos escavados no solo. Foto: Dinarte Aéda, 2003.



Figura 8. Vista da área de plantio (milho com 2 semanas). Em segundo plano os dois reservatórios de efluente tratado para irrigação. Foto: Dinarte Aéda, 2003.



Figura 9. Campo de cultura do milho com 45 dias. Foto: Dinarte Aéda, 2003.

A opção pelo cultivo do milho deveu-se ao fato de ser culturalmente cultivado na região nordeste, principalmente para produção de comidas típicas nas festas de São João, em geral, como cultura de sequeiro. Contudo, vem se constatando crescente interesse por seu cultivo durante todo o ano, para o qual, se faz necessária a irrigação e o esgoto tratado se apresenta como alternativa, em face da escassez dos recursos hídricos na região nordeste (Lucas Filho *et al*, 2001).

3.4. Monitoramento do sistema experimental

O sistema experimental foi monitorado a cada duas semanas no período de outubro/ 2003 a dezembro/ 2003. O monitoramento foi baseado na coleta de amostras pontuais de esgoto bruto (EB) afluyente a ETE e efluentes da lagoa facultativa primária (ELF), efluente do wetland (EW) e efluente do filtro biológico (EFB) entre 10:00 e 12:00 h. O esgoto bruto era coletado durante o tratamento preliminar, logo após a calha Parshall, enquanto que os efluentes foram coletados nas caixas de saída dos reatores. Após a coleta, todas as amostras eram acondicionadas em recipiente apropriado, mantidas à baixa temperatura com gelo e imediatamente transportadas para Natal para a realização das análises no

LARHISA-UFRN e no Laboratório Central da CAERN. Todas as análises, com exceção da identificação de ovos de helmintos foram realizadas no Laboratório Central da CAERN. As identificações de ovos de helmintos foram efetuadas no Laboratório de Parasitologia do Departamento de Microbiologia e Parasitologia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN).

As amostras foram analisadas para as determinações das seguintes variáveis: temperatura (T), oxigênio dissolvido (OD), pH, condutividade elétrica (CE), turbidez (Tur), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos (SS), Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK), nitrogênio amoniacal (NH_3^+), nitrito (NO_2), nitrato (NO_3), fósforo total (PT), Potássio (K), Sódio (Na), ovos de helmintos e coliformes fecais (CF).

As determinações de oxigênio dissolvido, pH e temperatura foram realizadas no próprio campo. As amostras para determinação de coliformes fecais foram coletadas em frascos de polietileno esterilizados. Para as determinações dos demais parâmetros as amostras foram coletadas em frascos plásticos de 5 L.

Todos os parâmetros foram determinados de acordo com os procedimentos padrões descritos em APHA *et al.* (1998) conforme descrito na Tabela 1, exceto ovos de helmintos, para o qual se utilizou a técnica da sedimentação dos sólidos contendo os ovos de helmintos, inicialmente desenvolvido por Bailenger (OMS, 1989) e modificado por Ayres & Mara em 1996 (Grilo Júnior, 2000), citados por Tinoco (2003).

A vazão afluyente a ETE foi estimada através da realização de cinco perfis de 24 horas cada um efetuado em um dia diferente da semana (segunda a sexta feira), durante cinco semanas, utilizando um medidor ultra-sônico ISCO 4210 de campo composto por transmissor e indicador de nível.

Os resultados foram submetidos ao tratamento estatístico através do programa STATISTICA 6.0 versão de 2002 (Statsoft, 2003). Os dados foram submetidos à estatística descritiva para obtenção dos valores de tendência central (média), desvios padrões e faixas de variação. Foram encontradas as matrizes de correlação para as diversas variáveis. A análise de variância (ANOVA) foi utilizada para verificar diferenças significativas entre os dados obtidos nos quatro pontos monitorados enquanto que o teste de Tukey para amostras desiguais foi utilizado para determinar quais médias de dados eram diferentes.

Tabela 7. Procedimentos analíticos utilizados.

Variável	Procedimento
Temperatura	Medida de campo: termômetro de filamento de mercúrio
Oxigênio dissolvido	Medida de campo: eletrometricamente
Condutividade	Potenciometricamente
pH	Medida de campo: potenciometricamente
Turbidez	Nefelométrico
DBO	Frascos Padrões
DQO	Refluxação fechada
Sólidos suspensos	Gravimétrico
NTK	Micro- Kjeldhal – Digestão – Destilação
NH ₃	Micro- Kjeldhal – Destilação
NO ₂	Sulfanilamida
NO ₃	Salicilato de Sódio
Fósforo total	Digestão ácida
Potássio	Fotômetro de chama
Sódio	Fotômetro de chama
Helminthos	Bailenger (OMS, 1989), modificado por Ayres & Mara, 1996
Coliformes fecais	Membrana filtrante

4.0. APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Os projetos de ETE's implantadas no estado, em geral, não consideraram o reúso das águas efluentes destas de alguma forma útil e segura, tendo seu destino sempre previsto um corpo d'água, perene ou temporário, sendo este último até mais preocupante por não ter capacidade de diluição e autodepuração, exceto para períodos invernosos longos ou quando regularizados por barragem.

Entretanto, o projeto de concepção geral do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Parelhas, (CAERN, 1986), previu o reúso agrícola e melhoramento do solo com os efluentes finais das três unidades de tratamento difuso e, portanto, com lançamento também difuso no rio Seridó, o qual margeia a cidade, ficando a sua esquerda a área principal urbanizada da cidade e origem da formação da mesma, inclusive as ETE's. Mais recentemente formou-se à margem direita uma aglomeração urbana que veio a tornar-se o Bairro São Sebastião.

Mesmo com essa consideração, ainda a época, não se tinha uma visão mais ampla da questão sobre todos os aspectos intervenientes no processo de pós-utilização de águas oriundas de ETE's, nos seus aspectos de qualidade da água para a aplicação na agricultura, piscicultura, urbana, entre outros usos possíveis. Acreditava-se, então, pelo convencimento geral do momento que a solução tecnológica para tratamento dos esgotos mais eficiente sob os aspectos técnico, econômico, adequação à realidade regional, local e social seria Lagoas de Estabilização, motivada principalmente pela difusão tecnológica, decorrente de intensas pesquisas em campos experimentais, promovidas pela EXTRABES/ Universidade Federal da Paraíba e, posteriormente, de Campina Grande, no vizinho estado da Paraíba.

4.1. Avaliação da Estação de Tratamento de Esgotos da CAERN

A seguir, é feita uma análise da situação operacional da ETE Bacia B-1, B-2 e B-3, onde está implantado o campo experimental da pesquisa de reúso agrícola, objetivando avaliar sua eficiência sobre a perspectiva esperada preconizada no projeto e a realidade operacional, e suas possíveis implicações nas unidades de pós-tratamento implantadas.

A Tabela 8 mostra que a ETE pesquisada, conforme dados de projeto baseados no ano 1985, atende aproximadamente 70% da área de contribuição, número de prédios e vazão coletada da área urbana consolidada. A previsão futura, à época o ano 2004, coincidentemente o ano atual, haveria uma redução dessa fração. Contudo, estudo da CAERN (CAERN, 2004) a partir dos dados atuais verificou manter-se essa mesma proporção.

Tabela 8. Resumo dos dados do projeto básico do SES de Parelhas.

Bacia	Área (ha)	Situação Atual (1985)		Situação Saturação (2004)	
		Nº de Prédios	Vazão de Contribuição (m³/ d)	Nº de Prédios	Vazão de Contribuição (m³/ d)
B-1	52,31	761	335,62	1.302	571,70
B-2	24,35	648	340,91	790	416,89
B-3	27,93	398	152,10	715	272,45
Subtotal 1	104,59	1.807	828,63	2.807	1.261,04
B-4	25,73	546	260,54	646	294,17
B-5	20,74	161	95,36	457	277,54
B-6	13,88	58	34,36	328	236,18
Subtotal 2	152,94	2.572	1.218,89	4.238	2.068,93
Relação (1)/(2)x100	68,38%	70,26%	68,00%	66,23%	61,00%
B-7 ¹	48,89	266	95,12	555	198,47
TOTAL	213,83	2.838	1.314,01	4.793	2.267,40

4.2. Caracterização do esgoto afluente a ETE

A Tabela 9 caracteriza o esgoto bruto afluente a ETE segundo os parâmetros monitorados durante a pesquisa. Vale salientar que a ETE está muito próxima da rede coletora, cujo ponto mais distante de contribuição não passa de 2.500 m,

¹ (*) Bairro São Sebastião, situado à margem direita do rio Seridó, não considerado no estudo de concepção pelo GEIT- CAERN, 1986. Atualmente, ainda, não possui sistema coletor, tampouco de tratamento.

enquanto o mais próximo está a apenas 100 m. Esta situação particular confere ao esgoto a característica de “lodo fresco”, portanto praticamente com toda carga orgânica a ser degradada, visto que em sistemas com redes coletoras longas, durante o transporte, há uma redução gradual da carga orgânica e transformações químicas por anaerobiose, chegando basicamente à unidade de tratamento com valores bem mais favoráveis à remoção e redução dos componentes poluidores e prejudiciais à saúde humana.

Embora pesquisados para os pontos de monitoração, o nitrito não é apresentado na Tabela 9, pelo fato dos valores se apresentarem praticamente iguais a zero, constatação esta verificada também por Athayde Júnior *et al* (2000).

Tabela 9. Valores médios, mínimos e máximos obtidos durante a monitoração de rotina do esgoto bruto afluente a ETE.

Variável	Média	Mínimo	Máximo
Temperatura (°C)	29,6	25,0	32,0
Condutividade (µS)	2509	1813	3330
pH	7,3	6,8	7,5
DBO (mg/L)	602	374	1011
DQO (mg/L)	1511	896	2016
Turbidez (uT)	893	659	1422
Sólidos suspensos (mg/L)	685	504	870
NTK (mg/L)	76,0	64,4	87,0
NH ₃ (mg/L)	6,0	2,8	11,0
Fósforo total (mg/L)	9,7	8,8	10,5
Potássio (mg/L)	61	53	67
Sódio (mg/L)	685	504	870
Ovos de helmintos (ovos/L)	15	11	18
Coliformes fecais (ufc/100 ml)	2,86E8	6,30E5	7,30E8

As médias das vazões médias, mínimas e máximas, obtidas com os resultados dos cinco perfis de vazão foram de 54,3 m³/h, 49,1 m³/h e 60,2 m³/h. A maior vazão foi verificada às 13:00 h (98,5 m³/h) enquanto que o valor mínimo ocorreu sempre entre as 3:00 e 5:00 h (23,7 m³/h). A Figura 10 apresenta o perfil médio de variação das vazões.

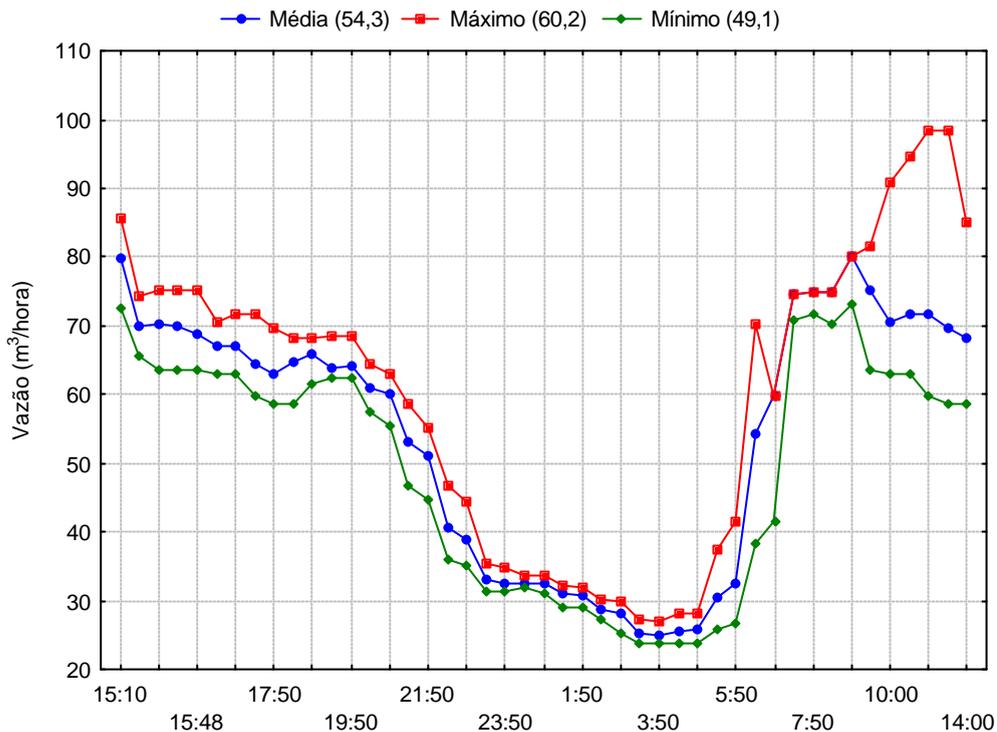


Figura 10. Variação das vazões média, mínima e máxima ao longo do ciclo diário.

É importante destacar as elevadas concentrações médias de DBO e DQO medidas no esgoto bruto (602 e 1511 mg/L, respectivamente) são muito superiores aos valores comumente referidos na literatura para estas variáveis (Mara, 1976; von Sperling, 1996). Araújo *et al.* (2003) também observaram resultados semelhantes em sistemas de lagoas com as mesmas características da ETE estudada, localizadas na grande Natal, e concluíram que a característica sócio-econômica da população contribuinte, assim como a proximidade das bacias em relação as ETE's, são fatores predominantes nas maiores concentrações de matéria orgânica.

Os resultados de vazão apresentaram como vazão média afluente 1303 m³/d, portanto superior em 237% à de projeto (386 m³/d). Baseado nesses resultados foi possível estimar um tempo de detenção hidráulica de 4,4 d para a lagoa facultativa primária (LFP). Vale destacar que tal resultado corresponde a 26% do TDH projetado para o respectivo reator. Foi estimada também uma carga orgânica superficial aplicada de 1770 kgDBO/ha.d equivalente a 490% superior àquela adotada no projeto.

Estes valores são muito superiores aos indicados por Andrade Neto (1994), citando a experiência da EXTRABES- UFPB, os valores de 150 a 250 kgDBO/ha.d

para a carga orgânica superficial, podendo ser adotada para o nordeste valores de até 400 kgDBO/ha.d, enquanto para a região sul se deve adotar valor até 250 kgDBO/ha.d. Para o TDH, 19 dias ou mais para lagoa facultativa primária são necessários para remoção completa de protozoários e de ovos e larvas de helmintos.

Considerando que o projeto concebia a implantação inicial de 2 lagoas facultativas primárias em paralelo e a construção de uma terceira numa etapa futura, quando observado o aporte de carga orgânica superior a sua capacidade de tratamento, todas com as mesmas dimensões, ter-se-ia para as condições atuais, em termos de vazão e DBO médias, 785 m³/d e 523 kgDBO/ha.d. Ainda assim bastante superior aos valores referenciados na literatura.

4.3. Caracterização dos efluentes (ELF, EW, EFB)

A Tabela 10 apresenta os valores médios (mínimos e máximos) para as variáveis analisadas no efluente da lagoa facultativa primária (ELF), efluente do Wetland (EW) e efluente do filtro biológico (EFB).

Os resultados da monitoração das três unidades de tratamento serão apresentados em função de cada variável sendo detalhado seu comportamento ao longo do processo de tratamento, suas respectivas eficiências, e correlações entre as diversas variáveis. Com o intuito de realizar comparações entre o desempenho de cada reator serão também apresentados os resultados de análises de variância seguida de comparação entre médias.

4.3.1. Temperatura, oxigênio dissolvido e pH

A temperatura média dos efluentes variou na estreita faixa de 25,7 a 28,7°C, estando dentro da variação esperada para o nordeste brasileiro. A temperatura mínima observada foi de 23°C enquanto que a máxima foi de 32°C.

Nos três efluentes as concentrações médias de oxigênio dissolvido foram sempre inferiores a 0,5 mg/L. Os valores verificados nos sistemas de pós-tratamento foram os esperados haja vista que ambos os reatores são anaeróbios.

A máxima concentração de oxigênio verificada na lagoa facultativa primária foi 0,9 mg/L, estando muito abaixo dos valores comumente observados para esse tipo

de reator, ou seja, de 2,5 a 4,0 mg/L, Silva (1982). Vale salientar, no entanto, que devido a elevada carga orgânica aplicada ao sistema (1770 kgDBO/ha.d), muito provavelmente a lagoa facultativa está operando como um reator anaeróbio. A literatura cita para lagoas facultativas primárias cargas orgânicas inferiores a 350 kgDBO/ha.d (Kellner e Pires, 1998) e no máximo 400 kgDBO/ha.d para o nordeste (Andrade Neto, 1994).

Tabela 10. Valores médios (mínimos e máximos) para as variáveis analisadas no efluente da lagoa facultativa primária (ELF), efluente do Wetland (EW) e efluente do filtro biológico (EFB).

Variável	ELF	EW	EFB
Temperatura (°C)	28,0 (24,0 – 32,0)	25,7 (23,0 – 28,0)	28,7 (26,0 – 30,0)
Oxigênio dissolvido (mg/L)	0,1 (0,0 – 0,9)	0,4 (0,0 – 1,1)	0,2 (0,0 – 0,5)
pH	7,6 (6,9 – 8,0)	7,7 (7,0 – 8,0)	7,8 (7,6 – 8,0)
Condutividade (µS)	2538 (2025 – 3000)	2651 (2037 – 3250)	2315 (1974 – 2563)
DBO (mg/L)	172 (67 – 411)	93 (33 – 162)	130 (56 – 294)
DQO (mg/L)	616 (448 – 795)	262 (144 – 363)	433 (83 – 597)
Turbidez (uT)	378 (223 – 629)	167 (78 – 511)	160 (80 – 290)
Sólidos suspensos (mg/L)	234 (192 – 284)	105 (22 – 180)	182 (150 – 252)
NTK (mg/L)	97 (90 – 104)	75,0 (67,2 – 84,0)	91 (78 – 98)
NH ₃ (mg/L)	9,0 (0,0 – 16,8)	13,4 (5,6 – 22,0)	8,4 (5,6 – 11,2)
Fósforo total (mg/L)	8,3 (7,3 – 8,8)	7,0 (6,5 – 8,0)	ND
Potássio (mg/L)	62 (57 – 68)	67 (63 – 72)	ND
Sódio (mg/L)	467 (191 – 640)	443 (199 – 600)	ND
Helminhos (ovos/L)	8,2 (5 – 12)	0,8 (0 – 4)	3,4 (0 – 9)
Coliformes fecais (ufc/100 ml)	4,87E7 (2,00E7 – 1,16E8)	7,33E6 (7,60E5 – 4,30E7)	2,04E7 (1,50E6 – 8,40E7)

Os valores médios de pH também variaram dentro de uma estreita faixa (7,6 – 7,7). O valor mínimo ocorreu na lagoa facultativa (6,9) enquanto que o máximo (8,0) foi encontrado em todos os efluentes. Os valores de pH geralmente inferiores a 8,0 verificados na lagoa podem também ser explicado pela elevada carga orgânica. Lagoas facultativas operando dentro de cargas orgânicas favoráveis, são propícias ao desenvolvimento de significativa biomassa de algas que através do consumo do CO₂ aumentam o pH da massa líquida para valores superiores a 8,0 (Silva, 1982, Oliveira, 1990).

4.3.2. DBO e DQO

A Figura 11 apresenta as concentrações médias de DBO e DQO, totais, medidas no esgoto bruto afluente e efluente dos reatores avaliados (não foram realizadas DBO e DQO filtradas, respectivamente). A lagoa facultativa primária promoveu remoções 71 e 59% de DBO e DQO, respectivamente, estando dentro do esperado para o tipo de reator (Silva, 1982; Oliveira, 1990). Seu efluente apresentou médias de 172 mg/L e 616 mg/L, respectivamente de DBO e DQO. É muito importante destacar que embora tal reator tenha sido operado com uma carga orgânica bem superior a de projeto os resultados demonstraram uma boa remoção do conteúdo orgânico, atestando a elevada eficiência de lagoas de estabilização.

Certamente a lagoa facultativa primária opera como uma lagoa anaeróbia, sendo determinante para o tipo de lagoa a carga orgânica (Andrade Neto, 1994). Se, lagoa anaeróbia fosse, a carga volumétrica correspondente a situação atual seria da ordem de 0,125 kg/m³.d, dentro de intervalos de 0,100 a 0,300 kg/m³.d (Von Sperling, 1996, Kellner e Pires, 1998). A carga superficial correspondente, está entre os valores recomendados por Hess (1967b), citado por Kellner e Pires (1998), de 400 a 2000 kgDBO/ha.d. Esses parâmetros são realmente de lagoa anaeróbia.

Os sistemas de pós-tratamento promoveram uma remoção adicional de matéria orgânica. No efluente do sistema wetland as concentrações de DBO e DQO foram reduzidas para 93 mg/L e 262 mg/L, respectivamente, correspondendo a remoções de 86 e 83%, respectivamente, em relação ao esgoto bruto. O filtro biológico removeu, em relação ao esgoto bruto afluente, em 78% a DBO e em 71% a DQO. A menor eficiência na remoção de matéria orgânica no filtro biológico em relação ao wetland pode estar associada ao seu menor tempo de detenção hidráulica, assim como não transcorreu o tempo necessário para sua partida, ou

seja, não houve condições para o desenvolvimento do filme biológico, responsável pela degradação biológica, tendo seu enchimento a função de barreira física aos sólidos suspensos (Andrade Neto *et al*, 2001). Estudo tem demonstrado ser necessário tempo de 121 dias para que ocorra um equilíbrio dinâmico aparente ao longo tempo, em termos de remoção de DBO (Camargo *et al*, 2001). Em virtude da necessidade imediata da utilização dos efluentes para irrigação, em função da programação do plantio, poderia ter sido realizada a inoculação do FAN, conforme indicado por Metcalf e Eddy (1995), objetivando a aceleração do desenvolvimento bacteriano.

Considerando a avaliação individual dos sistemas de pós-tratamento, foram observadas remoções de DBO e DQO de 46 e 57%, respectivamente para o Wetland e, 24 e 26%, respectivamente para o filtro biológico (ver Figura 11).

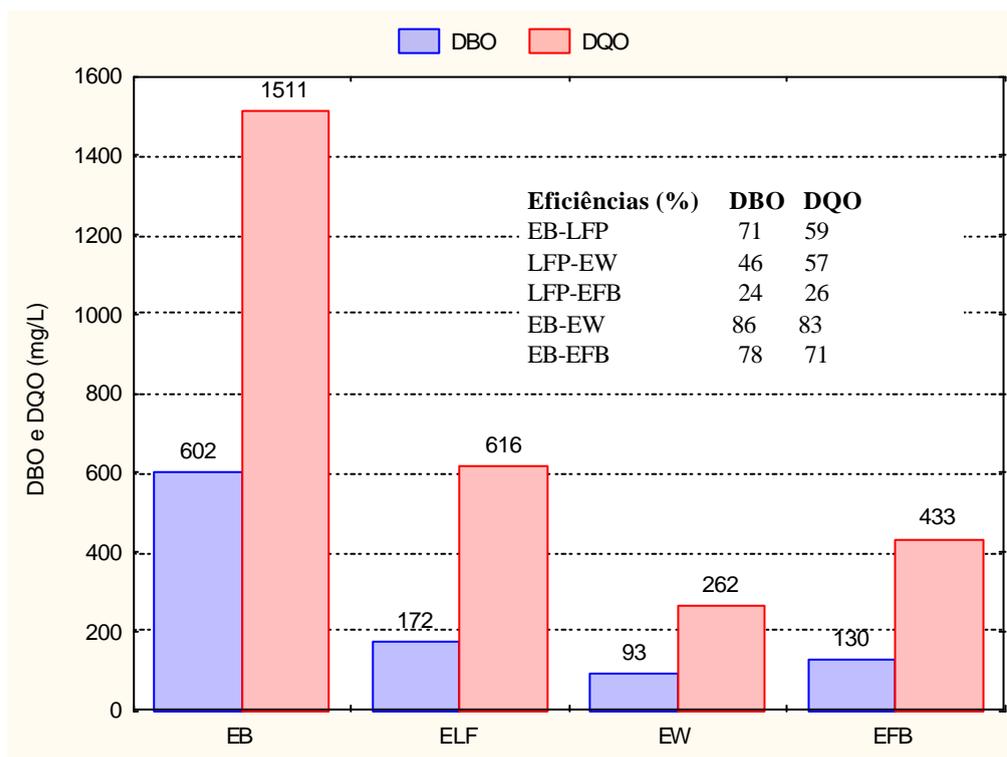


Figura 11. Variação das médias de DBO e DQO nos quatro pontos monitorados.

Guimarães (2001), encontrou remoções de DBO e DQO de cerca de 80% para sistemas de wetland com TDH variando de 5 a 10 dias, tratando efluente de reator UASB (DBO= 171 mg/L e DQO= 319 mg/L).

Andrade Neto *et al* (2000) estudando filtros anaeróbios com diferentes tipos de enchimento encontrou remoção de DQO na faixa de 35 a 40%.

O projeto original, CAERN (1987), considerou à época a implantação de duas lagoas facultativas primárias em paralelo, assim, dividindo as cargas hidráulica e orgânica, ficando para posteriori, a implantação de uma terceira lagoa, também, em paralelo. Esta opção visou compatibilizar os parâmetros referenciados para início de plano e até mais além, momento em que entraria a construção da terceira lagoa.

O fato de ter havido a implantação de uma única lagoa facultativa primária, enquanto a concepção de projeto previa duas lagoas em paralelo, adequando às vazões iniciais e posteriormente a implantação de uma terceira lagoa à medida que a monitoração da ETE, em termos de vazão e carga orgânica afluentes, indicasse a necessidade, foi um dos motivos responsáveis pelos problemas atualmente apresentados na mesma. Tanto assim que a CAERN elaborou o projeto de um reator UASB, precedendo a atual LFP, com capacidade para atender a situação atual e futura, objetivando reduzir em torno de 65% da carga orgânica afluenta, passando, portanto a lagoa a funcionar como lagoa facultativa secundária (CAERN, 2004).

A DBO afluenta adotada no projeto de 400 mg/L não levou em consideração a proximidade da ETE à rede coletora, o qual possui características de esgoto novo, ou “fresco”, praticamente com todo seu potencial de carga orgânica. O valor observado como médio para a DBO de 602 mg/L, variando de 374 a 1011 mg/L, respectivamente mínimo e máximo, e a inexistência sistematizada de monitoração por parte da CAERN precedente a implantação do campo experimental, Abril/ 2002, época em que foram elaborados os projetos pelos professores do grupo coordenador da pesquisa do LARHISA das duas unidades de pós-tratamento, induziram ao erro da estimativa do nível de carga orgânica e outros parâmetros de significância para a pesquisa.

A análise de variância aplicada aos dados de DBO e DQO demonstrou a existência de diferenças significativas entre as médias obtidas ao longo do processo de tratamento ($p < 0,05$ para as duas variáveis). A comparação entre médias utilizando o Teste de Tukey (Figura 12) evidenciou os seguintes pontos:

- a lagoa facultativa, funcionando como lagoa anaeróbia, foi eficiente na remoção da carga orgânica avaliada em termos de DBO e DQO;
- o filtro biológico não promoveu remoção significativa de matéria orgânica (DBO e DQO) em relação ao efluente da lagoa facultativa;
- em relação a lagoa facultativa o sistema wetland promoveu remoção significativa apenas de DQO;
- as concentrações de DBO e DQO nos efluentes dos sistemas de pós-tratamento são significativamente idênticas entre si.

Com base na última afirmação podemos destacar que o tempo de detenção bem mais elevado no wetland não foi suficiente para promover uma remoção significativa em relação ao filtro biológico.

Através de questões operacionais iniciais, se podem explicar os resultados distante da expectativa da experiência, nada animadores, dos sistemas de pós-tratamento. Entre eles pode-se citar:

- As unidades de pós-tratamento tiveram suas obras concluídas entre julho e agosto de 2003. A partir de então se iniciou sua operação, cujos ajustes iniciais levaram algum tempo;
- A semeadura dos grãos de milho se deu em 09 de setembro do mesmo ano, em pleno verão e estiagem que vinha se prolongando a anos, com baixos índices de umidade;
- Quando do início da monitoração, a partir de outubro, o sistema ainda não havia maturado o suficiente para entrar em regime pleno quanto a sua capacidade de tratamento;
- Por mais orientações que fossem dadas, mesmo considerando suficiente a vazão do sistema para aplicação de 10 mm/ha na irrigação, o agricultor intervia de duas formas: aumentando a vazão para as duas unidades, passando dos 60 m³/d, e alterando o posicionamento do dispositivo de controle da saída, principalmente do wetland, objetivando diminuir o TDH;

- Meses depois, após a primeira colheita, observou-se no filtro anaeróbio, que o nível dos tubos de saída de cada câmara, os quais permitem o afogamento do substrato, estava aproximadamente a 20 cm abaixo do limite superior do substrato no interior do mesmo.

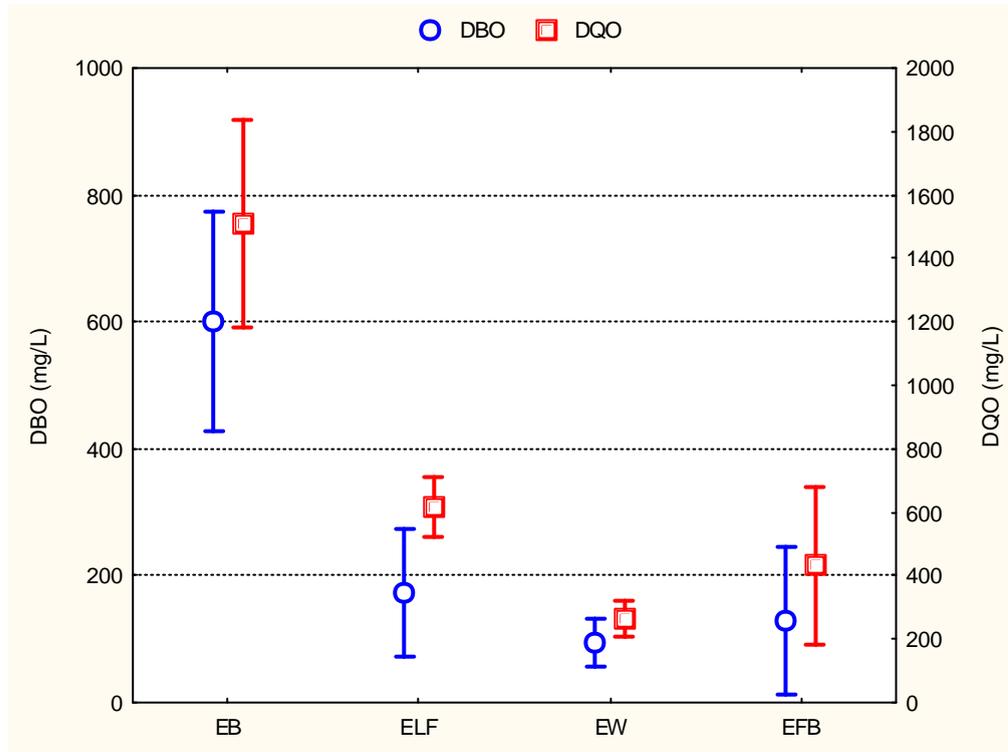


Figura 12. Limites de confiança de 95% para comparação entre as médias de DBO e DQO (médias cujas barras não fazem intercessão são significativamente diferentes).

4.3.3. Sólidos Suspensos e Turbidez

As concentrações médias de turbidez e de sólidos suspensos, encontradas no esgoto bruto e nos efluentes das unidades de tratamento, estão apresentadas na Figura 13.

Para as duas variáveis foi observado uma grande remoção após o tratamento na lagoa facultativa (58 e 65% para turbidez e sólidos, respectivamente). A remoção de sólidos suspensos, por exemplo, está dentro da faixa verificada para lagoas anaeróbias e facultativas (Silva, 1982; Oliveira, 1990). Nas unidades de pós-tratamento as concentrações foram novamente reduzidas. O sistema wetland atingiu em relação à concentração afluente remoções de cerca de 55% para as duas variáveis, enquanto que o filtro biológico promoveu remoções de 58% de turbidez e apenas 22% de sólidos suspensos. Considerando todas as etapas de tratamento, os

dois sistemas promoveram uma remoção total de turbidez de cerca de 82%. A remoção total de sólidos suspensos foi de 84% para o wetland e 73% para o filtro biológico.

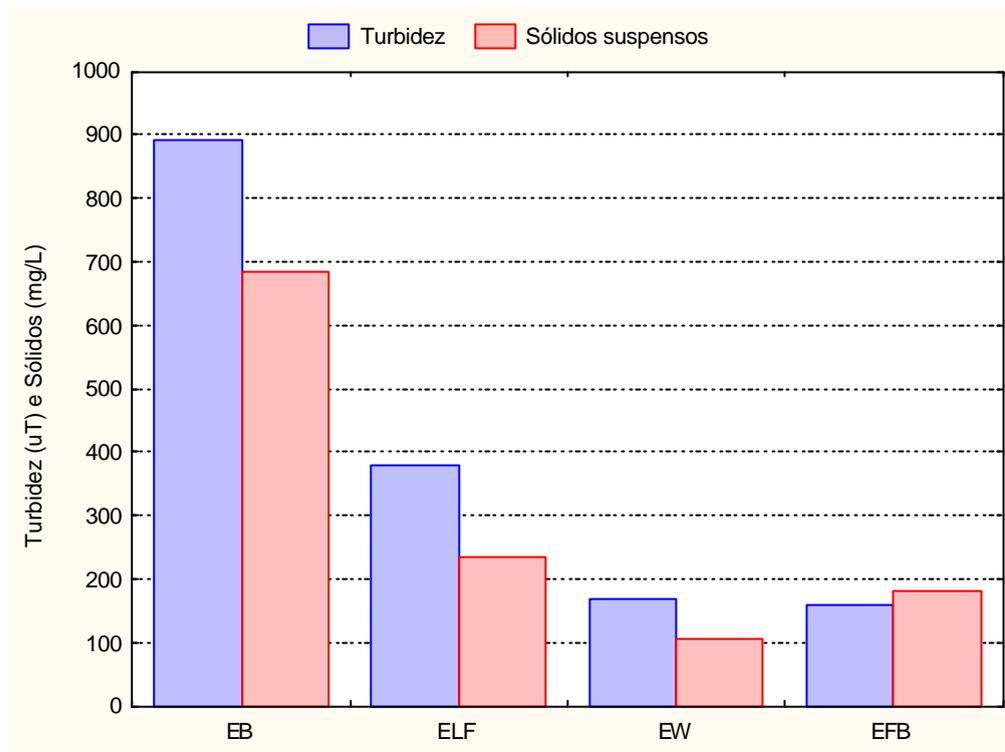


Figura 13. Variação das médias de turbidez e sólidos suspensos nos quatro pontos monitorados.

A análise de variância aplicada aos dados também demonstrou a existência de diferenças significativas entre as médias de turbidez e de sólidos suspensos obtidas ao longo do processo de tratamento ($p < 0,05$). O Teste de Tukey para comparação entre médias (Figura 14) evidenciou os seguintes pontos:

- as médias de turbidez são significativamente iguais nos efluentes da lagoa facultativa, wetland e filtro biológico;
- as médias de sólidos suspensos são significativamente iguais nos efluentes da lagoa facultativa, wetland e filtro biológico;
- não houve redução significativa das duas variáveis avaliadas nos sistemas de pós-tratamento;

Com base na última afirmação podemos destacar que o tempo de detenção bem mais elevado no wetland não foi suficiente para promover uma remoção significativa em relação ao filtro biológico.

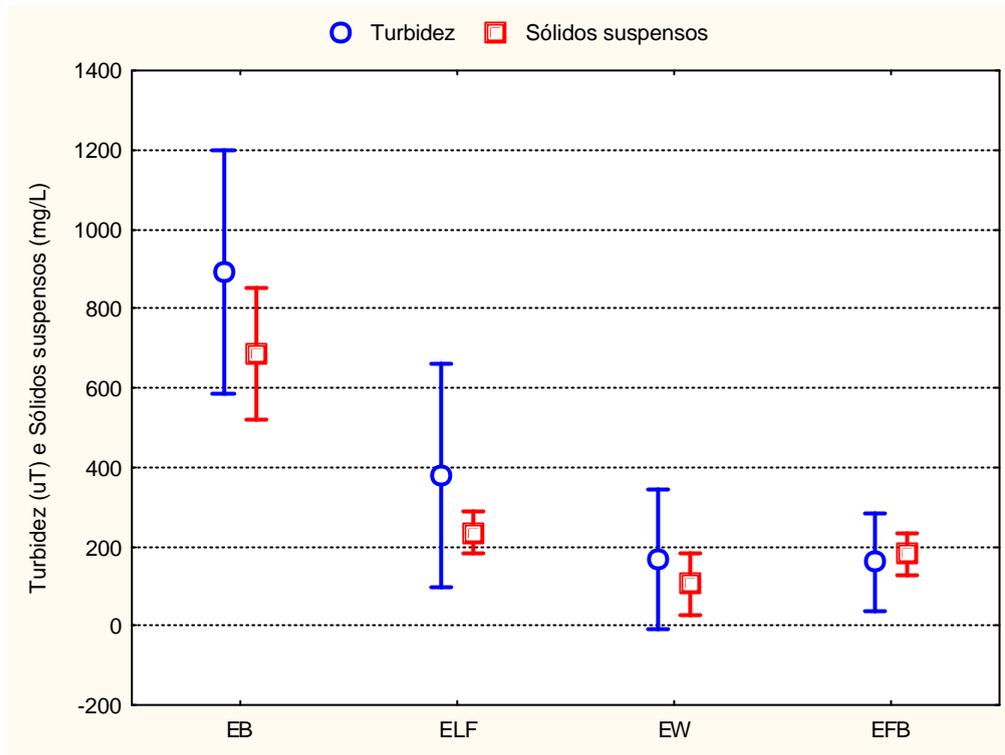


Figura 14. Limites de confiança de 95% para comparação entre as médias de turbidez e sólidos suspensos (médias cujas barras não fazem intercessão são significativamente diferentes).

4.3.4. Fósforo e Nitrogênio

O fósforo total foi avaliado no efluente da lagoa facultativa e do wetland. A concentração média de 9,7 mg/L, no esgoto bruto, foi levemente reduzida para 8,3 mg/L, na lagoa facultativa, o que reforça a característica deste tipo de reator, também verificado por Athayde Júnior *et al* (2000), atingindo no efluente final do wetland o valor de 7,0 mg/L. A redução de fósforo na lagoa está associada ao processo de sedimentação do fósforo orgânico. É importante salientar, mais uma vez, a característica concentrada do esgoto bruto afluente. Em relação às concentrações de fósforo, por exemplo, a média foi bem superior aos valores observados por Araújo (1993 e 1999), no esgoto bruto de Campina Grande-PB, e por Araújo *et al.* (2003), no esgoto bruto de Natal-RN.

O nitrato apresentou concentrações médias, em todos os pontos amostrados, inferiores a 0,5 mg/L, enquanto o nitrito praticamente zero, mostrando que lagoas de estabilização e reatores anaeróbios não são eficientes no processo de nitrificação

(Athayde Júnior *et al*, 2000). A Figura 15, apresenta os valores médios de NTK e nitrogênio amoniacal.

O nitrogênio amoniacal apresentou grandes variações durante o monitoramento. Essa variável aumentou de 5,6 mg/L, no esgoto bruto, para 9,0 mg/L, no efluente da lagoa facultativa. Este aumento provavelmente ocorreu devido ao processo de amonificação, muito característico de ambientes anaeróbios, durante a decomposição da matéria orgânica. O wetland promoveu mais um aumento na concentração de amônia (13,4 mg/L) enquanto que no efluente do filtro biológico houve uma leve redução (8,4 mg/L). A maior concentração no efluente do wetland pode estar associada a maior degradação do conteúdo orgânico conforme observado nas concentrações de DBO e DQO. A análise de variância demonstrou que não existe diferença significativa entre as médias nos quatro pontos amostrais ($p > 0,05$)

A concentração média de NTK no esgoto bruto foi de 76,2 mg/L, e aumentou no efluente da lagoa facultativa (96,9 mg/L). No efluente do wetland e do filtro biológico foram verificadas concentrações médias 75 mg/L e 90,7 mg/L, respectivamente. A análise de variância também demonstrou que não existe diferença significativa entre as médias de NTK nos quatro pontos amostrais ($p > 0,05$).

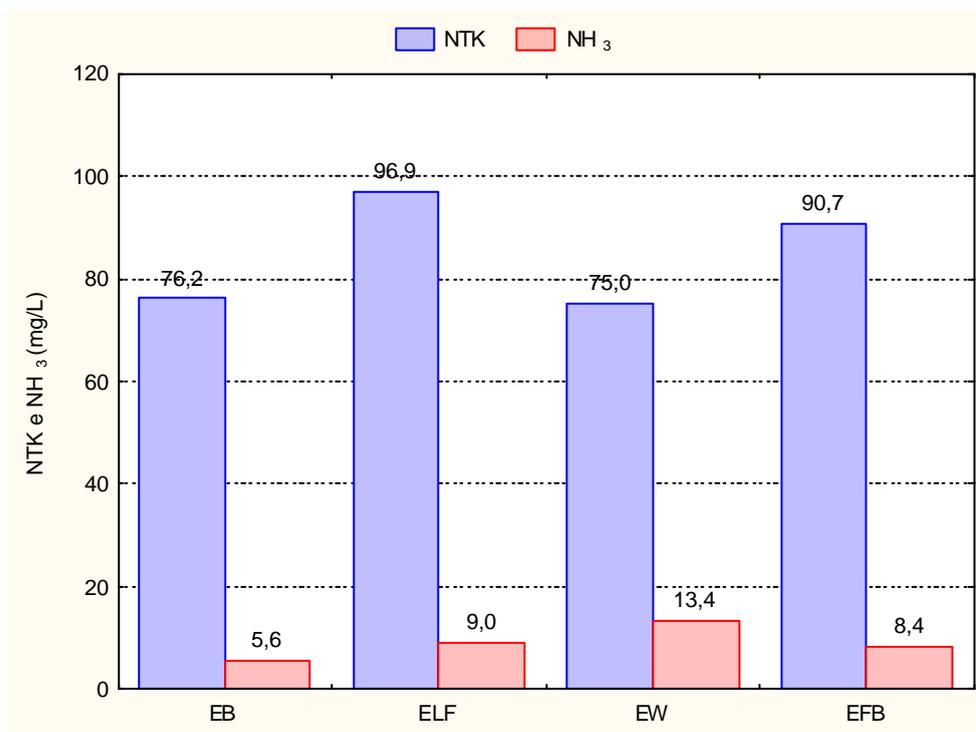


Figura 15. Variação das médias de NTK e nitrogênio amoniacal (NH₃) nos quatro pontos monitorados.

4.3.5. Condutividade, Sódio e Potássio

As concentrações de condutividade, sódio e potássio variaram muito pouco ao longo do processo de tratamento (Figura 16).

As faixas de variação para condutividade, sódio e potássio foram 2315 – 2651 μS , 443 – 467 mg/L e 61 – 67 mg/L. A análise de variância demonstrou que não existe diferença significativa entre as médias de condutividade, sódio e potássio nos quatro pontos amostrais ($p > 0,05$).

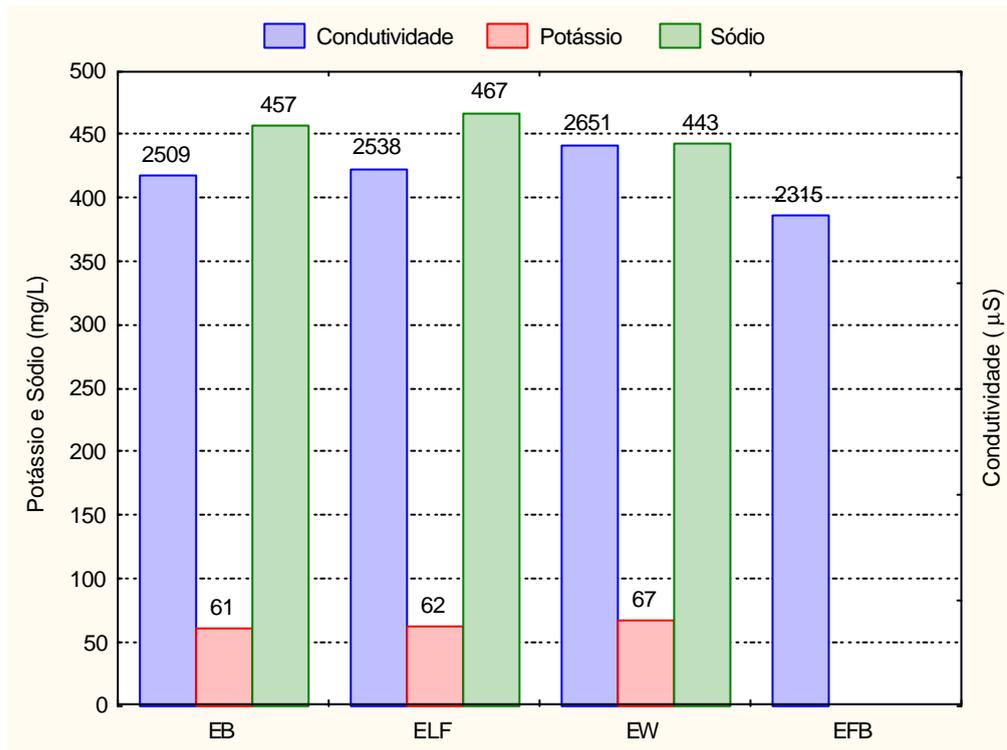


Figura 16. Variação das médias de condutividade, sódio e potássio nos quatro pontos monitorados.

4.3.6. Coliformes fecais e ovos de helmintos

A concentração média de coliformes fecais no esgoto bruto foi de $2,9\text{E}+08$, sendo posteriormente reduzida para $4,9\text{E}+07$, no efluente da lagoa facultativa (eficiência de 83,1%), $7,3\text{E}+06$, no efluente do wetland e $2,0\text{E}+07$, no efluente do filtro biológico (Figura 17).

Devido ao curto tempo de detenção hidráulica a lagoa facultativa primária não foi eficiente na remoção de CF e total dos ovos de helmintos, sendo este um fator preponderante para que promova a remoção desejável (Athayde Júnior e Leite, 2001; Athayde Júnior *et al*, 2001).

A concentração média de 15 ovos/L, no esgoto bruto, foi reduzida para 8,2 ovos/L, na lagoa. Os dois sistemas de pós-tratamento promoveram uma adicional remoção, sendo esta mais eficiente no wetland, provavelmente devido ao seu mais elevado tempo de detenção hidráulica.

É importante salientar, no entanto, que os efluentes finais ainda apresentam concentrações consideráveis de microorganismos coliformes e ovos de helmintos, não atendendo as recomendações da OMS (1989) para irrigação, exceção ao wetland para a remoção dos helmintos.

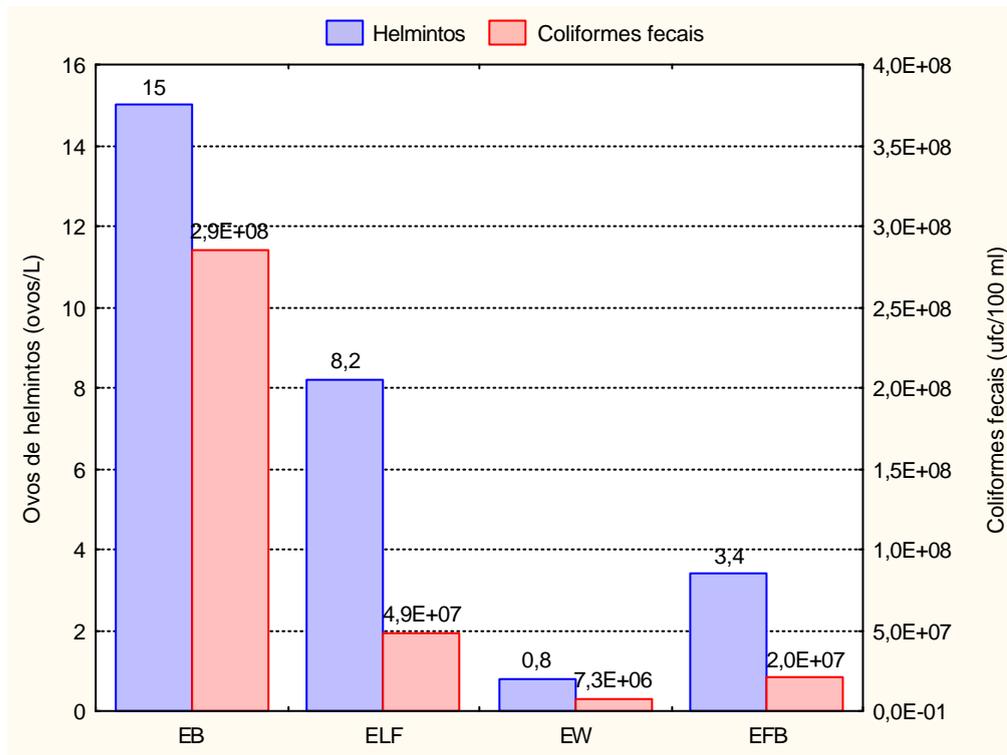


Figura 17. Variação das médias de helmintos e coliformes fecais nos quatro pontos monitorados.

5.0. CONCLUSÕES

O esgoto bruto afluente a ETE apresentou concentrações orgânicas médias, medida em termos de DBO e DQO, de 602 e 1511 mg/L, respectivamente. Apresenta, portanto, valor 50% superior a DBO referenciada no projeto. Tal resultado pode ser explicado pelo fato de a ETE estar próxima à rede coletora e pelas condições sócio-econômicas, culturais e costumes da população local, chamando atenção para a necessidade de se estabelecer parâmetros homogêneos por região e cidades com características semelhantes.

A Lagoa Facultativa Primária apresenta-se sobrecarregada, tanto no aspecto hidráulico (vazão) quanto no aspecto de carga orgânica (DBO e DQO). Apesar da eficiência de 71% na remoção de DBO, inferior ao esperado no projeto (87% para operação como lagoa facultativa primária), este valor está dentro da faixa para reatores anaeróbios (como realmente está se comportando a LFP). Esta situação acarretou uma qualidade do efluente da lagoa, inferior ao esperado, comprometendo, de certa forma, a eficiência dos sistemas de pós-tratamento.

Há necessidade de redução da carga orgânica afluente a ETE. Nesse sentido, a CAERN está programando a construção de um reator anaeróbio tipo UASB, para realizar o pré-tratamento do esgoto anteriormente à lagoa, devendo reduzir a carga orgânica em 65%, ou seja para valor médio de DBO de 211 mg/L. Com a nova carga a lagoa deverá operar como facultativa secundária.

O wetland não foi eficiente na remoção dos parâmetros monitorados, exceção a ovos de helmintos. Uma explicação para essa ineficiência pode ser o descontrole inicial da vazão média afluente, o retardamento da sementeira da macrófita e a intervenção do agricultor no dispositivo de controle do nível da água no interior do mesmo, reduzindo o TDH e conseqüentemente aumentando a vazão, objetivando disponibilizar maior quantidade de água para a irrigação. Ainda, pesa o fato do TDH, em operação normal, ter sido inferior ao recomendado pela literatura de no mínimo 5 dias. Outra questão importante é de que no período de monitoração da pesquisa o sistema ainda estava entrando em regime de formação do seu ecossistema, prejudicado, inclusive, pelos valores de saída da LFP.

O filtro biológico anaeróbio não foi eficiente na remoção de todos os parâmetros. Como o wetland, passou pelos mesmos problemas operacionais, já que entraram em operação em paralelo, tendo o agravante adicional de ter apresentado

infiltração em sua estrutura, provocando sua paralisação para nova impermeabilização, justificando inclusive a atitude do agricultor para aumento de vazão no wetland, pois se tornou a única unidade operante durante aproximadamente 30 dias. Ainda foi observado que o substrato estava com o nível da água uns 20 cm abaixo de sua superfície.

As duas unidades não promoveram a redução de sódio, potássio e a condutividade elétrica, pelo contrário proporcionou aumento, no wetland, da CE e potássio em relação a saída da LFP.

Uma avaliação preliminar das unidades de pós-tratamento leva à conclusão de que os sistemas não atenderam as expectativas, mostrando-se ineficientes na remoção de carga orgânica, sólido suspensos, CF e ovos de helmintos, entre outros parâmetros de significação para o uso agrícola.

É relevante e importante ressaltar que esses resultados são devidos aos problemas operacionais identificados, ao tempo que não foi possível aguardar para o desenvolvimento bacteriano do ecossistema dos reatores, a carga afluyente ao sistema como um todo e, no caso do wetland, o Tempo de Detenção Hidráulica. A medida que esses fatores passem a ser controlados, certamente os resultados esperados serão obtidos.

6.0. SUGESTÕES

Implantação, por parte da CAERN, do reator UASB (já projetado), precedendo a LFP, objetivando obter os resultados de entrada para uma LFS, resultando na qualidade do efluente a ser tratado pelas duas unidades de pós-tratamento.

Enquanto não se implanta o reator UASB, por parte da CAERN, pode-se avaliar a inclusão, na seqüência ao wetland e o filtro biológico anaeróbio, filtro de areia e/ou unidade de desinfecção, o que poderá vir a ser um desdobramento da pesquisa (cloração *versus* sistema com ultravioleta, para a desinfecção; areia *versus* seixos rolados, ambos de granulometria variável e disponível na região) antes da aplicação no campo de cultivo.

Deve-se ajustar o TDH do wetland para no mínimo 5 dias. Concomitante pode-se dividi-lo, no sentido longitudinal, em duas unidades wetland para pesquisa com diferentes tipos de substrato e TDH's.

A seguir, são destacadas como ações diretas e indiretas a uma política de reúso, atendendo inclusive subsídios às políticas do Programa Estadual de Esgotamento Sanitário e Reuso das Águas (PROESAN).

- Implementar o controle epidemiológico: estudo e avaliação, integrando-o ao Programa de Saúde da Família (PSF) local e regional, do governo, possibilitando a geração de informações para banco de dados, o qual possa servir de referência para estudos e pesquisas futuras, assim como subsidiar os programas na área da saúde humana e de meio ambiente e dar divulgação a centros interessados como o CEPIS/ OPAS- OMS;
- Envolvimento das pessoas, ligadas aos processos, com educação sanitária, higiene e saúde, inclusive os agricultores locais e consumidores dos produtos, através dos sindicatos rurais e em todos os níveis do ensino público, dentro de um contexto social e cultural amplos, de modo que a educação ambiental seja uma ação contínua. e permanente.

7.0 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABES-SP. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental- Seção São Paulo. **Reúso da água**. Revista DAE – SABESP, N.º 167. p. XXIII a XXXII. Set. / Out. 1992.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA), WATER ENVIROMENT FEDERATION (WEF). **Métodos normalizados para el analisis de aguas potables y residuales**. 17 ed. Madrid, Espanha. 1992.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA), WATER ENVIROMENT FEDERATION (WEF). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 1998.

ANDRADE NETO, C. O. **Lagoa de estabilização – A experiência Brasileira no tratamento de esgotos sanitários**. Apostila de curso. UFRN/ ABES-RN. Natal, RN. 1994.

ANDRADE NETO, C. O. **Sistemas Simples para Tratamento de Esgotos Sanitários – Experiência Brasileira**. ABES, 1997.

ANDRADE NETO, C. O.; MELO, H. N. S.; LUCAS FILHO, M.. **Análise comparativa de filtros anaeróbios com fluxo ascendente e fluxo descendente afogado**. In 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. João Pessoa-PB. Anais. Trabalho Técnico II-118. p. 8. 2001.

ANDRADE NETO, C. O.; CAMPOS, J. R.; SOBRINHO, P. A.; CHERNICHARO, C. A. L. *et al.* In: **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. ABES – Projeto PROSAB. CAMPOS, J. R. , coordenador. 1999.

ARAÚJO, A. L. C. **Comportamento das formas de fósforo em sistemas de lagoas de estabilização, em escala piloto, sob diferentes configurações, tratando esgoto doméstico.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba - UFPB. 1993.

ARAÚJO, A. L. C. **The phosphorus and sulphur cycles in wastewater storage and treatment reservoirs in northeast Brazil.** Tese de Doutorado. University of Leeds. Leeds-UK. 1999.

ARAÚJO, L. F. P. **Reúso com lagoas de estabilização – Potencialidade no Ceará.** Superintendência Estadual do Meio Ambiente- SEMACE/ Governo do Estado do Ceará. 136 p. 2000.

ARAÚJO, A. L. C. e DUARTE, M. A. C. **Avaliação preliminar de duas séries de lagoas de estabilização na grande Natal-RN.** In XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa, PB. 2001. Trabalho técnico II-144. Anais cd rom.

ARAÚJO, A. L. C., DUARTE, M. A. C. e VALE, M. B. **Avaliação preliminar de quatro séries de lagoas de estabilização na grande Natal-RN.** In X Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Braga-Portugal. 2002. Anais cd rom.

ARAÚJO, A. L. C., DUARTE, M. A. C., MELO, H. N. S., *et al.* **Avaliação da ETE Ponta Negra (Natal-RN): remoção de matéria orgânica e ciclo do fósforo.** In XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville-SC. 2003. Anais cd rom.

ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; LEITE, V. D; ARAÚJO, H. W. C. *et al.* **Estudo de espécies de fósforo e nitrogênio em lagoas de estabilização.** In XXVII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, AIDIS/ ABES. Porto Alegre, RS. Trabalho Técnico I-003. p. 9. 2000. Anais cd rom.

ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; LEITE, V. D. **Tratamento de águas residuárias domésticas para reúso na agricultura I: Lagoas de Estabilização.** In 1º Simpósio Internacional sobre Tecnologias de apoio à Gestão de Recursos Hídricos. João Pessoa, PB. 2001. Anais cd rom.

ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; SILVA, S. A.; ATHAYDE, S. T. S. **Tratamento de águas residuárias domésticas para reúso na agricultura II: Reservatórios de Estabilização.** In 1º Simpósio Internacional sobre Tecnologias de apoio à Gestão de Recursos Hídricos. João Pessoa, PB. 2001. Anais cd rom.

AYERS, R. S. & WESTCOT, D. W.. Water quality for agriculture. FAO, Roma. 1985.

BARLOW, M.; CLARKE, T. **Ouro Azul – Como grandes corporações estão se apoderando da água doce do nosso planeta.** M. Books. 331 p. 2003.

BASTOS, R. K. X. **Utilização de esgotos sanitários em irrigação e piscicultura: riscos à saúde e regulamentação.** In XI Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Natal, RN. 2004. Anais on line.

BRITO, L. P. Reutilización de agua residual depurada. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental– ABES. Natal. 209 p. 1998 (PRELO).

CAMARGO, S. A. R.; NOUR, E. A. A.; CORAUCCI FILHO, B. *et al.* **Desempenho de um filtro anaeróbio com enchimento de bambu para tratamento de esgotos sanitários à diferentes tempos de detenção hidráulico.** In 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. João Pessoa- PB. Trabalho Técnico II-016. p. 9. 2001. Anais cd rom.

CARRERA-FERNADEZ, J.; GARRIDO, R. J. **Economia dos recursos hídricos.** EDUFBA. 455 p. 2002.

CAVALLINI, J. M.; YOUNG, L. E. **Resumen Ejecutivo- Proyecto Regional - Sistemas Integrados de Tratamiento y Uso de aguas Residuales em América Latina: Realidade y Potencial.** Convenio IDRC-OPS/CEPIS. Lima, Peru. 33 p. 2002.

CAVALLINI, J. M.; YOUNG, L. E.; CARRO, R. U. *et al.* **Guía Para la Formulación de Proyectos- Proyecto Regional - Sistemas Integrados de Tratamiento y Uso de aguas Residuales em América Latina: Realidade y Potencial.** Convenio IDRC-OPS/ CEPIS. Lima, Peru. 41 p. 2002.

CAVALLINI, J. M.. **Projeto Regional: Sistemas integrados de tratamento e uso de águas residuárias na América Latina.** *In* II Seminário Nacional de Reúso de Águas. Fortaleza- CE. 2003. Anais cd rom.

CEBALLOS, B. S. O. **Aspectos sanitários do reúso de águas.** *In* II Seminário Nacional de Reúso de Águas. Fortaleza- CE. 2003. Anais ce rom.

CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; SOUSA, J. T. *et al.*. **Desempenho de um leito cultivado na melhoria da qualidade de um córrego poluído destinado a irrigação.** *In* XXVII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, AIDIS/ ABES. Porto Alegre, RS. Trabalho Técnico I032. p. 6. 2000. Anais cd rom.

CAERN. Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande. **Projeto de concepção básica do Sistema de Esgotamento Sanitário da cidade de Parelhas/ RN.** GEIT, Natal- RN. 1986.

CAERN. Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande. **Projeto ETE bacias de esgotamento sanitário B-1 e B-2.** GEIT, Natal-RN. 1987.

CAERN. Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande. **Projeto de ampliação e reformulação da ETE B-1/ B-2/ B-3. do SES de Parelhas: Unidade de Tratamento Preliminar – Estação Elevatória de Esgoto Bruto - Reator UASB.** SANTOS, J.L.; DUARTE, M. A. C., Natal-RN. 2004.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 20 de 18.06.86. Resoluções CONAMA 1984-86.** Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Brasília, DF. 92 p. 1986.

DANTAS, M. A. R.; MELO, H. N. S.; ANDRADE NETO, C. O.. **Aplicação de traçadores em filtros anaeróbios para avaliação das características hidrodinâmicas.** *In* XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, AIDIS/ ABES. Porto Alegre, RS. Trabalho Técnico I-105. p. 12. 2000. Anais cd rom.

FAO. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. **Água y Cultivos: logrando el uso óptimo del água em la agricultura.** Roma, 2002. Disponível em <<http://www.fao.org/docrep/005/Y3918S/Y3918S00.htm>> acesso em 03/04/2003.

FERREIRA, A. B. H. **Novo Aurélio século XXI: o dicionário da língua portuguesa.** 3ª edição. Rio de Janeiro. Editora Nova Fronteira. 1999.

GRILO JÚNIOR, J. A. S. **Reutilização de esgoto doméstico tratado para irrigação de forragem animal: uma abordagem bacteriológica e helmintológica.** Natal, RN 2000. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – UFRN.

GUIMARÃES, A. V. A.. **Utilização de sistema “Wetland” para tratamento de efluente pré-tratado anaerobiamente.** Dissertação de Mestrado. UFPB/ UEPB. Campina Grande, PB. 2001.

GUIMARÃES, P. **Sistema compacto decanto-digestor e filtros anaeróbios ascendente e descendente.** *In* 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. Rio de Janeiro. Anais. Trabalho Técnico I031. p. 10. 1999. Anais cd rom.

HESPANHOL, I **Gestão das Águas. Potencial de reúso de água no Brasil.** *In* 5ª Conferência Latino-americana sobre o Meio Ambiente - ECOLATINA. Belo Horizonte, MG. 2002. Anais on line.

HESPANHOL, I. **Conservação e reúso de água no Brasil.** *In* II Seminário Nacional de Reúso de Águas. Fortaleza- CE. 2003. Anais cd rom.

HESPANHOL, I.. **Diretrizes de qualidade para água de reúso**. In XI Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Natal, RN. 2004. Anais on line.

JORDÃO, E. P.;ARRUDA, C. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3 ed.Rio de Janeiro. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária - ABES. 720 p. 1995.

KELLNER, E; PIRES, E. C. **Lagoas de estabilização – projeto e operação**. Rio de Janeiro. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária - ABES. 244 p. 1998.

LEI N.º 8.485 de 21 de fevereiro de 2004: **dispõe sobre a Política Estadual de Saneamento Básico (PROESAN), institui o Sistema Integrado de Gestão do Esgotamento Sanitário. Estado do Rio Grande do Norte**. Publicado no D.O.E. em 21/02/2004.

LUCAS FILHO, M.; PEREIRA, M. G.; LIMA, A. M.; SILVA, D. A.;FONSECA, F. C. E. **Avaliação preliminar do potencial de reúso de águas residuárias tratadas em culturas de milho (*Zea mays*)**. In XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa, PB. 2001. Trabalho técnico II-071. Anais cd rom.

MACHADO, R. M. G.; CHERNICHARO, C. A. L.. **Avaliação do desempenho de filtros anaeróbios para o polimento de efluentes de um reator UASB**. In 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. Foz do Iguaçu, PR. Trabalho Técnico I-148. p. 11. 1997. Anais cd rom.

MANCUSO, P.C.S.; SANTOS, H. F.;NARDOCCI, A. C. *et al.* **Reúso de Água**. São Paulo. USP/ ABES. Editora Manole. 587 p. 2003.

MARA, D. D. **Sewage treatment in hot climates**. Chichester: John Wiley & Sons. 1976.

MEIRA, C. M. B. S.; CEBALLOS, B. S. O.; SOUSA, J. T.; KONIG, A.. **Wetlands vegetados no polimento de águas superficiais poluídas: primeiros resultados**. In 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. João Pessoa, PB. Trabalho Técnico II-107. p. 6. 2001. Anais cd rom.

METCALF & EDDY, INC. **Ingenieria de aguas residuales – tratamiento, vertido e reutilización**. Tradução da 3 ed. em inglês “Wastewater engineering – treatment, disposal reuse”. 3 ed. Madrid. McGraw-Hill, Interamericana de España, S.A.U. 1485 p. 1995.

MOTA, S. **Experiência e perspectivas de reúso de águas no nordeste**. In II Seminário Nacional de Reúso de Águas. Fortaleza- CE. 2003. Anais cd rom.

NUVOLARI, A; TELLES, D. D.; RIBEIRO, J. T. *et al.* **ESGOTO SANITÁRIO: Coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. FATEC-SP/ CEETEPS/ Editora Edgard Blücher Ltda. São Paulo. 520 p. 2003.

OLIVEIRA, R. **The performance of deep waste estabilization ponds in Northeast Brazil**. Tese de Doutorado. University of Leeds. Leeds-UK. 1990.

OLIVEIRA, R.; SILVA, S. A.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; MARA, D. D.; SILVA, S. T. A.; ARAUJO, A. L. C.. **Uso de filtros biológicos anaeróbios no tratamento do efluente de uma lagoa de maturação primária**. In 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. Foz do Iguaçu, PR. Trabalho Técnico 1079. p. 7. 1997. Anais cd rom.

OMS. Organização Mundial da Saúde. **Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales em agricultura y acuicultura – Informe de um grupo científico de la OMS/ Organización Mundial de la Salud, Ginebra 1989. Serie de informes técnicos 778.** Disponível em <<http://www.cepis.org.pe/eswww/fulltext/aguresi/direc/direct.html>> acesso em 23/04/2003.

OMS. Organización Mundial de la Salud. **Guías para la calidad del agua potable, segunda edición. Volumen 1. Recomendaciones**. Genebra- Suíça. 195 p. 1995.

PESCOD, M.B.; **Wastewater treatment and use in agriculture – FAO. Irrigation and drainage. Paper 47.** 1992. Disponível em < <http://www.fao.org/WAICENT/FAOINFO/AGRICULT/AGL/aglw/oldocsw.asp>>acesso em 22/09/2000.

PICANÇO, A. P.; SASSIM, M. N. M.; ZAIAT, M.; BLUNDI, C. E.. **Avaliação da atividade biológica do biofilme formado em materiais suportes de filtros anaeróbios de fluxo ascendente.** *In* 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. João Pessoa, PB. Trabalho Técnico II-084. p. 7. 2001. Anais cd rom.

PONTES FILHO, R. A.; SILVA, J. C. C.; GOMES, R. B. *et al.* **Estudo de viabilidade de renascer, Fortaleza, Brasil. Proyecto Regional - Sistemas Integrados de Tratamiento y Uso de aguas Residuales em América Latina: Realidade y Potencial.** Convenio IDRC-OPS/ CEPIS e CEFET Ceará. Lima, Peru. 33 p. 2002

RESENDE, S. C.; HELLER, L. **O Saneamento no Brasil – Políticas e Interfaces.** Editora UFMG. 310 p. 2002.

SANTOS, J. F. **Regulamentação do reúso de água: relatório do GT-REÚSO, aspectos legais e institucionais, versão preliminar de resolução.** *In* XI Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Natal, RN. 2004. Anais on line.

SERTÃO, H.. **A experiência da SABESP com reúso de águas.** *In* XI Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Natal, RN. 2004. Anais on line.

SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S.. **Filtro plantado com macrófitas (wetlands) como tratamento de esgotos em unidades residenciais – critérios para dimensionamento.** *In* 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. Joinville, SC. Trabalho Técnico II-238. p. 13. 2003. Anais cd rom.

Silva, S.A. **On the Treatment of Domestic Sewage in Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil.** Ph.D. Thesis, University of Dundee, U.K. 1982.

SILVA, S. M. N.. **Reflexão técnica para reúso da água.** SABESP. Disponível em <<http://www.sabesp.com.br>>. Acesso em 2003.

SOUSA, J. T.; HAANDEL, A. C. V.; GUIMARÃES, A. V. A.. **Comparação entre sistemas wetlands tratando efluente anaeróbio**. In 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. João Pessoa, PB. Trabalho Técnico II-056. p. 6. 2001. Anais cd rom.

SOUSA, J. T.; HAANDEL, A. C. V.; GUIMARÃES, A. V. A.. **Acumulação de fósforo em sistemas wetlands**. In 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. João Pessoa, PB. Trabalho Técnico II-057. p. 5. 2001a. Anais cd rom.

SOUZA, L. S.; CHERNICHARO, C. A. L.. **Comparação de desempenho de um sistema UASB/ Filtro anaeróbio operando em regimes hidráulicos transiente e permanente**. In 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. Rio de Janeiro. Trabalho Técnico I-068. p. 10. 1999. Anais cd rom.

SPERLING, M. V. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; Vol. 1, 2ª Edição revisada; Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. DESA.UFMG. 243 p. 1996.

SPERLING, M. V. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; Vol. 3; Lagoas de estabilização**. DESA.UFMG. 134 p. 1996.

TOLEDO, E.; LEITE, B. Z.; AISSE, M. M. **A influência da porosidade do papel de microfibras de vidro na determinação dos sólidos suspensos, DBO e DQO filtrados**. In Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – Aspectos metodológicos – ABES/ PROSAB 2. 107p. 2001.

TINOCO, J. D.. **Caracterização do efluente da estação de tratamento de esgoto ponta negra, visando sua reutilização em irrigação de canteiros públicos na cidade de Natal – RN**. Natal, RN. 2003. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – UFRN.

TSUTIYA, M. T.; CAMPARINI, J. B.; SOBRINHO, P. A. *et al.* **Biossólidos na agricultura**. SABESP/ EPUSP/ ESALQ-USP/ UNESP. 2001.

TSUTIYA, M. T. **Uso agrícola dos efluentes das lagoas de estabilização do Estado de São Paulo**. In 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. João Pessoa- PB. Trabalho Técnico II-007. p. 16. 2001. Anais cd rom

www.statsoft.com. acesso em 01.04.2003.