



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

DESINFECÇÃO DE EFLUENTES SANITÁRIOS TRATADOS ATRAVÉS DA RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA

por:

Edson Carlos Machado de Oliveira

Orientador: Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli

Florianópolis-SC
Fevereiro/2003

DESINFECÇÃO DE EFLUENTES SANITÁRIOS TRATADOS ATRAVÉS DA RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA

EDSON CARLOS MACHADO DE OLIVEIRA

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Santa Catarina, como parte dos requisitos para obtenção do Título de mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador:

Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Paulo Belli Filho

Profª.Dra. Fátima Basseti

Florianópolis,
Fevereiro/2003.

DEDICATÓRIA

A minha esposa Cristiane e a Bianca minha filha, que com paciência e compreensão contribuíram para que este trabalho fosse realizado.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS.....	VI
LISTA DE TABELAS.....	VIII
LISTA DE QUADROS.....	IX
LISTA DE SÍMBOLOS	X
RESUMO.....	XI
ABSTRACT	XII
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	4
2.1 OBJETIVO GERAL	4
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1 A DESINFECÇÃO E A SAÚDE PÚBLICA.....	5
3.2 DOENÇAS DE VEICULAÇÃO HÍDRICA.....	7
3.3 REUSO DE ÁGUA	8
3.3.1 NECESSIDADE DE REUSO	9
3.3.2 FORMAS POTENCIAIS DE REUSO	9
3.4 FUNDAMENTOS DA DESINFECÇÃO.....	13
3.4.1 PRINCÍPIOS DE INATIVAÇÃO DE MICRORGANISMOS	13
3.4.2 TEMPO DE CONTATO	13
3.4.3 CONCENTRAÇÃO E TIPO DE AGENTE QUÍMICO	13
3.4.4 INTENSIDADE E NATUREZA DO AGENTE FÍSICO.....	14
3.4.5 TEMPERATURA	14
3.4.6 NÚMERO DE MICRORGANISMOS	14
3.4.7 TIPOS DE ORGANISMOS	14
3.4.8 NATUREZA DO LÍQUIDO	14
3.5 Ozônio	17
3.5.1 FATORES QUE INFLUENCIAM NO PROCESSO.....	19
3.5.2 TOXICIDADE A SAÚDE E AO MEIO AMBIENTE.....	21
3.6 DESINFECÇÃO POR MEIO DO CLORO	22
3.6.1 CARACTERÍSTICAS DOS PRINCIPAIS COMPOSTOS CLORADOS	23
3.6.2 VANTAGENS E DESVANTAGENS DA DESINFECÇÃO POR CLORAÇÃO	25
3.6.3 POSSIBILIDADE DE GERAÇÃO DE SUBPRODUTOS	25
3.6.4 EFEITOS SOBRE A SAÚDE HUMANA E AMBIENTE.....	26
3.7 DESINFECÇÃO COM DIÓXIDO DE CLORO (ClO₂).....	27
3.7.1 VANTAGENS DA UTILIZAÇÃO DO DIÓXIDO DE CLORO	29
3.7.2 REAÇÃO COM COMPOSTOS ORGÂNICOS.....	29
3.8 DESINFECÇÃO POR LAGOAS DE MATURAÇÃO.....	31
3.8.1 TEMPERATURA DA ÁGUA	33
3.8.2 RADIAÇÃO SOLAR E OXIGÊNIO.....	33
3.8.3 VALOR DO pH.....	33
3.8.4 CONCENTRAÇÃO DE ALGAS	33
3.8.5 COMPETIÇÃO E PREDADORES.....	34
3.8.6 SEDIMENTAÇÃO.....	34
3.8.7 REMOÇÃO DE PARASITAS.....	34
3.8.8 PARÂMETROS HIDRÁULICOS	35
3.9 PRINCÍPIOS DA RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA	37
3.9.1 RADIAÇÃO ELETROMAGNÉTICA	37
3.9.2. RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA.....	39

3.9.3 DESINFECÇÃO DE EFLUENTES POR ULTRAVIOLETA	42
3.9.4 MECANISMOS DE INATIVAÇÃO.....	44
3.9.5 MECANISMOS DE RECUPERAÇÃO	46
3.9.6 O REPARO DOS DÍMEROS DE PIRIMIDINA	46
3.9.7 FOTORREATIVAÇÃO.....	48
3.9.8 RECUPERAÇÃO NO ESCURO.....	50
3.9.9 CINÉTICA DE DESINFECÇÃO POR RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA.....	51
4 METODOLOGIA.....	53
4.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS.....	53
4.2 EQUIPAMENTOS.....	54
4.2.1 REATOR ULTRAVIOLETA.....	54
4.2.2 COLIMADOR	56
4.3 CÁLCULO DA DOSE MÉDIA DE RADIAÇÃO UV	57
4.4 MÉTODOS ANALÍTICOS	59
4.5 TESTES COM OVOS DE HELMINTOS.....	60
4.6 TESTES COM PROTOZOÁRIOS	60
4.7 ENSAIOS COM O REATOR.....	61
4.8 ENSAIOS COM O COLIMADOR.....	61
4.9 REATOR ANAERÓBIO.....	62
4.10 COLETA DE AMOSTRAS	62
5 - RESULTADOS E DISCUSSÕES	63
5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES	63
5.2 PRIMEIRA ETAPA - TESTES PRELIMINARES COM AS LÂMPADAS UV.....	64
5.2.1 DISTRIBUIÇÃO DA RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA	67
5.3 SEGUNDA ETAPA - ENSAIOS DE DESINFECÇÃO COM O COLIMADOR.....	69
5.3.1. - DESINFECÇÃO DO EFLUENTE DA ETE INSULAR DE FLORIANÓPOLIS.....	70
5.4 TERCEIRA ETAPA - AMOSTRA PREPARADA COM SÓLIDOS.....	73
5.5 QUARTA ETAPA - EFLUENTE DO REATOR UASB (MORRO DA CAIXA)	77
5.6 QUINTA ETAPA - ENSAIOS DE DESINFECÇÃO COM O REATOR (EM CONTÍNUO).....	80
5.7 - SEXTA ETAPA – ENSAIOS COM HELMINTOS E PROTOZOÁRIOS	83
5.7.1 - HELMINTOS	83
5.7.2 - PROTOZOÁRIOS	85
6 - CONCLUSÕES	88
7 - RECOMENDAÇÕES E SUGESTÕES.....	90
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	91

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Tipos básicos de usos potenciais de esgotos tratados.....	10
Figura 3.2 - Espectro eletromagnético.....	37
Figura 3.3 – Espectro ultravioleta – Comprimentos de ondas.....	39
Figura 3.4 - Cinética de incorporação de Glicose em bactérias (<i>E. coli</i>) não irradiadas (●) e irradiadas com dose de $10\mu\text{W}\cdot\text{min}/\text{cm}^2$ de ultravioleta (○).....	45
Figura 3.5 - Mecanismo de fotorreativação proposto.....	46
Figura 3.6 - Tempo de fotorreativação solar e subsequente inativação em <i>Vibrio Anguillarum</i> irradiado com uv e inativação solar	50
Figura 4.1 - Reator UV.....	55
Figura .4.2 -.Colimador ultravioleta	56
Figura 5.1 - Evolução da intensidade ultravioleta e da temperatura em função do tempo de lâmpada ligada.....	64
Figura 5.2 - Variações da intensidade ultravioleta em função da variação da temperatura.....	65
Figura 5.3 - Curva da intensidade ultravioleta em função de horas de uso da lâmpada.....	66
Figura 5.4 - Distribuição da intensidade da radiação uv (mW/cm^2) no fundo do reator equipado com 3 lâmpadas.....	68
Figura 5.5 - Distribuição da intensidade da radiação uv (mW/cm^2) no fundo do reator equipado com uma lâmpada.....	68
Figura 5.6 – Distribuição da radiação UV emitida pelo colimador na superfície da amostra.....	69
Figura 5.7 -Resultado da desinfecção UV em efluente de lodo ativado.....	71
Figura 5.8 - Resultado da desinfecção UV em efluente de lodo ativado.....	72
Figura 5.9 - Médias dos resultados da desinfecção UV com efluente de lodos ativados em função da dose superficial e SST.....	74
Figura 5.10 - Dose superficial aplicada em função da dose média uv, relacionada aos SST.....	76
Figura 5.11 – Número de <i>E. coli</i> de todos os ensaios realizados com efluente da ETE Insular com adição de sólidos biológicos.....	76
Figura 5.12 - Valores de <i>E. coli</i> referente aos seis ensaios realizados com amostra do efluente do reator UASB, em função da média das doses média uv.....	78
Figura 5.13 - Valores de <i>E. coli</i> (mínimo, máximo e médio), referente aos seis ensaios realizados com amostra do efluente do reator UASB, em função da média das doses média uv.....	79

Figura 5.14 – Logaritmo da fração sobrevivente (<i>E. coli</i>) em função da dose média uv aplicada em amostra de efluente anaeróbio.....	80
Figura 5.15 – Numero de <i>E.coli</i> em função da dose média uv, (reator em contínuo).....	82
Figura 5.16 – Número de cistos de <i>Giardia</i> e cistos viáveis em função da dose UV aplicada.....	86

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Principais doenças relacionadas às águas contaminadas por esgotos.....	07
Tabela 3.2 . Diretrizes recomendadas para a qualidade microbiológica das águas residuárias utilizadas na agricultura.....	13
Tabela 3.3 - Comparação de características técnico-econômicas de algumas tecnologias de desinfecção.....	17
Tabela 3.4 – Propriedades físicas do cloro.....	24
Tabela 3.5 - Velocidade teórica de sedimentação de cistos de protozoários e de ovos de helmintos.....	35
Tabela 4.1 – Análises e métodos.....	59
Tabela 5.1 - Características do efluente sanitário tratado pela ETE Insular Florianópolis.....	63
Tabela 5.2 - Características físico-químicas do efluente do reator UASB	63
Tabela 5.3 - Médias dos parâmetros físico-químicos das amostras desinfetadas.....	70
Tabela 5.4 - Forma de composição das amostras em percentual de volume.....	73
Tabela 5.5 - Médias dos parâmetros físico-químicos das amostras preparadas com adição...	74
Tabela 5.6 - Parâmetros físico-químicos das amostras coletadas no reator UASB.....	77
Tabela 5.7 – Parâmetros físico-químicos das amostras da ETE Insular desinfetadas no reator UV (em contínuo).....	81
Tabela 5.8 – Resultados dos ensaio de desinfecção com helminto.....	83
Tabela 5.9 - Resultados dos ensaios de desinfecção com helmintos.....	84
Tabela 5.10 - Resultados sobre o ensaio de desinfecção com efluente tratado.....	85
Tabela 5.11 - Resultados sobre o ensaio de desinfecção de cistos de <i>Giardia</i>	86
Tabela 5.12 - Resultados sobre o ensaio de desinfecção.....	87

LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1 - Aplicabilidade das principais alternativas de desinfecção.....	15
Quadro 3.2 - Fatores que afetam a ação dos desinfetantes.....	16
Quadro 3.3 - Vantagens e desvantagem do uso do ozônio na desinfecção de efluentes.....	21

LISTA DE SÍMBOLOS

CF	Coliformes fecais
CT	Coliformes totais
DBO	Demanda biológica de oxigênio
DNA	Acido dezoxirribonucléico
DQO	Demanda química de oxigênio
EFR	Enzima fotoreativante
ETA	Estação de tratamento de água
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
NMP	Número mais provável
OMS	Organização Mundial da Saúde
pH	Potencial hidrogeniônico
THM	Trihalometano
UASB	Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo.
UFC	Unidade Formadora de Colônia
USEPA	United States Environmental Protection Agency
UV	Ultravioleta

RESUMO

Este trabalho de pesquisa teve como objetivo avaliar a capacidade de desinfecção da radiação ultravioleta em efluentes domésticos tratados em diferentes sistemas. Foram realizados ensaios com amostras de efluente tratado por lodo ativado (ETE insular), UASB (Morro da Caixa) em Florianópolis. Foram avaliados as remoções de coliformes totais, *Escherichia coli*, ovos de helmintos e cistos de protozoários. Na realização dos ensaios utilizou-se um colimador UV e um reator UV de lâmpadas emersas. A radiação foi emitida por lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio. Com a finalidade de simular um efluente tratado com características físico-químicas variadas, nas amostras da ETE insular (lodo ativado) acrescentou-se efluente do tanque de aeração rico em sólidos em suspensão nas seguintes porcentagens em volume 0,5% , 1% e 2,5%. Após a aplicação de doses UV que variaram de 10 a 100 mJ/cm² observou-se que; com uma dose superficial de 40 a 60 mWs/cm² a radiação ultravioleta alcançou resultados de remoção de coliformes acima de 4 casas logarítmicas. Observou-se que a eficiência de inativação foi insignificante nos ensaios com ovos de helmintos (*Ascaris lumbricoides* e *Trichuris trichiura*) utilizando-se doses de até 100 mJ/cm². Os ensaios de desinfecção realizados com amostras com cistos de protozoários (*Giardia lamblia* e *Cryptosporidium sp*) apresentaram resultados semelhantes aos encontrados na bibliografia. O efluente da Estação Insular (lodo ativado), após a desinfecção UV com uma dose de 30mJ/cm² alcançou uma qualidade microbiológica que permite sua utilização em irrigação irrestrita de acordo com as recomendações da OMS (Organização Mundial da Saúde).

PALAVRAS CHAVE

Tratamento de efluentes; desinfecção; radiação UV, Coliformes, Protozoários, helmintos

ABSTRACT

This work of research has as objective to evaluate the capacity of disinfection of the ultraviolet radiation in effluent domestic servants treated in different systems. Assays with samples of effluent treated by activated sludge been carried through silt (ETE insular), UASB (Morro da Caixa) in Florianópolis-SC. It was evaluated the removal of total coliformes, *Escherichia coli*, eggs of helmintos and cysts of protozoan. In the assays carried through in boat-load used a collimator UV while that in the assays in continuous a reactor UV of immersed light bulbs. The radiation was emitted by low-pressure mercury lamps (30W each). In the samples of the ETE to insular (activated sludge) added effluent of the rich tank of aeration in solids in suspension in the following percentages in volume 0.5%, 1% and 2.5%, with the purpose to simulate effluent treat with characteristics varied physicist-chemistries. After the application of doses that had varied of 10 - 100 mJ/cm² was observed that with a superficial dose of 40 the 60 mWs/cm² the ultraviolet radiation reached resulted of removal of coliformes above of 4 logarithmic houses. It was observed that the efficiency of the activation was not insignificant in the assays with eggs of helmintos (*Ascaris lumbricoides* and *Trichuris trichiura*) using doses of up to 100 mJ/cm². The carried through assays of disinfection with samples with cysts of protozoan (*Giardia lamblia* and *Cryptosporidium* sp) had presented resulted similar to the joined ones in the bibliography. The effluent one of the Estação Insular (activated sludge), after the disinfection UV with a dose of 30mJ/cm² reached a microbiological quality that in accordance with allowed to its use in unrestricted irrigation the recommendations of the WHO (World Health Organization).

WORDS KEY

Treatment of effluent; disinfection; radiation UV, Coliformes, Protozoários, helmintos.

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, a humanidade vem se defrontando com diversos problemas globais - financeiros, econômicos, ambientais e sociais. Nas questões ambientais a água em particular ocupa um lugar de destaque, pois as demandas estão se tornando cada vez maiores, sob o impacto do crescimento acelerado da população e pelos padrões de conforto e bem estar da vida moderna. No Brasil a qualidade das águas vem sendo degradada de uma maneira alarmante, e esse processo pode logo ser irreversível, sobretudo nas áreas mais densamente povoadas. O esgoto doméstico quando não tratado adequadamente é responsável por uma parcela significativa da poluição dos recursos hídricos além de ser um possível transmissor de diversas doenças (cólera, febre tifóide, doenças diarréicas, esquistossomose etc.).

Focalizado no impacto ambiental, o reuso de águas residuárias atua como medida mitigadora da degradação das águas subterrâneas e superficiais, por meio da redução da demanda por água dos mananciais. Nesse sentido, o reuso da água não considera somente a sua reutilização para o abastecimento doméstico, industrial (irrigação de parques e áreas ajardinadas, reserva de proteção contra incêndio, sistemas decorativos, construção civil, torres de resfriamento e processos industriais), agrícola e pecuário, mas também pondera a diluição dos despejos nos corpos d'água receptores, o uso de cursos de água receptores para abastecimento (reuso indireto), as atividades de recreação e desportos, a pesca recreativa, esportiva e comercial, e a geração de energia hidrelétrica. Nesse aspecto, o reuso de água deve sempre estar na pauta das atividades de gestão dos recursos hídricos, cumprindo seu papel importante na fase do planejamento da bacia hidrográfica (SOUZA,1997).

A Agenda 21 dedicou importância especial ao reuso, recomendando aos países participantes da ECO 92, a implementação de políticas de gestão dirigidas para o uso e reciclagem de efluentes, integrando proteção da saúde pública de grupos de risco, com práticas ambientais adequadas (CONFERÊNCIA DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO, 1996).

A possibilidade do reuso ou mesmo o lançamento do efluente tratado no meio ambiente sem que este acarrete riscos de transmissão de doenças de veiculação hídrica passa obrigatoriamente pela desinfecção de efluentes de esgoto sanitário.

Os processos de tratamentos convencionais para águas residuárias, tais como, sedimentação, lodos ativados, lagoas de estabilização ou filtros aeróbios removem 90 a 99 % de alguns microorganismos, tal eficiência não é suficiente para possibilitar o reuso do efluente (YANKO, 1993). Portanto é necessário utilizar um processo de desinfecção para complementar o tratamento.

Atualmente, no Brasil, poucos sistemas de tratamento de efluentes domésticos possuem uma etapa de desinfecção, um dos sistemas mais utilizados é de lagoas de maturação (ou polimento), e como este demanda grandes áreas tornam-se inviável em diversas situações.

Devido ao baixo custo e também pela praticidade de aplicação o cloro tornou-se o principal desinfetante utilizado tanto em águas de abastecimento quanto de esgotos sanitários. Quando se começou a utilizar o cloro a necessidade básica era impedir a transmissão de doenças de veiculação hídrica. Atualmente a preocupação não se restringe ao risco de contaminação por patogênicos mas também a possibilidade de ocorrência de subprodutos da desinfecção que podem ser prejudiciais à saúde humana. A utilização do cloro na desinfecção de efluentes embora bastante difundida pode gerar subprodutos tóxicos e cancerígenos como os trihalometanos, ácidos haloacéticos e compostos halogênicos orgânicos dissolvidos (LAZAROVA, 1999). O residual de cloro mesmo em baixa concentração, tem efeito tóxico à vida aquática. (DANIEL E CAMPOS, 1992).

A desinfecção através de ozônio tem uma eficiência comparável à do cloro e não mantém residual com ação desinfetante, o que é vantajoso no caso de esgotos sanitários. Por ser um oxidante pode gerar vários subprodutos pela quebra de moléculas orgânicas complexas. Segundo LANGLAIS *apud* por LAZAROVA 1999, não tem sido encontrados compostos tóxicos em efluentes secundários desinfetados com ozônio. O seu custo é relativamente alto na instalação e operação, além de exigir mão de obra qualificada.

O dióxido de cloro é um gás tóxico e deve ser gerado no local de uso, possui poder oxidante superior ao do cloro, pode ser usado como pré oxidante para melhoria da água bruta. Também não mantém residual desinfetante, o que é vantajoso para aplicação em esgoto sanitário. O dióxido de cloro não apresenta potencialidade de geração de compostos organoclorados, mas se decompõe em clorito e clorato que tem efeitos prejudiciais à saúde humana, como por

exemplo, a potencialidade de produzir anemia hemolítica (CONDIE, 1986 *apud* DANIEL, 1993).

A radiação UV é um componente invisível da radiação solar. No espectro eletromagnético situa-se entre a luz visível e o raio X, encontra-se na faixa de comprimento de onda de 100 a 400 nm, o seu efeito germicida encontra-se na faixa de 200 a 300 nm, com maior eficiência no comprimento de onda de 265nm.

As lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio são mais utilizadas como fonte de emissão de radiação UV, pois emitem a maior parte da radiação com comprimento de onda de 254 nm, muito próximo do comprimento ideal (265 nm). As lâmpadas de média pressão de vapor de mercúrio possuem alta potência, são utilizadas principalmente quando se trata de grandes vazões. Este tipo de lâmpada emite radiação de todo o espectro germicida. As suas vantagens são: seu custo relativo, simplicidade de implantação e operação, baixo tempo de contato e não produz residual tóxico. Essa técnica; tem se tornado uma eficiente alternativa de desinfecção frente ao cloro, pois apresenta comparável e freqüentemente melhor eficiência na remoção de vírus e bactéria (USEPA *apud* LAZAROVA 1999). Na desinfecção de efluentes tem-se a vantagem de não deixar residual e não tem a potencialidade de gerar subprodutos prejudiciais à saúde. Como desvantagens apresenta a possibilidade de reativação dos microrganismos se expostos a doses sub-letais, e alguns fatores podem interferir na eficiência da desinfecção, tais como: matéria dissolvida e em suspensão, que podem reduzir a intensidade da radiação tornando o processo oneroso.

A utilização de radiação ultravioleta na desinfecção de efluentes no Brasil começou a ser estudada no final da década de 70, mas com maior interesse apenas há alguns anos. Na Universidade Federal de Santa Catarina, mais especificamente no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental a desinfecção de efluentes vem se tornando uma importante linha de pesquisa. Os trabalhos voltados a melhoria da qualidade microbiológica dos efluentes foram iniciados com microfiltração por membranas pelo Prof. Flávio Rubens Lapolli, seguido por estudos com dióxido de cloro em efluentes domésticos tratados por lagoas de estabilização, posteriormente no ano de 2001 projetos financiados pelo PROSAB (Programa de Saneamento Básico) passaram a abranger a desinfecção por ozônio, dióxido de cloro e ultravioleta, resultando na publicação de diversos trabalhos e na formação de mestres em engenharia ambiental.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a radiação ultravioleta como alternativa para a desinfecção de efluentes domésticos tratados, verificando a possibilidade de reuso deste efluente.

2.2 Objetivos específicos

Comparar a eficácia da desinfecção através da radiação ultravioleta em efluentes domésticos tratados por diferentes sistemas de tratamento (Lodos ativados e reator anaeróbio).

Analisar a desinfecção utilizando como indicador *E. Coli*, comparando com outros estudos.

Avaliar a capacidade da radiação ultravioleta de inativar ovos de helmintos e cistos de protozoários.

Comparar ensaios de desinfecção utilizando efluente tratado e efluente tratado adicionado de sólidos em suspensão.

Verificar se efluentes domésticos tratados pelos sistemas da ETE Insular (lodo ativado) e Morro da Caixa (reator anaeróbio UASB) poderão ser reutilizados após a desinfecção por radiação ultravioleta.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 A desinfecção e a saúde pública

O interesse na desinfecção dos esgotos é cada vez maior, tendo em vista a crescente deterioração das fontes de abastecimento de água para consumo humano. O principal objetivo da desinfecção de esgotos é destruir os patogênicos entéricos, que podem estar presentes no efluente tratado, para tornar a água receptora segura para o uso posterior.

No passado, a opção escolhida para disposição dos esgotos foi o despejo no meio ambiente, em forma completamente descontrolada, seja em pequena escala (poços negros, fossas sépticas e sumidouros), ou em grande escala, com os sistemas coletores lançando diretamente nos rios. Até algumas décadas atrás existia abundante disponibilidade de águas subterrâneas e superficiais em bom grau de qualidade, e a capacidade de depuração natural do ambiente dissimulava os efeitos dos lançamentos dos dejetos e produtos residuais da atividade humana, diretamente no ambiente, sob a antiga premissa de que “a solução à contaminação é a diluição”.

Os efeitos da degradação estão cada vez mais evidentes. Todas as utilidades tradicionais da água como abastecimento, irrigação agrícola, reservatórios naturais, cultura de peixes, moluscos e recreação, entre outros, poderão ficar comprometidas, caso se mantenha a atual situação do setor de saneamento, levando a uma situação de escassez, carência e diminuição da qualidade de vida. O custo das águas para abastecimento está sendo cada vez maior, devido à necessidade de tratamentos mais caros para eliminar as substâncias que chegam junto com as águas das fontes de captação. Os tratamentos de esgotos até agora negligenciados por não darem lucros estão começando a ser alvo de atenção. Com sinais indicando que os organismos patogênicos conseguem passar as barreiras físico-químicas e biológicas dos tratamentos tradicionais de águas, focaliza-se a atenção atual nos processos de desinfecção (CHERNICHARO *et al*, 1999).

A relação entre doença e água contaminada já foi comprovada e demonstrada desde o século XIX. O contínuo crescimento populacional tem provocado crescente demanda por águas que são utilizadas principalmente para o consumo, recreação e irrigação de culturas agrícolas. Também tem aumentado a produção de esgotos e como conseqüência, a exposição do homem, de animais e de plantas aos esgotos que são lançados no meio ambiente, particularmente nos

corpos de água como: córregos, rios, lagos e represas. A segurança natural que existia antigamente, em relação aos aspectos diluição dos esgotos e distância dos pontos de lançamento, reduziu-se drasticamente, na medida em que vem aumentando o volume de esgotos gerados e o número de pontos de lançamento.

O risco de contaminação está relacionado ao fato de que os esgotos contêm uma série de organismos patogênicos que são excretados juntamente com as fezes de indivíduos infectados. Até mesmo os esgotos tratados em processos convencionais, como reatores anaeróbios, lodos ativados, filtros biológicos etc, podem contaminar fontes de água para abastecimento público, uso recreacional, irrigação de culturas, dessedentação de animais etc. Isso acontece porque os processos de tratamento de esgotos não são suficientemente eficientes na remoção de microrganismos patogênicos. Nesse sentido a desinfecção dos esgotos deve ser considerada quando se pretende reduzir os riscos de transmissão de doenças infecciosas, quando a probabilidade de ocorrer o contato humano, direto ou indireto, com as águas contaminadas (CHERNICHARO *et al*, 1999).

Os organismos patogênicos de maior preocupação, quando o homem é exposto a ambientes contaminados com esgotos são as bactérias e os vírus entéricos, além dos parasitas intestinais. Uma grande variedade destes organismos está sempre presente em todos os esgotos de origem doméstica, sendo que a sua transmissão para o homem pode ocorrer das seguintes formas:

- Ingestão direta de água não tratada.
- Ingestão direta de água tratada. Nesse caso, pressupõe-se alguma falha no sistema de tratamento ou de distribuição de água.
- Ingestão de alimentos infectados com patógenos presentes em águas contaminadas.
- Penetração resultante do contato da pele com a água contaminada.

3.2 Doenças de veiculação hídrica

As doenças de veiculação hídrica causam aproximadamente cinco milhões de mortes por ano, e pelo menos a metade são crianças. Segundo estudos nos países do terceiro mundo, uma criança, em média, experimenta mais de dois episódios de diarreia cada ano. As freqüentes diarreias deixam vítimas enfraquecidas e mal nutridas, tendo por resultado uma grande suscetibilidade às outras doenças. Os adultos embora mais resistentes que as crianças perdem produtividade na execução de trabalhos. Aproximadamente 50% das hospitalizações são por doenças vinculadas à água (ALWARD, *et al*, 1994 e UNICEF, 1995 *apud* BURCH 1998).

A Tabela 3.1 apresenta doenças relacionadas as águas contaminadas por esgotos.

Tabela 3.1 - Principais doenças relacionadas às águas contaminadas por esgotos

Forma de transmissão	Doença	Agente causador da doença
Ingestão de água contaminada	Disenteria bacilar	Bactéria (<i>Shigella dysenteirae</i>)
	Cólera	Bactéria (<i>Vibrio cholerae</i>)
	Leptospirose	Bactéria (<i>Leptospira</i>)
	Salmonelose	Bactéria (<i>Salmonella</i>)
	Febre tifóide	Bactéria (<i>Salmonella typhi</i>)
	Disenteria amebiana	Protozoário (<i>Entamoeba histolytica</i>)
	Giardiase	Protozoário (<i>Giardia lamblia</i>)
	Hepatite infecciosa	Vírus (vírus da hepatite A)
	Gastroenterite	Vírus (enterovírus, parvovírus, rotavírus)
	Paralisia infantil	Vírus (polioelites vírus)
Ingestão de água e alimentos contaminados	Ascariíase	Helminto (<i>Ascaris lumbricoides</i>)
	Tricuríase	Helminto (<i>Trichuris trichiura</i>)
	Ancilostomíase	Helminto (<i>Ancilostoma duodenale</i>)
Contato com água contaminada	Escabiose	Sama (<i>Sarcoptes scabiei</i>)
	Tracoma	Clamídea (<i>Chlamydia tracomatis</i>)
	Esquistossomose	Helminto (<i>Schistosoma</i>)

Fonte: Adaptado de BARROS *et al*, (1995) *apud* (CHERNICHARO *et al*, 1999).

Pode-se observar que o ciclo fecal-oral é a causa de transmissão da maioria destas doenças, pois qualquer contato entre as fezes de uma pessoa contaminada com o que outra pessoa ingere (água, alimento ou utensílios) pode resultar na propagação de doenças.

Por esta razão o saneamento básico é difundido como sendo eficaz na quebra do ciclo fecal-oral reduzindo a entrada de patogênicos. Geralmente, o contrapeso entre medidas de intervenção (desinfecção, instrução sobre higiene, fonte de água adicional e saneamento) deve ser pesado e avaliado com cuidado sobre os benefícios de cada medida adotada (BURCH, 1998). A desinfecção da água é uma das diversas intervenções que podem melhorar a saúde pública.

3.3 Reuso de água

A Agenda 21 dedicou importância especial ao reuso, recomendando aos países participantes da ECO92, a implementação de políticas de gestão dirigidas para o uso e reciclagem de efluentes, integrando proteção da saúde pública de grupos de risco, com práticas ambientais adequadas.

No Capítulo 21 - "Gestão ambientalmente adequada de resíduos líquidos e sólidos", Áreas programática B - "Maximizando o reuso e a reciclagem ambientalmente adequadas", estabeleceu, como objetivos básicos: "vitalizar e ampliar os sistemas nacionais de reuso e reciclagem de resíduos", e "tornar disponíveis informações, tecnologia e instrumentos de gestão apropriados para encorajar e tornar operacional, sistemas de reciclagem e uso de águas residuárias" (CONFERÊNCIA DAS NACOES UNIDAS SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO, 1996).

A reutilização de esgotos tratados é uma prática antiga em muitas partes do mundo, mas ainda pouco usada no Brasil. O reuso de águas é um assunto ainda tratado com certa reserva e até com preconceito (MOTA, 1997).

Embora não exista no Brasil uma legislação relativa, e nenhuma menção tenha sido feita sobre o tema na nova Política Nacional de recursos Hídricos (Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997), já se dispõe de uma primeira demonstração de vontade política, direcionada para a institucionalização do reuso. A "Conferência Interparlamentar sobre Desenvolvimento e Meio Ambiente" realizada em Brasília, em dezembro de 1992, recomendou, sob o item "Conservação e Gestão de Recursos para o Desenvolvimento", que se envidasse esforços, em

nível nacional, para "institucionalizar a reciclagem e reuso sempre que possível e promover o tratamento e a disposição de esgotos, de maneira a não poluir o meio ambiente".

3.3.1 Necessidade de Reuso

Nas regiões áridas e semi-áridas, a água se tornou um fator limitante para o desenvolvimento urbano, industrial e agrícola. Planejadores e entidades gestoras de recursos hídricos procuram continuamente novas fontes de recursos para complementar a pequena disponibilidade hídrica. Um exemplo dessa situação no Brasil está no polígono das secas no nordeste. Muitos países do oriente Médio, onde a precipitação média oscila entre 100 e 200 mm/ano, dependem de alguns poucos rios perenes e pequenos reservatórios de água subterrânea, geralmente localizados em regiões montanhosas de difícil acesso.

O fenômeno da escassez não é, entretanto, atributo exclusivo das regiões áridas e semi-áridas. Muitas regiões com recursos hídricos abundantes, mas insuficientes para atender a demanda excessivamente elevada, também experimentam conflitos de desenvolvimento econômico e a qualidade de vida. A Bacia do Alto Tiête, que abriga uma população superior a 15 milhões de habitantes e um dos maiores complexos industriais do mundo, dispõe, pela sua condição característica de manancial de cabeceira, vazões insuficientes para a demanda da região metropolitana de São Paulo e municípios circunvizinhos. Esta condição tem levado a uma busca incessante de recursos hídricos complementares de bacias vizinhas, que trazem, como consequência direta, aumentos consideráveis de custo, além dos evidentes problemas legais e político-institucionais associados (HESPANHOL, 1997)

As águas de qualidade inferior, tais como esgotos, particularmente de origem doméstica, águas de drenagem agrícola e águas salobras, devem sempre que possível, ser consideradas como fontes alternativas para usos menos restritivos.

3.3.2 Formas potenciais de reuso

Uma vez poluída, a água pode ser recuperada e reusada para fins diversos. A qualidade da água utilizada e o objeto específico do reuso, estabelecerão os níveis de tratamento recomendados, os critérios de segurança a serem adotados, os custos de capital, de operação e manutenção associados.

As possibilidades de reuso dependem de condições e fatores tais como, decisão política, esquemas institucionais, disponibilidade técnica e fatores econômicos, sociais e culturais. A **Figura 3.1** apresenta esquematicamente os tipos básicos de usos potenciais de esgotos tratados.

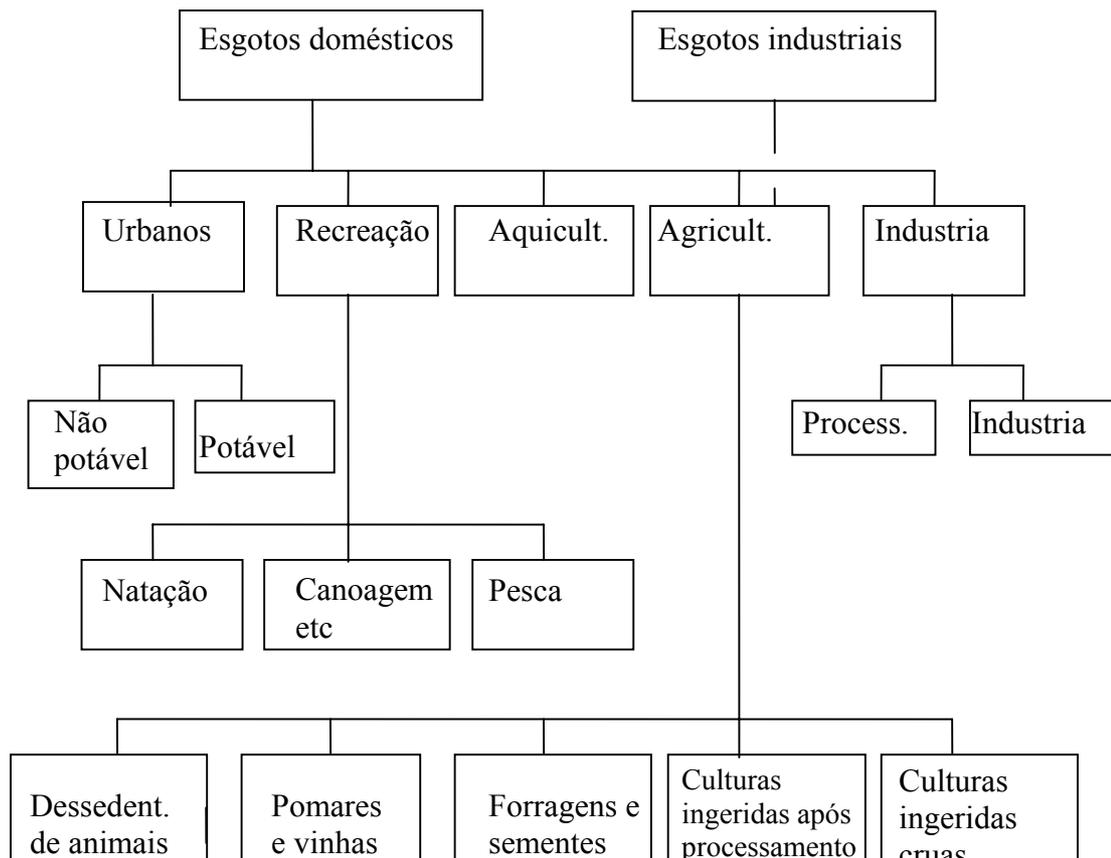


Figura 3.1 - Tipos básicos de usos potenciais de esgotos tratados (HESPANHOL, 1997).

3.3.2.1 Usos urbanos

Fins potáveis

A presença de organismos patogênicos e de compostos sintéticos na grande maioria dos efluentes disponíveis para reuso torna o uso potável praticamente inaceitável em vista do grande risco associado. Além disso, tratamentos avançados tornariam inviável economicamente o abastecimento público.

Todavia caso seja imprescindível a reutilização para fins potáveis devem ser obedecidos os seguintes critérios:

- Utilizar apenas sistemas de reuso indireto - que compreende a diluição dos esgotos, após tratamento, em um corpo hídrico (lago, reservatório ou aquífero subterrâneo), no qual, após tempos de detenção relativamente longos, é efetuado a captação, seguida de tratamento adequado e distribuição.
- Utilizar exclusivamente esgotos domésticos - devido a impossibilidade de identificar adequadamente a enorme quantidade de compostos de alto risco, particularmente micropoluentes orgânicos, presentes em efluentes industriais.
- Empregar barreiras múltiplas nos sistemas de tratamento.
- Obter aceitação pública e assumir responsabilidades pelo empreendimento.

Como os riscos são menores esta opção deve ser a primeira analisada ao se cogitar o reuso urbano. Os maiores potenciais são:

- irrigação de parques, jardins e gramados.
- reservas de proteção contra incêndios.
- Sistemas decorativos aquáticos (fontes, chafarizes, espelhos e quedas d'água).
- Descarga sanitária em banheiros públicos e em edifícios comerciais e industriais.
- Lavagem de trens e ônibus públicos.

3.3.2.2 Usos Industriais

Os usos industriais que apresentam possibilidade de ser viabilizados em áreas de concentração industrial significativa são:

- torres de resfriamento;
- caldeiras;

- construção civil, incluindo preparação e cura de concreto, e para compactação de solo;
- irrigação de áreas verdes, lavagem de pisos e alguns tipos de peças, principalmente na indústria mecânica;
- processos industriais.

3.3.2.3 Usos Agrícolas

A aplicação de esgotos domésticos, tratados convencionalmente, proporciona ao solo, principalmente, nitrogênio e fósforo, podendo ser reduzido o total necessário de fertilizantes comerciais, o que pode significar aumento do lucro para os agricultores (BISWAS, 1988 *apud* MOTA, 1997).

Os seguintes aspectos também tornam a irrigação interessante:

- Dificuldade crescente de identificar fontes alternativas de água para irrigação;
- custo elevado com fertilizantes;
- a segurança de que os riscos de saúde pública e impactos sobre o solo são mínimos se tomadas as devidas precauções;
- os elevados custos dos sistemas de tratamento, necessários para a descarga de efluentes em corpos receptores;
- a aceitação sócio-cultural da prática do reuso agrícola;
- o reconhecimento, pelos gestores de recursos hídricos, do valor intrínseco da prática.

O decaimento gradual e natural dos microrganismos patogênicos sobre o solo constitui outro valioso fator de segurança para reduzir os riscos potenciais para a saúde. A inativação dos microrganismos patogênicos por meio dos ultravioletas, da dessecação e dos predadores biológicos naturais, quando se utilizam efluentes para irrigação, pode produzir uma redução suplementar de 90 a 99% após poucos dias de utilização.

Na tabela 3.2 são apresentados as diretrizes recomendadas pela OMS para a qualidade das águas residuárias utilizadas na agricultura.

Tabela 3.2 . Diretrizes recomendadas para a qualidade microbiológica das águas residuárias utilizadas na agricultura¹.

Categoria	Condições de aproveitamento	Grupo exposto	Nematóides intestinais ² (média aritmética ovosL ⁻¹) ³	Coliformes fecais (média geométrica 100mL ⁻¹)	Tratamento requerido (para se obter a qualidade microbiológica exigida).
A	Irrigação de culturas consumidas cruas, campos esportivos, jardins públicos	Trabalhadores, consumidores, público.	≤ 1	≤ 1.000 ⁴	Série de lagoas de estabilização que permitem obter a qualidade microbiológica indicada ou equivalente.
B	Irrigação de culturas de cereais, industriais e forrageiras, prados e árvores. ⁵	Trabalhadores	< 1	Não se recomenda nenhuma norma	Detenção em lagoas de estabilização por 8 a 10 dias que permitem obter a qualidade de microbiológica indicada ou o tratamento equivalente.
C	Irrigação localizada na Categoria B, quando nem os trabalhadores nem o público estão expostos	Ninguém	Não se aplica	Não se aplica	Tratamento prévio segundo necessidade da tecnologia de irrigação, porém não menos que sedimentação primária.

¹ Em casos específicos, deve-se considerar os fatores epidemiológicos, socioculturais de cada região e modificar os padrões de acordo com sua exigência.

² Espécies *Ascaris* e *Trichuris* e *Ancilostomas*.

³ Durante o período de irrigação.

⁴ Convém estabelecer uma diretriz mais restrita (<200 CF 100mL⁻¹) para prado público, como os hotéis, nos quais o público pode entrar em contato direto.

⁵ No caso de árvores frutíferas, a irrigação deve cessar duas semanas antes da colheita da fruta e esta não deve ser colocada na superfície do solo. Não é conveniente irrigar por aspersão.

(ADAPTADO DE LÉON 1999)

3.4 Fundamentos da desinfecção

3.4.1 Princípios de inativação de microrganismos

A desinfecção refere-se a destruição seletiva de organismos causadores de doenças, sem que seja necessária a eliminação de todos os organismos. É usualmente conseguida pelo uso de agentes químicos e físicos; meios mecânicos e radiação.

Existem quatro mecanismos propostos para explicar a ação dos desinfetantes: danificação da parede celular; alteração da permeabilidade da célula; alteração da natureza coloidal do protoplasma e inibição da atividade enzimática. (METCALF & EDDY, 1991)

Segundo METCALF & EDDY (1991), para se conseguir uma desinfecção efetiva, os seguintes fatores principais devem se considerados: tempo de contato, concentração, tipo, intensidade e natureza dos agentes químico e físico, temperatura, número e tipo de microrganismos e natureza do líquido.

3.4.2 Tempo de contato

Segundo DANIEL (1993), o tempo de contato do organismo com o agente desinfetante constitui-se em uma das principais variáveis do processo de desinfecção. Em geral, para uma dada concentração de desinfetante, a destruição é tanto maior quanto mais elevado for o tempo de contato.

3.4.3 Concentração e tipo de agente químico

Dependendo do tipo de desinfetante, e dentro de certos limites, a eficiência da desinfecção depende da concentração do agente químico, de acordo com a seguinte equação:

$$C^n \times t = \text{constante}$$

Na qual:

C = concentração do desinfetante

n = constante

t = tempo necessário para se atingir um percentual constante de destruição.

3.4.4 Intensidade e natureza do agente físico

Alguns exemplos de agentes físicos são o calor e a luz. Nesses casos, a eficiência da desinfecção depende da intensidade da radiação.

3.4.5 Temperatura

O efeito da temperatura na taxa de eliminação de microrganismos pode ser representada pela relação de van't Hoff-Arrhenius, na qual o aumento da temperatura resulta na aceleração do processo de desinfecção.

3.4.6 Número de microrganismos

A concentração de organismos no esgoto influencia o processo de desinfecção, uma vez que, quanto mais elevado o número inicial, maior será o tempo requerido para se conseguir a eliminação dos mesmos. No entanto, a concentração inicial não exerce influência sobre a eficiência de desinfecção, ou seja, para uma mesma dose aplicada, a relação N/N_0 praticamente não se altera, independente da concentração inicial.

3.4.7 Tipos de organismos

A eficiência dos diversos tipos de desinfetantes é influenciada pela natureza e condições dos microrganismos. Por exemplo, as células bacterianas viáveis são eliminadas facilmente, enquanto esporos de bactérias são extremamente resistentes, sendo que a maioria dos desinfetantes normalmente utilizados tem pouco ou nenhum efeito sobre estes. Nesses casos, outros agentes, como o calor, podem ser necessários.

3.4.8 Natureza do líquido

Além dos fatores mencionados anteriormente, também a natureza do líquido submetido à desinfecção deve ser avaliada criteriosamente. Por exemplo, os materiais orgânicos presentes reagem com a maioria dos agentes oxidantes e reduzem a sua eficiência.

Há muitos fatores que influenciam na eficiência da desinfecção, destacando-se as características físicas, químicas e biológicas da água a ser desinfetada, o tipo e dosagem do desinfetante e o tempo de contato.

Portanto para cada tipo de efluente há um agente que melhor se adapta para o seu tratamento. No quadro 3.1 mostra-se como e quando cada uma das principais alternativas de desinfecção poderão ser usadas.

Quadro 3.1 - Aplicabilidade das principais alternativas de desinfecção

Parâmetro	Cloração com Cl₂	Cloração e Descloração	Dióxido de Cloro	Ozônio	Ultravioleta
Tamanho da estação	Todos os tamanhos	Todos os tamanhos	Pequeno a médio	Médio a grande	Pequeno a médio
Nível de tratamento	Todos os níveis	Todos os níveis	Secundário	Secundário	Secundário
Confiabilidade dos equipamentos	Boa	Razoável a boa	Razoável a boa	Razoável a boa	Razoável a boa
Controle do processo	Bem desenvolvido	Razoável a bem desenvolvido	Razoável a bem desenvolvido	Razoável a bem desenvolvido	Razoável a bem desenvolvido
Complexidade relativa da tecnologia	Simples a moderada	moderada	Moderada	Complexa	Simples a moderada
Preocupação com segurança	Alta	Alta	Alta	Alta	Moderada
Efeito bactericida	Bom	Bom	Bom	Bom	Bom
Efeito virucida	Ruim	Ruim	Bom	Bom	Bom
Toxicidade para os peixes	Tóxico	Não tóxico	Tóxico	Não esperada	Não tóxico
Subprodutos prejudiciais	Sim	Sim	Sim	Não esperados	Não
Persistência do residual	Longa	Não	Moderada	Não	Não
Tempo de contato	Longo	Longo	Moderado a longo	Moderado	Curto
Contribuição para oxigênio dissolvido	Não	Não	Não	Sim	Não
Reação com amônia	Sim	Sim	Não	Sim (com pH elevado)	Não
Remoção de cor	Moderada	Moderada	Sim	Sim	Não
Aumento de sólidos dissolvidos	Sim	Sim	Sim	Não	Não
Dependência do pH	Sim	Sim	Não	Pequena (pH elevado)	Não

Sensível a operação e manutenção	Mínima	Moderada	Moderada	Elevada	Moderada
Corrosivo	Sim	Sim	Sim	Sim	Não

Fonte: USEPA (1996) *apud* (CHERNICHARO *et al* 1999).

Alguns fatores são importantes e devem ser levados em consideração na escolha do tipo de desinfetante a ser usado. No quadro 1.2 pode-se observar alguns fatores que afetam a sua ação.

Quadro 3.2 - Fatores que afetam a ação dos desinfetantes

FATOR	AÇÃO
Mistura inicial	É um passo crítico para a desinfecção com produtos químicos. O desinfetante deve ser disperso em toda massa líquida. Se a mistura alicada for prolongada, o desinfetante pode reagir com compostos presentes no efluente, os quais podem reduzir a eficiência.
Tempo de contato	Tempo durante o qual os organismos no fluido são expostos diretamente ao agente químico ou intensidade (UV).
Concentração e tipo de agente químico ou intensidade e natureza do agente físico	Dose= Concentração x tempo de contato com o agente químico Dose = intensidade x tempo de exposição
Temperatura	Afeta a reatividade e a constante de ionização do agente químico.
Número de organismos	Importantes no desenvolvimento da cinética de desinfecção. Organismos livres nadantes são menos importantes que microrganismos protegidos em partículas ou bactérias aglomeradas.
Tipo de organismo	Diferentes organismos têm resistência variável a diferentes agentes desinfetantes.
Tipo de organismo	Influencia significativamente na eficiência do agente desinfetante. Compostos na água podem reagir com desinfetantes químicos ou absorver energia. (UV)

Fonte: CRITES & TCHOBANOGLIOUS (1998)

LAZOROVA *et. al*, (1999), faz algumas comparações entre diferentes processos de desinfecção (Tabela 3.3), permitindo que se faça uma avaliação técnica e econômica de cada processo.

Tabela 3.3 - Comparação de características técnico-econômicas de algumas tecnologias de desinfecção.

Características /critério	Cloração /descloração	Ultravioleta	Ozônio	Micro filtração	Ultra filtração
Segurança	+	+++	++	+++	+++
Remoção de bactérias	++	++	++	+++	+++
Remoção de vírus	+	+	++	+	+++
Residual tóxico	+++	-	+	-	-
Custos operacionais	+	+	++	+++	+++
Custos de investimento	++	++	+++	+++	+++

“-” nenhum, “+” baixo, “++” médio, “+++” alto.

Adaptado de LAZOROVA *et. al*, (1999).

Antes de se escolher o processo de desinfecção a ser utilizado deve-se realizar testes em laboratório (escala piloto), para que se possa observar a eficiência do processo diante das variações do efluente e a respostas para diferentes doses do desinfetante, assim obtendo-se uma estimativa dos custos envolvidos na implantação, manutenção e operação do processo.

3.5 Ozônio

Desenvolvido na Europa há mais de um século para tratamento de água potável, desde 1975 tem sido usado para desinfecção de águas residuárias nos Estados Unidos. (LAZAROVA, 1999).

O ozônio é um gás alotrópico do oxigênio, foi utilizado inicialmente para desinfecção de água de abastecimento, para remover cor, sabor e odor. Data de 1906, em Nice, França, uso do ozônio pela primeira vez, para desinfecção de água. A finalidade do tratamento com ozônio difere nos usos para desinfecção de água e para desinfecção de esgoto. No primeiro caso, a inativação dos organismos patogênicos é obrigatoriamente total, enquanto que no segundo caso é, permitida a inativação parcial dos patogênicos, com concentração residual de microrganismos variando de acordo com o uso pretendido para esgoto tratado. (CHERNICHARO *et al*, 1999).

O ozônio é um oxidante extremamente forte, e por esta característica tem sido usado na desinfecção de água de abastecimento público e esgotos tratados. Por causa de sua instabilidade química se decompõe em oxigênio muito rapidamente após sua geração e, portanto, deve ser gerado próximo do ponto de uso (CRITES *et al*, 1998).

A geração do ozônio ocorre quando se aplica uma descarga elétrica em um gás contendo oxigênio, e esse é dissociado pela energia recebida pelos átomos e subsequentemente colide com um oxigênio molecular e forma o gás instável, ozônio (O₃). (USEPA, 1999)

Os principais parâmetros que influenciam a produção de ozônio são a tensão e a frequência da corrente elétrica, assim como a qualidade e a pureza do gás utilizado. Para efeito de economia o ar é utilizado como vetor de oxigênio, mas a concentração de ozônio na corrente gasosa não ultrapassa 40g/Nm³, sendo uma concentração ótima econômica situada em torno de 20g/Nm³. Com oxigênio puro, as concentrações econômicas são da ordem de 60 a 70 g/Nm³, mas sendo possível atingir 130 g/Nm³ (CHERNICHARO *et al*, 1999).

Segundo ORTH *et al*. (1987) o ozônio é um biocida bastante efetivo para destruição de bactérias, fungos e vírus, podendo ser utilizado para desinfecção de efluentes após tratamento biológico adequado. Atua sobre as bactérias oxidando cataliticamente as proteínas, causando a lise da célula. O ataque aos vírus se processa de forma semelhante. É efetivo na destruição de bactérias, vírus e protozoários em formas encistadas, como *Giardia* e *Cryptosporidium*. Como em muitos processos a qualidade do efluente a ser desinfetado tem forte influencia na eficiência da ozonização. A matéria oxidável presente no efluente contribui para a demanda de ozônio.

Além da desinfecção o ozônio oxida matéria orgânica e inorgânica, e auxilia na remoção de cor e turbidez.

Os sistemas de ozonização geralmente são baseados no conceito CT (concentração x tempo), ou seja, o produto da concentração pelo tempo de detenção hidráulico. Não tem sido encontrado compostos tóxicos em efluente secundário ozonizado. A principal vantagem do ozônio é a alta eficiência na desinfecção da maioria dos patogênicos presentes nos esgotos domésticos (bactéria, vírus e parasitas). Esse processo também melhora a qualidade físico-química da água, pois oxida a matéria orgânica e inorgânica, auxiliando na remoção da cor e turbidez. É uma solução aceitável para grandes estações de tratamento que exigem alta eficiência na remoção de vírus (LAZAROVA 1999).

Segundo ORTH *et al*, (1987) existem muitos fatores que influenciam a dosagem de ozônio para desinfecção até os padrões estabelecidos para descarte de efluentes. As características dos efluentes e a eficiência de transferência de ozônio são basicamente os principais fatores. As características físico-químicas do efluente influenciam a dosagem necessária de ozônio para a obtenção da desinfecção dentro dos parâmetros desejados, de duas formas:

- a) Compostos que consomem ozônio diminuindo sua disposição para efetiva desinfecção.
- b) Existência de sólidos que dificultam o contato direto entre o ozônio e a membrana externa dos patógenos.

Existem também alguns compostos que apresentam velocidades de reação elevada com o ozônio, reduzindo seu residual e levando a um aumento de dosagem significativa para se obter a desinfecção desejada.

3.5.1 Fatores que influenciam no processo

De acordo com CHERNICHARO *et al*, (1999) as principais variáveis que influenciam a eficiência do processo de desinfecção são: o pH, a alcalinidade, a temperatura, a matéria orgânica, os sólidos em suspensão, a concentração em ozônio dissolvido (ou ozônio residual) e os sistemas de contato ar ozonizado-água (tanque de contato).

- pH: em meio alcalino, o ozônio se decompõe mais rapidamente. Por outro lado, mantendo-se um residual constante, as atividades bactericidas e virucida ficam estáveis na faixa de pH 5,6 a 9,8.
- Alcalinidade: a presença de bicarbonato e carbonato inibe a decomposição do ozônio, mantendo-o na forma molecular, que é mais eficiente para a desinfecção.
- Temperatura: variações de temperatura compreendidas entre 0 e 37°C afetam relativamente pouco a eficiência desinfetante do ozônio. Nos casos mais extremos, a elevação da temperatura aumenta a cinética de inativação dos microrganismos.

- Matéria orgânica: grande quantidade de matéria orgânica resulta em maior demanda de desinfetante. Neste caso, o ozônio residual dissolvido na água aparece somente quando a taxa de desinfetante injetado ultrapassa a quantidade crítica correspondente á demanda de ozônio. Antes do surgimento de residual, pode-se observar a oxidação da matéria orgânica e, paralelamente a inativação de microrganismos de 1 a 2 log. Este fenômeno, interessante para o tratamento de esgoto, pode ser explicado pela existência de zona de forte concentração em ozônio na interface da fase líquido-ar ozonizado. Isto levou a proposições de novas tecnologias para melhor dispersão do ozônio no tanque de contato.
- Sólidos em suspensão: os sólidos em suspensão representam, em diversas ocasiões, veículo que possibilita a adsorção de microrganismos. Com freqüência, esta adsorção limita o efeito do ozônio e diminui a eficiência do processo de desinfecção, fazendo com que fração da quantidade de microrganismos seja dificilmente inativável, mesmo na presença de elevadas doses de ozônio.
- Ozônio residual: o ozônio residual é habitualmente considerado como parâmetro chave no término da desinfecção de águas. Após a aparição de ozônio residual na água, ou no esgoto, em concentração que atenda o mínimo exigido, as curvas de sobrevivência de microrganismos apresentam descontinuidade importante, traduzindo um aumento da cinética de inativação dos germes (comumente se fala de presença ou ausência). Em presença de ozônio residual, na faixa entre 0,1 e 0,4 mg/L, a cinética de inativação de microrganismos em particular dos vírus, pode ser descrita como uma reação de primeira ordem. Esta inativação resulta num aumento importante do potencial de oxi-redução e ocorre relativamente rápida, entre dez segundos e cinco minutos, dependendo do tipo de microrganismo.

No quadro 3.3, são apresentados algumas vantagens e desvantagens da utilização do ozônio na desinfecção de efluentes.

Quadro 3.3 - Vantagens e desvantagem do uso do ozônio na desinfecção de efluentes

Vantagens	Desvantagens
É mais efetivo que o cloro na destruição de vírus e bactérias.	Baixas doses podem não inativar efetivamente alguns vírus, esporos e cistos.
Utiliza curto tempo de contato.	É muito mais complexo que a utilização do cloro ou ultravioleta, requerendo equipamento sofisticado.
Não há residual que necessite ser removido pois o ozônio se decompõe rapidamente.	É muito reativo e corrosivo, requerendo material resistente.
Não há recrescimento de microrganismos, exceto por aqueles que foram protegidos por partículas de sólidos.	Não é economicamente viável para efluentes com elevados níveis de sólidos em suspensão (SS), (DBO), (DQO) e carbono orgânico.
É gerado no local e, portanto, há menos problemas associados com transporte e manuseio.	É extremamente irritante e possivelmente tóxico, devendo-se evitar a exposição.
Eleva a concentração de oxigênio dissolvido no efluente.	O custo pode ser relativamente alto em capital e energia.

Fonte: USEPA (1999).

3.5.2 Toxicidade a saúde e ao meio ambiente

O ozônio é pouco tóxico para os organismos aquáticos, sendo que os riscos mais freqüentes evocados referem-se à formação de compostos mutagênicos, a partir dos numerosos produtos residuais a industriais. (CHERNICHARO *et al* 1999).

O ozônio reage com os grupos insaturados rompendo as ligações duplas de carbono-carbono para produzir cetonas, aldeídos ou ácidos. Isto indica que o desaparecimento da cor causada por substâncias húmicas não significa necessariamente que todos os compostos iniciais tenham sido convertidos a dióxido de carbono e água, mas simplesmente que os grupos saturados não conjugados responsáveis pela cor original tenham sido destruídos (RICE *et al*, *apud* DANIEL, 1993).

Há evidências de que alguns subprodutos da ozonização podem ser cancerígenos. BULL *apud* DANIEL (1993) realizou uma série de experimentos com o objetivo de estudar os efeitos destes subprodutos. Esse pesquisador utilizou camundongos nos quais foram administrados subcutaneamente no dorso os subprodutos potencialmente cancerígenos, obtidos na água do rio Ohio, no Estados Unidos da América, tratada e desinfetada com cloro, cloramina, dióxido de cloro e ozônio. Os resultados obtidos sugerem que toda atividade cancerígena observada nestes experimentos é aparentemente devida aos subprodutos da reação dos desinfetantes. Em relação aos outros desinfetantes estudados (cloraminas, cloro e dióxido de cloro) os subprodutos da ozonização foram os que mais causaram tumores em ratos.

3.6 Desinfecção por meio do cloro

A desinfecção é o processo em que se usa um agente químico ou físico, com o objetivo principal de eliminar microrganismos patogênicos presentes na água, incluindo bactérias, protozoários e vírus, além de algas. Estes agentes provocam a destruição da estrutura celular, interferem no metabolismo, inativam enzimas, interferem na biossíntese e no crescimento celular, bloqueando a síntese de proteínas, ácidos nucleicos e coenzimas (BORGES e GUIMARÃES, 2000).

De uso amplo, tanto por questões de custo competitivo, quanto pelo domínio da técnica de aplicação e controle e da disponibilidade, o cloro na forma de gás de hipoclorito de sódio ou hipoclorito de cálcio, é o desinfetante mais disseminado no Brasil e na maioria dos países. Quando aplicado à água possibilita a manutenção de um residual, que é importante para garantir a qualidade da água desde a saída da ETA até a chegada ao consumidor. Para o esgoto o residual deixa de ser interessante, pois é tóxico à biota do corpo receptor ou aos organismos quando reusado para piscicultura. Se aplicado em irrigação pode não afetar o solo e os vegetais (DANIEL, 2000).

O principal objetivo da cloração dos esgotos sanitários é a prevenção da disseminação das doenças de veiculação hídrica. A primeira aplicação do cloro para fins de saúde pública parece ter ocorrido em 1831, quando este foi usado como agente profilático durante a epidemia europeia de cólera (BELOHALAV & McBEE, *apud* CHERNICHARO *et al*, 1999).

A utilização crescente do cloro na desinfecção de esgotos ocorreu a partir da primeira década do século 20, quando foram iniciadas investigações mais sistemáticas sobre a eficiência desse elemento. No final da década de 50, aproximadamente 30% das estações de tratamento já praticavam a cloração de esgotos, sendo que este percentual de desinfecção beneficiava aproximadamente 50% da população com esgotos tratados. (CHERNICHARO *et al*, 1999).

A cloração (com cloro gasoso ou com hipoclorito de sódio) é o método mais utilizado na desinfecção de águas para fins de abastecimento público e esgotos no Brasil (BORGES e GUIMARÃES, 2000).

O requisito de cloro na desinfecção é fortemente influenciado pela suas características do efluente. Compostos orgânicos, despejos industriais, bem como as concentrações de amônia afetam fortemente a demanda. Uma cloração efetiva pode ser alcançada associando-se as características do reator de contato com estratégias de controle do processo. Tipicamente utilizada-se na desinfecção de efluentes domésticos tratados uma dosagem de cloro de 5-20 mg/l e um tempo de contato de 30-60 minutos. Altas doses são necessárias para efluentes de baixa qualidade (LAZAROVA *et al*, 1999).

Muitos estudos têm sugerido que a eficiência da desinfecção é fortemente afetada pela nitrificação (concentrações de amônia, nitrito e nitrato), e em particular pela presença de nitrito (CALMER *apud* LAZAROVA, 1999).

3.6.1 Características dos principais compostos clorados

Os principais compostos a base de cloro utilizados na desinfecção são: o cloro, na sua forma gasosa, o hipoclorito, e o dióxido de cloro. Os mecanismos fundamentais de atuação do cloro e os problemas advindos de sua utilização na desinfecção de esgotos podem estar relacionados, em muitos casos, às propriedades físicas do agente desinfetante e às reações químicas com outros constituintes que eventualmente estejam presentes nos esgotos.

O cloro molecular (Cl_2) é um gás de densidade maior que o ar à temperatura e à pressão ambientes. Quando comprimido a pressões superiores à sua pressão de vapor, o cloro se condensa em um líquido, com a conseqüente liberação de calor e redução de volume em cerca de 450 vezes. Essa é a razão pela qual o transporte comercial de cloro é usualmente feito em

cilindros pressurizados, que possibilitam uma substancial redução do volume. No entanto, quando se necessita fazer a aplicação do cloro na forma gasosa, muitas vezes torna-se necessário suprir energia térmica para vaporizar o cloro líquido comprimido.

Algumas das principais características físicas do cloro estão na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 – Propriedades físicas do cloro

Propriedade	Cloro líquido	Cloro gasoso
Afinidade pela água	Pequena	Pequena
Ponto de ebulição (a 1 atm)	-34,05°C	-
Cor	Âmbar claro	Amarelo acinzentado
Corrosividade	Extremamente corrosivo ao aço, na presença de pequena quantidade de umidade	Extremamente corrosivo ao aço na presença de pequena quantidade de umidade.
Densidade	1422 Kg/m ³ (a 16°C)	3,2 Kg/m ³ (a 1,1 °C e 1atm)
Limites de explosão (no ar)	Não explosivo	Não explosivo
Inflamabilidade	Não inflamável	Não inflamável
Odor	Penetrante e irritante	Penetrante e irritante
Solubilidade	-	Abaixo de 9,6 °C
Gravidade específica (em relação à água a 4°C)	1,468	-
Viscosidade	0,0385 centipoise (a 0°C)	167,9 micropoise (a 100°C)

Fonte: USEPA (1986) e WEF (1992) adaptado por CHERNICHARO *et al*, 1999.

Quando o cloro gasoso, ou uma das formas de hipoclorito é adicionado a uma água contendo quantidades desprezíveis de nitrogênio, matéria orgânica e outras substâncias que demandam cloro, estabelece-se, rapidamente, um equilíbrio entre as várias espécies químicas em solução. O cloro atua como um agente oxidante poderoso e freqüentemente se dissipa no meio, tão rapidamente, que pouca desinfecção é conseguida até que quantidades significantes da demanda de cloro tenham sido aplicadas. O termo cloro livre disponível é utilizado para se referir á concentração total de cloro molecular (Cl₂), ácido hipocloroso (HOCl) e íon hipoclorito (OCl⁻).

3.6.2 Vantagens e desvantagens da desinfecção por cloração

Dentre as várias vantagens da cloração da água e esgoto, pode-se citar:

- Remoção da cor;
- remoção de odor;
- efetivo biocida;
- método de desinfecção fácil e barato;
- método mais utilizado e mais conhecido;
- relativamente seguras a utilização na forma de hipoclorito de cálcio e sódio.

Dentre as desvantagens, destacam-se:

- Potencialidade de formação de subprodutos;
- baixa inativação de esporos, cistos alguns vírus, utilizando-se as dosagens recomendadas para remoção de coliformes fecais;
- se necessário, a descloração pode aumentar os custos entre 20 e 30%;
- o cloro gasoso é perigoso e corrosivo;
- o hipoclorito de sódio degrada com o tempo e com exposição à luz;
- a cloração é menos efetiva com pH elevado.

3.6.3 Possibilidade de geração de subprodutos

Durante a cloração com cloro livre, o cloro molecular em meio aquoso, forma o ácido hipocloroso, HOCl. Uma parte deste ácido formado se dissocia para formar o ânion hipoclorito (OCl⁻) e o íon hidrogênio (H⁺). Portanto a extensão desta reação depende do pH do meio. Se o ânion brometo estiver presente durante o processo de desinfecção ele é oxidado a ácido hipobromoso (HBrO). Os ácidos hipocloroso e hipobromoso reagem com material orgânico de ocorrência natural (MON) em água para formar subprodutos dentre os quais os trihalometanos (THMs). As quatro principais espécies de trihalometanos que são formadas são: clorofórmio (CHCl₃), bromodiclorometano (CHBrCl₂), dibromoclorometano (CHBr₂Cl) e o tribromometano (CHBr₃). A soma da concentração destes compostos é denominada TTHM – trihalometanos totais. (BORGES e GUIMARÃES, 2000).

Segundo MOHAMED *et al apud* FIGUEIREDO *at al*, (1999), a taxa de formação de trihalometanos em função do tempo e dosagem de cloro, manifesta-se em três intervalos seqüenciais e principais na dosagem de cloro – onde a formação de THMs mantêm um padrão definido. No primeiro intervalo ocorre a demanda imediata de cloro, devido principalmente à reação deste com compostos inorgânicos, tais como sulfeto, ferro e amônia, levando à produção de somente traços de THMs. No segundo intervalo o cloro adicional começa a reagir com a matéria orgânica (precursores) presente. Neste intervalo a relação entre a dosagem e a produção de THMs é quase linear. Mantendo-se a concentração de cloro residual, após as demandas anteriores, verifica-se um terceiro intervalo onde a produção de THMs é insignificante. Segundo esses autores, a produção de THMs pode alcançar valores altos com o aumento da dosagem, podendo ultrapassar o limite da legislação.

FIGUEIREDO *et al* (1999) simularam uma ETA em um sistema de bancada para estudar a formação dos trihalometanos e observaram que o composto clorofórmio prevaleceu em relação aos demais, indicando ser esta forma a mais preocupante. Pela ordem, do mais até o menos produzido, obteve-se a seguinte seqüência em todas as fases do experimento: clorofórmio, ou triclorometano (CHCl_3); bromodiclorometano (CHBrCl_2); dibromoclorometano (CHBr_2Cl); e, bromofórmio, ou tribromometano (CHBr_3).

3.6.4 Efeitos sobre a saúde humana e ambiente

A preocupação com o uso do cloro se deve a formação de subprodutos organoclorados, potencialmente prejudiciais a saúde humana, podendo ser cancerígenos, mutagênicos ou teratogênicos.

Segundo DANIEL (2000), a formação de trihalometanos (THM) advém da reação do cloro com substâncias húmicas e em menor proporção da reação do cloro com a matéria orgânica presente no esgoto sanitário. Essa preocupação é maior quando se trata de água de abastecimento. No caso do esgoto que é lançado, os subprodutos podem ser decompostos no ambiente, removidos por “stripping” ou adsorvidos. Mesmo no ambiente não se sabe até que ponto estes compostos podem ser prejudiciais, se são resistentes, podendo atingir as ETAs persistindo até a água final ou se são cumulativos nos animais e vegetais podendo atingir os humanos que consumirem esses produtos.

CANTOR *apud* HELLER (1996) afirma que os estudos epidemiológicos e toxicológicos já realizados sugerem que os riscos dos subprodutos do cloro são provavelmente elevados, sobretudo para o câncer de bexiga e do reto. Lembra ainda que os trihalometanos correspondem a menos da metade dos halogenados orgânicos e que há uma crescente evidência de a maior parte da toxicidade localizar-se na fração não volátil dos subprodutos (os trihalometanos são voláteis).

Deve-se considerar que a reação do cloro com a formação de THM e outros produtos organoclorados ocorrem em menor proporção que os produtos da oxidação, que forma gás carbônico, água, monocloraminas, dicloraminas, sulfatos, ferro férrico, dentre outros. A reação de formação de subprodutos organoclorados é lenta e ocorre por adição de cloro em ligações insaturadas de carbono-carbono ou por substituição de hidrogênio em compostos aromáticos (substituição eletrófila) (DANIEL, 2000).

Segundo HELLER (1996) é importante destacar que não apenas subprodutos do cloro apresentam evidências de risco a saúde, mas também do ozônio (formaldeído, bromato), do dióxido de cloro (clorito) e das cloraminas (cloreto de cianogênio).

No entanto na eliminação da desinfecção com cloro ou sua substituição por outro desinfetante, é necessário avaliar conscientemente a relação benefício-prejuízo. Os males causados pelos subprodutos da cloração podem ser menos prejudiciais à saúde que as doenças de veiculação hídrica, as quais a população estará sujeita caso não haja nenhum tipo de desinfecção.

3.7 Desinfecção com Dióxido de cloro (ClO₂)

Descoberto no início do século XIX, em 1811, através da acidificação de clorato de potássio com ácido sulfúrico ou ácido hidrocloreto. Somente com a descoberta do clorito de sódio na década de 40, a produção do dióxido de cloro tornou-se viável do ponto de vista comercial (DI BERNARDO, 1993).

O dióxido de cloro apresenta grandes vantagens como alternativa de desinfecção em relação ao cloro. Tem sido testado e aplicado no em efluentes para reuso na China, França, Israel e Estados Unidos. (NARKIS, 1998 *apud* LAZAROVA, 1999)

A utilização do dióxido de cloro pressupõe a sua geração *in loco*, a partir do clorito de sódio, clorato de sódio ou do ácido clorídrico. O dióxido de cloro é uma molécula neutra na qual o cloro está em estado de oxidação +4. Este gás deve ser preparado no local de uso, porque reage vigorosamente com agentes redutores, quando está em altas concentrações, não pode ser armazenado.(CHERNICHARO *et al*, 1999).

O gás torna-se explosivo a partir de uma concentração superior a 300 g/m³, mas seu comportamento em solução aquosa pode ser estável durante muito tempo, se houver condições adequadas para isto, como a pureza da solução aquosa, o pH da solução ser inferior a 7, a temperatura inferior a 25 °C e o ambiente sem a presença de luz. Se estas condições não forem obedecidas haverá uma aceleração na decomposição do mesmo (RIBEIRO *et al*, 1999).

Para utilização na indústria, nos processos de tratamento de água potável ou residuária, o ClO₂, pode ser obtido através de várias maneiras utilizando-se o clorito de sódio com os seguintes reagentes: cloro dissolvido, ácido clorídrico, cloro gasoso, ácidos orgânicos e reações eletroquímicas (RIBEIRO *et al*, 1999).

Segundo DANIEL (2000) há dois processos principais de geração em escala industrial: um usando o cloro gasoso e clorito de sódio e outro usando ácido clorídrico e clorito de sódio. O processo que emprega cloro gasoso necessita, para aumentar o rendimento da reação, de cloro em excesso (em torno de 5% além da estequiometria). Esse excesso de gás cloro forma ácido hipocloroso que poderá reagir coma matéria orgânica formando trihalometanos.

A característica química mais destacada do dióxido de cloro é a sua capacidade de oxidar outras substâncias, através de um mecanismo de transferência de um único elétron, onde o ClO₂ é reduzido a clorito (ClO₂-), sem a produção de hipoclorito o cloro gasoso. Por esta razão e por oxidar seus precursores o ClO₂ apresenta reduzida formação de subprodutos organoclorados (CHERNICHARO *et al*, 1999).

3.7.1 Ação do dióxido de cloro sobre microrganismos

Na desinfecção o dióxido de cloro reage com aminoácidos vitais inativando bactérias, vírus e protozoários.

A ação bactericida do dióxido de cloro, com dosagens compreendida entre 1 e 5 mg/L, é mais efetiva que a do cloro livre na inativação.

Conforme RICHARDSON *et al.* (1994), o ClO_2 não gera grandes quantidades de produtos halogenados que são comuns com a cloração, e reduz significativamente a cor e o odor dos efluentes. Águas residuárias que apresentam fenóis em sua composição, na presença de cloro produzem clorofenóis que não serão formados com dióxido de cloro.

AMBERGER *et al.*, (1995) *apud* RIBEIRO *et al.*, (1999) relatam que o dióxido de cloro não reage com a amônia, logo não forma subprodutos, diminuindo o consumo de desinfetante.

O dióxido de cloro não é hidrolisado na água e permanece como gás para valores do pH entre 2 e 10. Na faixa de pH entre 6 a 10 a ação do desinfetante é praticamente a mesma (OTTERHOLM, 2000).

3.7.1 Vantagens da utilização do Dióxido de cloro

- É mais efetivo na inativação de vírus, *Cryptosporidium* e *Giardia* que o cloro ou cloraminas,
- pode clarificar o efluente;
- é facilmente gerado;
- efeito biocida não é influenciado pelo pH;
- possui prolongado efeito residual;
- não reage com a amônia, bromo ou seus compostos.

3.7.2 Reação com compostos orgânicos

Em determinadas condições pode haver a formação de íons clorito e clorato, subprodutos indesejáveis do ponto de vista da saúde pública, pela sua ação inibidora de tireóide e possibilidade de causar efeitos hematológicos e mutagênicos. (DI BERNARDO, 1993).

Alguns compostos orgânicos são oxidados pelo dióxido de cloro em compostos voláteis e não voláteis, com incorporação de átomos de cloro. A reação do dióxido de cloro com o fenol e

outros compostos fenólicos, tais como resorcinol e hidroquinona, tem sido objeto de muitos estudos, pois com o uso de cloro livre, surgem gosto e odor na água devido á formação de compostos cloro-fenólicos além da possibilidade dos trihalometanos também serem formados. Tem sido reportado na literatura que a reação de dióxido de cloro com os ácidos húmicos e fúlvico não causa a formação de THM. Mesmo com formação insignificante de THM é relativamente elevada a quantidade de outros compostos organo-clorados formados. (DI BERNARDO, 1993)

Segundo RIBEIRO (1999) na desinfecção de efluente tratado por lagoas de estabilização, mesmo com valores de amônia acima de 35 mg/L não houve formação de subprodutos halogenados secundários como os Trihalometanos (THM). Em oito amostras analisadas do efluente tratado encontrou-se valores bem inferiores aos permitidos para águas tratadas para abastecimento público cuja concentração máxima aceitável é de até 100 µg/l de clorofórmio. O valor máximo encontrado foi 1,86 µg/L de clorofórmio.

3.7.4 Efeitos sobre a saúde

CONDIE (1986) e RICHARDSON, *et al*, (1994), afirmam que o dióxido de cloro poderá interferir com as funções da tireóide e produzir alto colesterol em animais alimentados com baixos teores de cálcio e rico em lipídios. Os dois subprodutos inorgânicos clorito e clorato formados do dióxido de cloro poderão interferir na saúde humana. Ambos poderão combinar com a hemoglobina e causar a metemoglobinemia.

Os efeitos toxicológicos da exposição ao ClO_2 , ClO_2^- e ClO_3^- foram inicialmente associados ao sistema hematopoético. Trabalhos do “Toxicology and Microbiology Division of Health Effects Research Laboratory of the Environmental Protection Agency” concluíram que ClO_2^- produziu anemia hemolítica em níveis de exposição mais baixos do que aqueles requeridos para produzir significante aumento em metemoglobina (HEFFERNAN *apud* DANIEL, 1993).

Estudos experimentais sugeriram que o ClO_2 poderia aumentar o risco de doenças cardiovasculares pelo aumento dos níveis de colesterol e aumento do tamanho das placas nos vasos sanguíneos, como constatado em pombos que receberam dieta rica em lipídios e pobre em cálcio (REVIS *apud* DANIEL 1993).

Segundo CONDIE, (1986), deve-se dar atenção à formação “*in vivo*” de compostos orgânicos iodados pela ação do ClO_2 sobre a saliva e o suco gástrico. O efeito antitiróico do ClO_2 parece, provavelmente ser um efeito indireto. O dióxido de cloro oxida o iodo ao seu estado elementar reativo, fazendo com que o iodo reativo se ligue a substâncias orgânicas no trato gastrointestinal. Supõe-se que alguns destes compostos iodados podem ser agentes antagonistas ou tiromiméticos que atuam por inibição enzimática na síntese da tiroxina.

A remoção do residual de ClO_2 , ClO_2^- e ClO_3^- pode ser feita com a adição de mistura de dióxido de enxofre e íon sulfito em excesso e em pH de 5 a 7. Em seguida adiciona-se cloro livre para remover o residual da mistura de dióxido de enxofre e íon sulfito, usando a tecnologia em que dióxido de enxofre é utilizado pra remover cloro livre em tratamento de água de abastecimento e de águas residuárias (DANIEL, 1993).

3.8 Desinfecção por lagoas de Maturação

Tanto nas lagoas de estabilização facultativas como nas anaeróbias, ocorre diminuição da concentração de bactérias patogênicas avaliadas por meio da diminuição dos coliformes fecais. Esta diminuição é muito baixa e por isso para se obter efluentes de boa qualidade microbiológica, as lagoas de estabilização necessitam de períodos de detenção muito grandes (5 a 30 dias ou mais) (LÉON, 1999).

Para a desinfecção de efluentes, as lagoas de maturação apresentam eficiência comparável ou superior à do cloro, sem, no entanto, apresentar a potencialidade de formação de subprodutos prejudiciais a saúde humana e de manutenção de residuais que poderiam afetar as características do corpo receptor (SARIKAI, 1987 *apud* DANIEL, 1993).

O principal objetivo das lagoas de maturação é o da remoção de patogênicos, e não da remoção adicional de DBO. As lagoas de constituem-se numa alternativa bastante econômica à desinfecção do efluente por métodos convencionais.

Segundo SPERLING (1996), o ambiente ideal para os microrganismos patogênicos é o trato intestinal humano. Fora deste, quer na rede de esgotos, no tratamento de esgotos ou no corpo

receptor, os patogênicos tendem a morrer. Diversos fatores contribuem para tal, como temperatura, insolação, pH, escassez de alimentos, organismos predadores, competição, compostos tóxicos etc. A lagoa de maturação é dimensionada de forma a fazer uma utilização ótima de alguns destes mecanismos. Vários destes mecanismos se tornam mais efetivos com menores profundidades da lagoa, o que justifica o fato de que as lagoas de maturação sejam mais rasas, comparadas aos demais tipos de lagoas.

Dentre os mecanismos associados à profundidade da lagoa, pode-se citar:

- radiação solar (radiação ultravioleta);
- elevado pH;
- elevada concentração de OD (favorecendo uma comunidade aeróbia, mais eficiente na competição por alimento e na eliminação dos patogênicos).

Segundo ACEIVALA *apud* SPERLING (1996), as lagoas de maturação atingem excelente remoção de helmintos, cistos e ovos.

A mortalidade dos patogênicos, bem como dos indicadores de contaminação fecal, segue a cinética de 1ª ordem. De acordo com as reações de primeira ordem, a taxa de mortalidade dos patogênicos é proporcional à concentração de patogênicos em qualquer instante. Assim quanto maior a concentração de patogênicos, maior será a mortalidade.

A remoção bacteriana em lagoas segue normalmente a Lei de CHICK:

$$\frac{dN}{dT} = -K_T N \quad (3.1)$$

N = densidade de microrganismos (número . ml⁻¹)

K_T = constante de inativação à temperatura T°C (dia⁻¹)

A constante de inativação depende de fatores ambientais e climatológicos como, por exemplo, a temperatura, a intensidade de radiação solar, a concentração de algas e a carga orgânica.

3.8.1 Temperatura da água

Com relação aos fatores que influenciam na diminuição das bactérias, a temperatura da água provavelmente é o mais conhecido. A elevação da temperatura aumenta o decréscimo bacteriano, presumivelmente pelo aumento da atividade metabólica, o que origina maior suscetibilidade às substâncias tóxicas. O aumento da temperatura também faz com que os predadores se multipliquem mais rapidamente. Outro papel importante da temperatura é que quanto mais elevada for, maior será também o crescimento de algas (PEARSON *et al.*, 1987).

3.8.2 Radiação Solar e Oxigênio

A radiação solar pode ter efeito direto e indireto sobre o decréscimo bacteriano. O efeito indireto é o crescimento das algas mais rápido, conforme seja a intensidade de luz; por isso, o aumento do número de algas é importante para a diminuição bacteriana. Já o efeito direto é a produção de formas tóxicas de oxigênio causadas pela luz. Tem-se demonstrado que as substâncias húmicas, comuns nas águas residuárias e nas lagoas de estabilização, absorvem luz solar, passam energia às moléculas de oxigênio e originam formas tóxicas de oxigênio (radicais livres, peróxido de hidrogênio e provavelmente, superóxido e radicais de hidroxilas). Observou-se também que o dano causado aos coliformes fecais pela luz é um processo conhecido como foto-oxidação, completamente dependente do oxigênio. Este mecanismo atua sinergicamente com o pH elevado, devido às formas tóxicas que danificam a membrana interna dos coliformes. (CURTIS *et al*, *apud* LEON 1999).

3.8.3 Valor do pH

Diferentes pesquisas sugerem que valores de $\text{pH} \geq 9$ poderiam desempenhar papel crítico na aceleração do decréscimo bacteriano. O pH 9 é letal para os coliformes fecais; também abaixo desses valores pode ocorrer redução considerável de coliformes fecais, podendo-se encontrar uma relação entre o aumento da velocidade de decréscimo bacteriano e os elevados valores do pH (CURTIS *et al*, *apud* LÉON, 1999).

3.8.4 Concentração de algas

A influencia das algas na diminuição de bactérias não é direta. O efeito mais importante no decréscimo bacteriano está determinado pela relação das algas com outros fatores,

especialmente o pH, o oxigênio dissolvido e a penetração de luz nas lagoas. Durante o dia, as algas produzem oxigênio e absorvem CO₂. Esses processos metabólicos dependem da luz e aumentam os níveis de oxigênio dissolvido e o pH. Durante o dia, as algas produzem também biomassa, o que aumenta a sua concentração total; este aumento ocasiona maior turbidez, o que dificulta a penetração da luz através da coluna de água.

A importância das algas também tem sido demonstrada por PEARSON *et al*, (1987). Eles demonstraram que duas lagoas sob as mesmas condições, sendo uma com *Daphnia* e a outra isenta deste cladóceros, apresentaram diferentes resultados de tratamento. A *Daphnia* se alimentou de microalgas, razão pela qual diminuiu sua concentração na lagoa, com isso houve redução do valor do pH durante o dia e aumentou a penetração da luz superficial nos primeiros 20cm da lagoa. O efluente da lagoa com *Daphnia* apresentou concentrações significativamente maiores de coliformes fecais

3.8.5 Competição e predadores

As bactérias provenientes das águas residuárias formam parte da cadeia alimentar das lagoas, sendo que grande número delas é consumido por protozoários e outras formas mais evoluídas de vida animal. Alguns bacteriófagos específicos também destroem organismos fecais. No habitat das lagoas existe competição pelos nutrientes disponíveis e quando há escassez relativa de nutrientes as bactérias fecais oferecem uma competição menos forte que outros organismos das lagoas (GLOYNA, 1971 *apud* LÉON, 1999).

3.8.6 Sedimentação

A remoção de microrganismos patogênicos pode ocorrer por sedimentação ou adsorção às partículas sedimentáveis. A sedimentação de bactérias ocorre provavelmente, apenas quando são adsorvidas às grandes partículas em suspensão.

3.8.7 Remoção de parasitas

As águas residuárias estão contaminadas com uma forte carga de organismos patogênicos excretados por indivíduos doentes ou portadores saudáveis. Entre estes microrganismos encontrados estão os protozoários e os helmintos, que infectam o homem e são evacuados com as fezes e a saliva.

SHUVAL *et al*, (1978) *apud* LÉON, (1999) estimaram a possível concentração de ovos de helmintos em águas residuárias. Considerando-se como base que cada pessoa produza 100 litros de esgotos por dia, e assumindo uma produção de ovos por parasitas em uma área na qual 10% da população está infectada com *Ascaris*, *Trichuris* e *Ascylostoma*, calcula-se que em 1 L de esgoto possa existir cerca de 200 ovos de *Ascaris*, 25 ovos de *Ancylostoma* e 6 ovos de *Trichuris*.

A remoção dos parasitas em lagoas de estabilização é obtida mediante a sedimentação dos cistos de protozoários e de ovos de helmintos, Na tabela 3.5 são mostradas as velocidades de sedimentação de alguns dos enteroparasitas mais comuns nas águas residuárias.

Tabela 3.5 - Velocidade teórica de sedimentação de cistos de protozoários e de ovos de helmintos

Espécie	Características dos ovos			Velocidade de Sedimentação (m h ⁻¹)
	Tamanho (µm)	Densidade (g.cm ⁻³)	Forma	
Protozoários				
Entamoeba histolítica	150x50	1,055	Cilíndrica	12,55
Helmintos				
Ascaris lumbricoides	55x40	1,110	Esférica	0,65
Uncinárias	60x40	1,055	Esférica	0,30
Schistossoma spp.	150x50	1,018	Cilíndrica	12,55
Taenia saginata	30	1,100	Esférica	0,26
Trichuris trichiura	50x22	1,500	Cilíndrica	1,53

Fonte: OMS (1989) *apud* LÉON, (1999).

3.8.8 Parâmetros hidráulicos

Em termos de eficiência, a importância das características de mistura, isto é, a existência ou não de curtos-circuitos hidráulicos, a estabilidade e a dispersão dos poluentes foram reconhecidos a muito como de vital importância. Embora não seja uma condição suficiente, é de todo modo necessário para um bom desempenho do processo nela desenvolvidos.

O escoamento em pistão é aquele no qual todos os elementos do fluido teoricamente permanecem no reator por um mesmo tempo. Estes elementos podem apresentar mistura localizada ou transversal, mas não longitudinal ou axial.

No outro extremo de escoamento se apresenta a mistura tanto transversal como longitudinal, e um elemento do fluido que entra é imediatamente dispersado em toda massa líquida presente no reator.

Os escoamentos não ideais são uma combinação mais ou menos complexas das características dos escoamentos a pistão e mistura completa, modificados pela presença de alguns fatores ou alterações tais como: correntes de densidade, recirculação, zonas mortas e curto-circuitos.

Segundo SPERLING (1996) o comportamento das lagoas se dá segundo o regime hidráulico de fluxo disperso e a estimativa do número de coliformes no efluente pode ser feita mediante a seguinte fórmula:

$$\frac{N}{N_0} = \frac{4 a \exp(1/d)}{(1+a)^2 \exp(a/2d) - (1-a)^2 \exp(-a/2d)} \quad (3.2)$$

$$d = \frac{D}{u\chi} \quad (3.3)$$

$$a = (1+4K_t \cdot t_d \cdot d)^{1/2} \quad (3.4)$$

N = densidade de microrganismos no efluente (NMP/100ml);

N_0 = densidade de microrganismos no afluente (NMP/100ml);

d = número de dispersão (adimensional)

D = coeficiente de dispersão axial (m^2s^{-1})

u = velocidade média de escoamento (ms^{-1})

K_T = constante de inativação à temperatura T °C (dia);

t_d = tempo de detenção hidráulica (dia)

χ = comprimento característico do reator.

Para o escoamento em pistão o número de dispersão tende a zero e para mistura completa tende a infinito.

3.9 Princípios da radiação ultravioleta

3.9.1 Radiação eletromagnética

Segundo o INDUSTRIAL HYGIENE ENGINEERING (1988), radiação é a emissão de partículas ou energia em forma de ondas. Consistem da interação, de campos elétrico e magnético que se propagam no vácuo com uma velocidade de 299.792 km por segundo. São geradas por meio de excitação termal, processos nucleares (fusão ou fissão) ou por bombardeamento através de outra radiação. A radiação eletromagnética não necessita de um meio para se propagar e varia em comprimento e frequência.

O espectro eletromagnético é dividido em regiões em função do comprimento de onda e frequência da radiação (Figura 3.2).

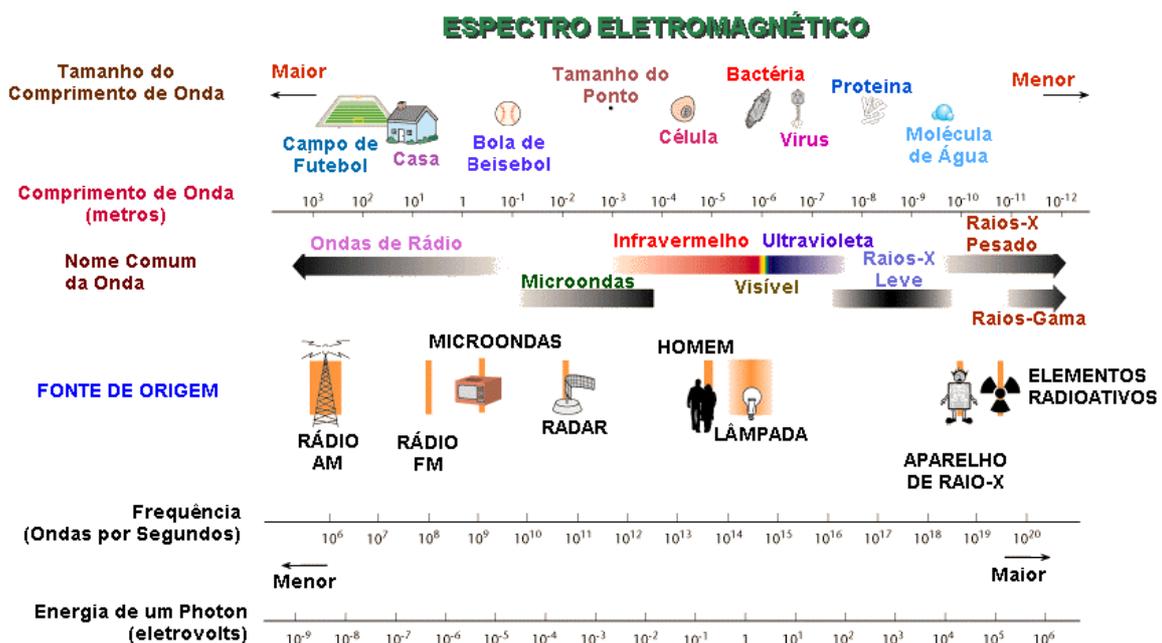


Figura 3.2 - Espectro eletromagnético

O comprimento de onda é a distância de pico a pico de uma onda e usualmente é expresso em centímetros ou nanômetros. A frequência refere-se ao número de oscilações por segundo, geralmente expressa em Hertz (Hz) ou ciclos por segundo.

A energia da radiação eletromagnética é expressa em termos de Joules ou Eletro volts. A força eletromagnética refere-se a energia em função do tempo e é expressa em Watts (W).

A radiação pode ser dividida em 2 tipos: radiação ionizante e não ionizante. A diferença entre os dois tipos é baseada no nível de energia de cada radiação.

A radiação não ionizante é definida como uma radiação com suficiente energia para causar excitação dos elétrons dos átomos, ou das moléculas, mas insuficiente energia para causar a formação de íons (ionização), ou seja a energia torna-se disponível em quantidade suficiente para excitar átomos e moléculas, mas não é suficiente para remover elétrons de seus orbitais.

A ionização é definida como sendo a remoção de elétrons de um átomo formando íons positivos ou negativos. A radiação ionizante possui uma quantidade de energia muito superior a energia da radiação não ionizante.

No espectro eletromagnético a radiação não ionizante, encontra-se na região da luz visível, ultravioleta, infravermelha e frequência de rádio.

Cada faixa do espectro eletromagnético possui um comprimento de onda, frequência e foto-energia característico. Estas características podem ser correlacionadas usando a seguinte fórmula:

$$C = f \cdot \lambda$$

C = velocidade da luz (3,0 E+10 cm/s)

F = frequência de oscilação por segundos

λ = comprimento de onda em centímetros

ou pela equação

$$E = h \cdot f$$

E = fóton de energia (Joules)

h = constante de Plank (6,624 E-34 Joules/s)

f = frequência de oscilação por segundos (Hz).

3.9.2. Radiação ultravioleta

A fonte primária de radiação ultravioleta é o sol, mas também pode ser emitida por lâmpadas incandescentes e fluorescentes, solda elétrica, maçarico de plasma e equipamentos a laser. A absorção da radiação de comprimento de onda UV menores pelo ozônio da atmosfera protege a vida na terra. Mesmo assim os raios ultravioletas que atingem a superfície da terra têm energia suficiente para inativar os microorganismos menos resistentes (DANIEL, 1993).

O espectro ultravioleta pode ser dividido em 4 partes.(KÖNIG, 2001) (Figura 3.3).

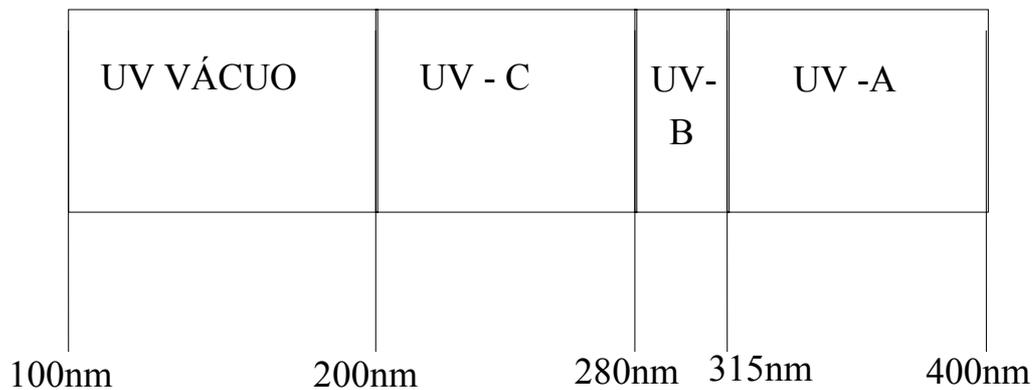


Figura 3.3 – Espectro ultravioleta – Comprimentos de ondas (Adaptado de KÖNIG, 2001)

As ondas com frequências menores que 250nm causam a dissociação do oxigênio molecular do ozônio O_3 ; ondas menores que 160 nm podem causar a dissociação do nitrogênio molecular o qual reage formando óxido de nitrogênio; comprimentos de ondas menores que 290nm causam a decomposição de hidrocarbonos clorados.(INDUSTRIAL HYGIENE INGENEERING, 1988).

3.9.2.1 Lâmpadas ultravioletas germicidas.

A radiação UV é um componente invisível da radiação solar. No espectro eletromagnético situa-se entre a luz visível e os raios-X, encontra-se na faixa de comprimento de onda de 100 a 400nm sendo que a faixa de comprimento de onda com maior efeito sobre o DNA celular encontra-se na faixa de 250 a 270nm.

A radiação UV germicida Espectro ultravioleta – Comprimentos de ondas (Adaptado de KÖNIG, 2001). O tubo é preenchido com vapor de mercúrio a baixa pressão e um gás inerte, geralmente o argônio (DI BERNARDO, 1993). A intensidade da radiação emitida dissipa-se à medida que a distância aumenta.

Nas lâmpadas de baixa pressão a emissão é essencialmente de luz monocromática com comprimento de onda de 253,7 nm e trabalham com temperaturas que variam de 40 a 110 °C e são muito usadas como fonte de radiação UV (KÖNIG 2001, USEPA 1999). A quantidade de energia emitida depende da temperatura, idade da lâmpada e da tensão da rede de alimentação e tem um tempo de duração de aproximadamente 5000 h (COETELYOU *et al*, *apud* DANIEL, 1993; PARROTTA & BEKDASH, 1998).

Segundo BOLTON (1999) e KÖNIG (2001), as lâmpadas de média pressão são de potência mais elevada (1 a 5 KW), emitem radiação em uma escala larga de comprimento de onda na faixa germicida de 200 a 300 nm. Estas trabalham com a temperatura entre 600 a 1000 °C. Por esta razão sua vida útil é menor que as de baixa pressão e consomem uma quantidade maior de energia para gerar a mesma quantidade de radiação UV que as lâmpadas de baixa pressão, mas apresentam como vantagem a possibilidade de tornarem os sistemas de desinfecção mais compactos.

Segundo DANIEL (2000), as lâmpadas de baixa pressão e de média pressão de vapor de mercúrio são as principais fontes de radiação ultravioleta utilizadas na desinfecção de água de consumo humano e esgoto sanitário.

3.9.2.2 Reatores ultravioletas

Segundo DOWNEY *et al.* (1998) um reator de mistura completa seria indesejável para desinfecção UV. Sob este tipo de condição de fluxo, um volume do líquido pode entrar no reator e em uma pequena fração de tempo sair do sistema sem receber a dose adequada de UV, enquanto outras parcelas do líquido poderão permanecer no reator por períodos de tempo muito mais longos.

Um projeto desejável para reatores UV convencionais é o que trabalha com o fluxo em pistão, o que permitiria que cada elemento do líquido residisse no reator pelo mesmo período de tempo. No fluxo em pistão todas as partículas ao se moverem através do reator recebem uma dose equivalente de radiação em todos os pontos.

Para um reator cilíndrico a intensidade UV varia de ponto a ponto no reator, mas se a água estiver bem misturada radialmente e não longitudinalmente (nunca alcançado em reator real) enquanto corre através do reator (comportamento ideal do fluxo em pistão), com o tempo todos os elementos do volume receberão a mesma dose média de UV. Entretanto, se mistura não for eficiente (e este é freqüentemente o caso), alguns elementos do volume da água receberão uma dose baixa e outros uma mais elevada. Assim algumas bactérias ou vírus podem não receber uma dose suficiente para causar sua completa inativação e após a passagem através do reator serem capazes de se reproduzir. (BOLTON, 2000).

De acordo com DANIEL e CAMPOS (1992), as unidades de desinfecção de esgotos sanitários com radiação ultravioleta podem fundamentar-se em três concepções construtivas:

a) Lâmpadas imersas no líquido

Os efluentes desinfetados escoam por um canal ou tubulação na qual estão instaladas as lâmpadas de ultravioleta. Esta concepção exige a blindagem dos circuitos elétricos (isolamento da água) e o revestimento das lâmpadas com invólucros de quartzo para evitar a redução de emissão de radiação ultravioleta devido a redução de temperatura da lâmpada, decorrente da redução de temperatura do líquido.

A manutenção torna-se difícil, pois os invólucros de quartzo devem ser periodicamente limpos, o que exige a remoção dos mesmos, com desmontagem da unidade, pois as lâmpadas são instaladas muito próximas uma das outras. Além disso, o fluxo do líquido entre as lâmpadas pode tornar-se mal distribuído, com formação de curtos-circuitos hidráulicos e espaços mortos, que reduzem a eficiência do processo.

b) Lâmpadas instaladas externamente a tubos transparentes à radiação ultravioleta

Nesta concepção, o líquido escoar em tubos de Teflon e as lâmpadas de ultravioleta são fixadas externamente a estes tubos. Há, portanto perda de energia, pois as lâmpadas emitem radiação em todas as direções e somente parte desta atinge o líquido. Além disso, sempre há absorção de radiação mesmo que pequena pelo material do tubo e não se pode utilizar tubos de grande diâmetro, pois a penetração de radiação ultravioleta é limitada em esgotos sanitários (efluentes secundários) a alguns (menor que 10cm) centímetros, conforme a qualidade do efluente.

Para manter a dose exigida é necessário um percurso longo para aumentar o tempo de exposição, exigindo que os tubos sejam montados com trechos em paralelo, com comprimento aproximado ao comprimento das lâmpadas.

c) Lâmpadas instaladas sobre o efluente

Nesta concepção as lâmpadas de ultravioleta são fixadas acima do líquido paralelamente ao escoamento, em cúpulas refletoras. A cúpula deve ser construída com material refletor de ultravioleta. Esta concepção apresenta fácil manutenção, pois as lâmpadas podem ser montadas em módulos independentes, não sendo necessário desligar todo o sistema para o reparo de um único módulo, além de disso não há necessidade de blindar os circuitos elétricos.

3.9.3 Desinfecção de efluentes por ultravioleta

O uso de água residuária doméstica após tratamento adequado constitui um potencial recurso de água que pode ser de grande interesse para diversos setores, tais como a agricultura, especialmente em países que sofrem devido à deficiência de recursos hídricos (OPPENHEIMER *et al*, 1993).

Os processos convencionais de tratamento de esgotos (pré-tratamento, tratamento primário e secundário) alcançam uma remoção satisfatória de carga orgânica (sólidos suspensos, DBO e DQO) mas mostram-se ineficientes na remoção de microrganismos patogênicos.

A desinfecção por meio da radiação ultravioleta é bastante antiga porém, somente a partir da década de quarenta é que se tem notícia de sua aplicação para desinfecção de águas destinadas ao consumo humano (DI BERNARDO, 1993).

De acordo com BLATCHELEY *et al.*, (1996) é considerada uma alternativa viável comparando-a com a desinfecção química, porque é isenta de subprodutos tóxicos, os quais geralmente são produzidos durante a desinfecção química. Também é caracterizada pelo curto tempo de contato e uma melhor ação antiviral em relação a outros desinfetantes.

Vários fatores, tais como o revestimento e o envelhecimento da lâmpada, a turbidez da água, a concentração de sólidos suspensos e microrganismos, e a densidade do fluido afetam a eficiência da irradiação ultravioleta (GIESE e DARBY, 2000). Um dos principais e a turbidez, que é causada por material suspenso tal como partículas pequenas (por exemplo, de matéria orgânica), matéria fecal, ou colóides (partículas de argila). Estas podem refletir ou absorver a radiação (UV) ultravioleta, diminuindo a eficácia da desinfecção UV. Além disso, os colóides particularmente, servem como abrigo para microrganismos, protegendo os dos desinfetantes UV e químicos (BURCH, 1998).

Recomenda-se para que haja uma desinfecção eficiente, a qualidade físico-química da água deve permitir uma transmissão de no mínimo 50% da radiação UV. A eficiência também depende da dose de UV e do estado de agregação das bactérias.

A energia específica necessária para alcançar a destruição total ou parcial dos microrganismos varia de acordo com a qualidade físico-química da água a ser tratada e da sensibilidade dos organismos à radiação UV. A resistência dos microrganismos a radiação ultravioleta varia bastante. Os microrganismos têm sido classificados na seguinte ordem de crescente resistência a desinfecção: Bactéria < vírus < fungos < esporos < cistos (FAILLY, 1994 *apud* BURCH, 1998).

A razão da maior resistência dos cistos à desinfecção está no fato destes possuírem uma cápsula resistente, que serve de proteção contra agentes químicos ou físicos (BURCH, 1998).

Sabe-se também que os vírus e os esporos de bactérias são muito mais resistentes aos efeitos da radiação UV do que as bactérias do grupo coliforme.

CHANG (1985) *apud* CRAIK *et al*, (2000), relataram que vírus, esporos bacterianos e cistos de ameba requerem doses UV de quatro, nove e quinze vezes maiores, respectivamente, para se conseguir o mesmo nível de inativação que *Escherichia coli*. Tem-se relatado que protozoários encistados também são insensíveis a UV. Embora o *Cryptosporidium* encistado tenha se mostrado sensível à radiação UV. Alguns autores apresentam que a principal desvantagem da desinfecção UV encontra-se na habilidade dos microrganismos tratados por uma dose UV sub-letal em reparar os danos causados a seu DNA (LINDENAUER e DARBY, 1998).

Mas, segundo estudos realizados por DANIEL (1993), a reparação dos microrganismos pela de fotorreativação, dificilmente ultrapassa uma casa logarítmica, enquanto que a inativação pode atingir de três a quatro casas logarítmicas.

3.9.4 Mecanismos de inativação

A inativação dos microrganismos ocorre quando a radiação ultravioleta penetra a parede celular e é absorvida pelos ácidos nucléicos e em menor extensão pelas proteínas e outras moléculas biologicamente importantes.

O comprimento de onda UV ótimo para a desinfecção está na faixa de 220-300 nm. A radiação absorvida pelo ácido nucléico e pelas proteínas produz alterações fotoquímicas que podem conduzir à morte da célula. O principal mecanismo de desinfecção da UV é a formação dos dímeros de pirimidina que conduzem a mutações letais ou quebra na molécula do ácido nucléico. (VILLARINO, *et. al*, 2000)

Os mecanismos básicos do efeito germicida da luz UV, principalmente em bactérias e em vírus são primeiramente devido à formação de dímeros de pirimidina (timina e citosina). Os três dímeros possíveis de serem formados da timina (T) e citosina (C) são T<>T, C<>T e C<>C, em ordem prevalente. Os dímeros de timina são formados mais prontamente porque a (1) timina tem uma absorbância na escala germicida maior do que a citosina (HARM, *apud* GIESE e DARBY,(2000)), e (2) o rendimento quantum para a formação de T<>T é maior do que para a formação de C<>C e de C<>T.

Entretanto, nos organismos com uma relação elevada de C a T tal como o *Micrococcus luteus*, os dímeros de T\rightleftharpoonsT podem constituir menos do que 20% dos dímeros formados. A formação de dímeros do pirimidina é uma reação fotoquímica, e pode ser descrita como por a equação (1) (adaptada de HARM, 1980).

$$M = P_{\text{abs}} \Phi \quad (3.5)$$

onde M é o número dos dímeros de pirimidina formados e P_{abs} é o número de fótons absorvidos pelos monômeros de pirimidina. O rendimento quântico, Φ é a proporção dos fótons absorvidos que resultam na formação de dímeros e é em torno de 10^{-2} a 10^{-3} (HARM, *apud* GIESE e DARBY, 2000).

O rendimento quântico será igual a 1 (um) quando para cada mol de fótons absorvido produz-se um mol de produto, e menor que um quando outros processos de desativação competirem com a reação fotoquímica estudada, como é o caso da inativação e fotorreativação.

A morte do microrganismo não ocorre instantaneamente após receber a irradiação. VILLARINO *et. al.*, (2000), observaram que em células de *E. coli* mesmo após receber doses letais de UV, havia atividade metabólica. Nas bactérias irradiadas foram detectados os ácidos nucleicos, atividade respiratória e a integridade da membrana celular. Também nos primeiros 30 minutos as bactérias irradiadas podiam incorporar glicose na mesma taxa que bactérias não irradiadas e cessando a atividade metabólica após 1 ou 2 horas. Devendo-se este comportamento ao residual de energia da célula (Figura 3.4).

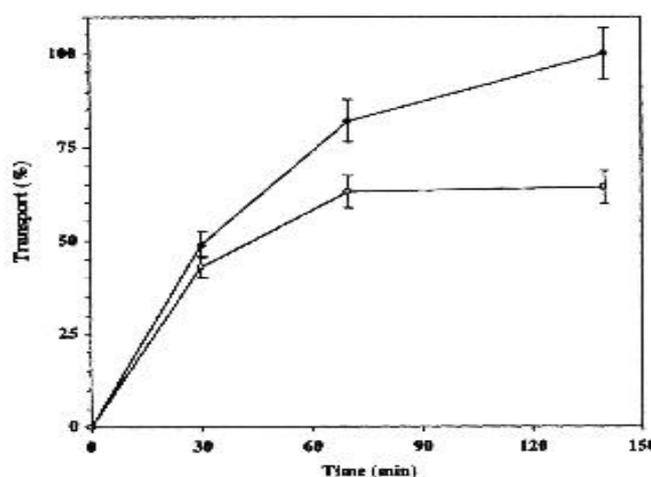


Figura 3.4 - Cinética de incorporação de Glicose em bactérias (*E. coli*) não irradiadas (●) e irradiadas com dose de $10 \mu\text{W} \cdot \text{min}/\text{cm}^2$ de ultravioleta (○).

As doses mínimas recomendadas e relatadas por ROSSET & ROSSET, *apud* VILLARINO (2000), são as seguintes:

- água potável 25 mJ/cm²,
- esgotos doméstico 30 mJ/cm² e,
- efluente de cervejaria 50 mJ/cm².

Para um efluente secundário com uma carga bacteriana baixa, uma dose de 27 mW.s/cm² foi suficiente para alcançar o limite de 10³ CF/100 ml, e para uma concentração maior, a dose teve que ser aumentada a 32 mJ/cm². (MORENO *et al*, *apud* VILLARINO, 2000).

3.9.5 Mecanismos de recuperação

Os organismos possuem mecanismos, que possibilitam recuperar lesões causadas por fontes externas, selecionando e preservando as espécies. Estes mecanismos são variáveis entre as espécies e até mesmo dentro da mesma espécie, dependendo da organização biológica e da lesão sofrida (DANIEL, 1993).

TOSA e HIRATA (1999) sugerem que, quando a água desinfetada por UV é descarregada em sistemas abertos tais como rios ou lagos, um aumento na dose UV deve ser considerado durante o projeto, visando impedir ou diminuir a fotorreativação dos microrganismos.

3.9.6 O reparo dos dímeros de pirimidina

A inativação dos microrganismos é dificultada pela presença de mecanismos de reparo do DNA nas células bacterianas, que podem ser específicos para os dímeros de pirimidina. As duas categorias de reparo são: Recuperação no escuro (incluindo reparo, excisão – resíntese e recuperação pós-replicação) e fotorreativação.

A fotorreativação é minimizada em sistemas UV experimentais e de grande escala evitando-se o contato dos organismos irradiados com a luz. Entretanto o sistema de reparo no escuro não

requer luz ou alguma condição especial. Assim, mesmo na ausência de fotorreativação uma grande proporção de dímeros de pirimidina podem ser reparados.

Os vírus podem codificar mecanismos de reparo em seu material genético, ou mais comumente podem utilizar os mecanismos de reparo da célula anfitriã (HARM, 1980). Em geral os vírus não são capazes de utilizar todos os sistemas de restauração da célula hospedeira.

Uma variedade de fotoprodutos são formados no ácido desoxiribonucléico (DNA) dos organismos em resultado da absorção da luz ultravioleta. Os mais importantes destes são os dímeros de pirimidina, formados entre moléculas adjacentes de pirimidinas na cadeia de DNA, as quais podem interromper tanto a transcrição como a replicação do DNA.

Os principais danos na célula pela radiação UV-C é a formação de dímeros de pirimidina nas moléculas do DNA. Estas lesões são reparáveis pelo processo de fotorreativação, que é atribuído à habilidade da luz na escala de comprimento de onda de 330-480 nm. de ativar as enzimas de reparo, que quebram os dímeros. (LILTVED, 2000; LANDFALD, 1996).

A variação na fotorreativação bacteriana é discutida seriamente na literatura; e parece que determinados microrganismos podem reparar alguns dos danos causados pela UV quando expostos à luz de radiação próxima da UV ou na escala espectral azul-violeta (MOSELY, 1984 *apud* HASSEN *et al*, (2000).

Diferentes mecanismos são propostos para explicar o processo do fotorreativação. Os dímeros de pirimidina, resultantes das alterações causadas pela UV, são reduzidos a monômeros por uma enzima ativada pela ação da luz visível de comprimento próxima UV ou na escala espectral azul-violeta (310-480 nm). O segundo mecanismo é a substituição dos nucleotídeos danificados.

O exemplo mais conhecido é o excisão-ressíntese: É feita por meio da remoção da parte lesada e de uma seqüência de nucleotídeos adjacentes, com posterior ressíntese da seqüência original de nucleotídeos. (KASHIMADA *et al.*, 1996; LINDENAUER e DARBY, 1998; MOSELY, 1984).

Não obstante, o processo do fotorreativação não ocorre em todas as bactérias. Diferentes fatores a afetam, tais como, a dose UV, a qualidade do efluente, o tempo de exposição à luz fotorreativante, e particularmente a espécie de microrganismo. Evidente fotorreativação por lâmpada fluorescente foi observado no caso de bactérias indicadoras (bactérias heterotróficas, bactérias do grupo coliforme) no esgoto bruto, mas não em *E. coli* B e em *E. coli* K12 A/lambda (F+) (KASHIMADA *et al.*, 1996).

Há dois tipos de mecanismos reparadores, a fotorreativação e a recuperação no escuro.

3.9.7 Fotorreativação

As bactérias possuem este mecanismo desenvolvido para defender suas células contra danos devido a exposição à radiação ultravioleta do sol. Este mecanismo é caracterizado pela luz direta dependente da divisão dos dímeros de pirimidina induzida pela UV com a ajuda de enzima fotorreativantes EFR (Enzima Fotorreativante). Um exame do nível de reações envolvendo o DNA na fotorreativação pode ser relacionado com a dose de UV e exposição a luz fotorreativante em um dado organismo.

Estudos sistemáticos quantitativos da fotorreativação tem sugerido dois estágios na reação (Figura 3.5):

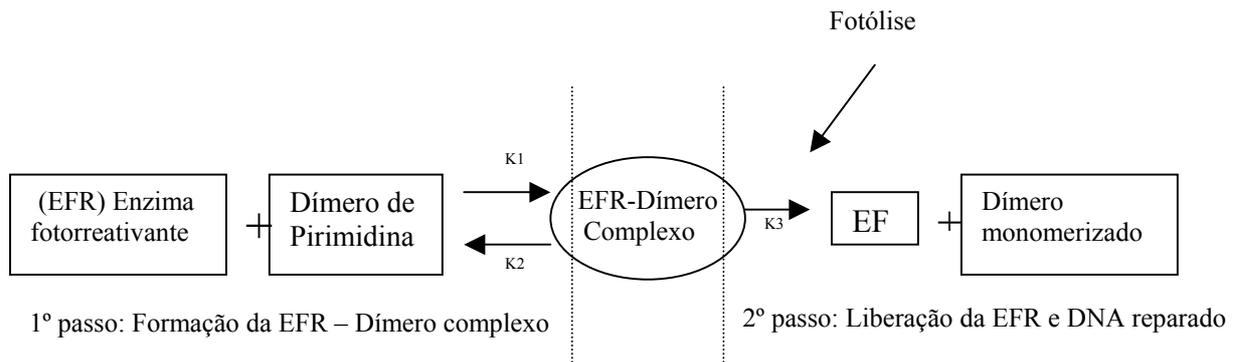


Figura 3.5 - Mecanismo de fotorreativação proposto (adaptado de HARM, *apud* LINDENAUER, 1994)

Primeiro passo: formação da EFR-dímero complexo. Uma EFR une-se com um dímero de pirimidina para formar um dímero complexo. Este passo não requer luz. O complexo formado é reversível mas a cinética de formação é grandemente favorável ($k_1 \gg k_2$).

O número de enzimas fotorreativantes presentes em um organismo ou célula varia com diferentes organismos. A taxa com a qual cada EFR une-se aos dímeros de pirimidina depende da temperatura, pH e força iônica.

Segundo passo: libera-se o EFR e o DNA reparado. Esta fotorreativação resulta na monomerização do dímero e subsequente liberação da enzima fotorreativante. A restauração do dímero a forma monomerizada original é absolutamente dependente da intensidade da energia luminosa e associada à cinética da reação.

A reação ocorre em mili-segundos e o reparo é perfeito.

O comprimento de onda catalizante para fotorreativação difere de organismo para organismo, mas geralmente está entre 310 e 490 nm.

A extensão da fotorreativação é dependente do número EFR-dímeros de pirimidina complexos formados. O número de dímeros complexos formados é limitado pelo número e disponibilidade de EFR em cada célula. Um extenso período de exposição à luz fotorreativante poderá possibilitar a liberação do produto reparado (2º passo) e libertar a EFR que poderá então viabilizar a formação de novos dímeros complexos (1º passo) com os dímeros remanescentes.

Segundo LILTVED *et al*, (2000), embora a radiação solar possa reparar os danos causados pela exposição a radiação UV, estudos mostraram que após algumas horas de exposição solar os níveis de inativação retornam ao patamar anterior a exposição (Figura 3.5).

Contrastando com seu potencial reativante, a radiação solar também foi identificada também como um fator importante na inativação de indicadores de contaminação fecal em águas superficiais.

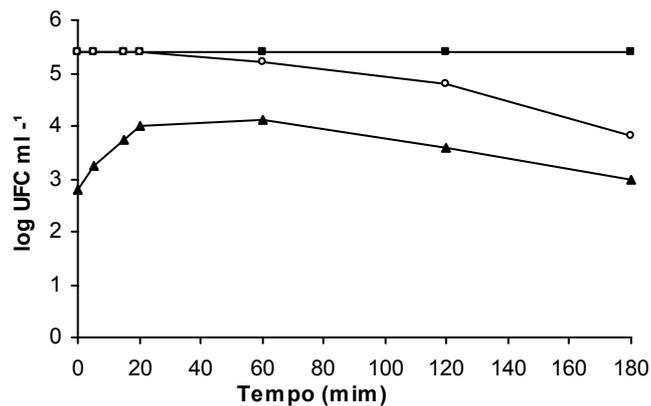


Figura 3.6 - Tempo de fotorreativação solar e subsequente inativação em *Vibrio Anguillarum* irradiado com uv e inativação solar em *V. anguillarum* não irradiado com UV, em água do mar a 4-8 °C. A contagem inicial de bactérias foi de 4E5 UFC mL⁻¹. Símbolos:

- ▲ - células irradiadas com UV e subsequente exposição a luz solar.
- - células não irradiadas com UV, expostas a luz solar.
- - células de controle no escuro. (adaptado de LILTVED *et al.*, 2000)

Os mecanismos de fotorreativação são responsáveis por aumentos substanciais na culturabilidade pós-irradiação. Os processos da recuperação podem elevar o número de bactérias viáveis dentro de algumas horas após a irradiação em aquaculturas com elevadas intensidades de luz, tempos da retenção da água e/ou temperaturas. A taxa de fotorreativação está fortemente correlacionada com a intensidade da luz fotorreativante. (LILTVED, 2000).

3.9.8 Recuperação no escuro

Corresponde a substituição de nucleotídeos lesados pela radiação ultravioleta.

A substituição pode ser feita por meio de remoção da parte lesada e de uma seqüência de nucleotídeos adjacentes, com posterior resíntese da seqüência original de nucleotídeos. Este processo é chamado de recuperação por excisão – resíntese, e é feito na ausência de luz.

Segundo JAGER (1958) e CALDAS (1972) *apud* DANIEL (1993) o mecanismo de recuperação é mais complexo que o de fotorreativação devido ao envolvimento de pelo menos quatro atividades enzimáticas (incisão, excisão, resíntese e ligação).

O primeiro passo da restauração dos nucleotídeos consiste no reconhecimento e localização dos dímeros de pirimidina. Segue-se então a degradação da região lesada, que consiste na incisão ou corte e na remoção da molécula de DNA, isto é obtido através de enzimas específicas para o dímero.

Removida a região lesada, é necessário reconstruir a falha na molécula de DNA através da resíntese da seqüência de nucleotídeos removidos pela ação de uma polimerase e utilizando como molde a hélice complementar intacta do DNA. Este passo é distinto da replicação normal do DNA, ocorrendo na forma de uma seqüência muito curta de nucleotídeos numa única hélice, preenchendo a falha resultante da remoção do dímero e nucleotídeos adjacentes.

O passo final, chamado ligação, integra o material recentemente sintetizado á molécula de DNA por ligações covalentes. Estas ligações são feitas pela enzima polinucleotideoligase, a mesma envolvida na replicação e recombinação do genoma não danificado.

3.9.9 Cinética de desinfecção por radiação ultravioleta

Segundo DANIEL (1993) a forma simples de relação dose-sobrevivência é estabelecida quando a cada aumento de dose reduz-se o número de unidades biológicas sobreviventes de uma população por um fator constante:

$$\frac{dN}{dt} = -K I N \quad (3.6)$$

Integrando a equação:

$$\frac{N}{N_0} = \exp (-K I t) \quad (3.7)$$

N = densidade de microrganismos no efluente (NMP/100ml)

N_0 = densidade de microrganismos no afluente (NMP/100ml)

K = constante de inativação dos microrganismos pela radiação ultravioleta ($mW^{-1}s^{-1}cm^1$)

I = intensidade de radiação ultravioleta ($mWcm^{-2}$)

t = tempo de exposição (s).

A equação é a expressão teórica padrão que permite prever a sobrevivência de microrganismos irradiados com ultravioleta. Esta equação tem como hipóteses básicas que:

- a absorção da radiação ultravioleta pelo meio em suspensão é desprezível. /considera-se que a intensidade desta radiação é constante em toda a extensão da camada líquida e que o regime de escoamento é a pistão ou a câmara de desinfecção opera como um reator em batelada.
- Uma única lesão é suficiente para inativar o microrganismo.
- O número de lesões produzidas no volume alvo é diretamente proporcional a dose aplicada e sua distribuição entre os microrganismos é aleatória.
- A população é homogênea com relação a sensibilidade dos microrganismos a radiação ultravioleta.(HARM, *apud* DANIEL 1993).

As condições impostas para a validação da equação não são satisfeitas em sistemas reais. O desvio do regime em relação ao escoamento a pistão ideal, a absorção da radiação pelo meio, no qual se encontram os microrganismos, e a diversidade de espécies impõem a necessidade de se corrigir esta equação.

Morowitz, *apud* DANIEL (1993) considerando o efeito da absorção, substituiu a intensidade de radiação ultravioleta, I , na equação por um valor médio calculado a partir da lei de Lambert:

$$N = (N_0) \exp \{-ktI_0 [(1 - \exp(-a_e L))/a_e L]\} \quad (3.8)$$

Onde:

I_0 = intensidade de radiação na superfície irradiada (mW cm^{-2})

I_m = intensidade média de radiação na lâmina líquida de espessura L (mW cm^{-2});

a_e = coeficiente de extinção (base e) (cm^{-1});

L = espessura da lâmina líquida (cm).

4 METODOLOGIA

4.1 Considerações iniciais

Este trabalho de pesquisa foi realizado na Estação de Tratamento de Esgotos da CASAN (ETE Insular) em Florianópolis-SC, e foi desenvolvido em etapas distintas.

Na primeira etapa, realizaram-se testes preliminares com dois tipos de lâmpadas ultravioleta, avaliando-se a intensidade de radiação emitida, o tempo que cada tipo de lâmpada levava até atingir a máxima intensidade de radiação, a temperatura atingida e a influencia da temperatura na emissão de radiação.

Na segunda, terceira e quarta etapa, utilizando-se o colimador UV foram testados amostras de efluentes de domésticos tratados pelo sistema aeróbio (lodo ativado), anaeróbio (UASB) e efluente aeróbio adicionado de sólidos, respectivamente. Nestes ensaios avaliou-se a eficiência de remoção de *E coli* e coliformes totais.

Na quinta etapa, foram realizados ensaios com o reator contínuo, utilizando o efluente da ETE insular (lodo ativado). Também foram avaliados a eficiência de remoção de *E. coli*. e coliformes totais.

Nos ensaios da sexta etapa foram avaliados a eficiência de desinfecção da radiação ultravioleta em relação a ovos de helmintos (*Ascaris lumbricoides*, *Trichuris trichiura*) e protozoários em formas encistadas (*Cryptosporidium sp.* e *Giardia sp.*).

Em todas as etapas visou-se atingir uma redução de microrganismos que enquadrasse o efluente tratado nas normas e recomendações exigidas para a reutilização do mesmo para fins menos nobres, como (irrigação agrícola, parques e áreas ajardinadas, reserva de proteção contra incêndio, sistemas decorativos, construção civil, torres de resfriamento processos industriais ou outros possíveis usos).

4.2 Equipamentos

Foram utilizados dois equipamentos na realização dos ensaios de desinfecção. Um reator de operação contínua e um colimador.

4.2.1 Reator ultravioleta

O reator ultravioleta utilizado no desenvolvimento deste trabalho foi projetado utilizando como base alguns trabalhos desenvolvidos na Escola de Engenharia de São Carlos pelos professores Luis Antonio Daniel e José Roberto Campos (Daniel, 1993).

O reator ultravioleta possui as seguintes características:

- lâmpadas emersas;
- fluxo laminar e predominantemente em pistão;
- possui um dissipador de energia que serve como estabilizador de fluxo;
- a altura da lâmina líquida pode ser controlada através de vertedores retangulares móveis;
- pode ser variada a altura das lâmpadas;
- o equipamento pode operar com um número variado de lâmpadas, entre uma e seis lâmpadas;

Este foi constituído de uma caixa de fibra de vidro de 3,0 mm de espessura, com 133 cm de comprimento e 20 cm de profundidade. Esta caixa foi revestida internamente com tinta a base de alumínio que além de ser resistente a ação do esgoto sanitário, reflete aproximadamente 50% da radiação incidente com comprimento de onda de 254 nm. Externamente foi pintado com tinta cinza metálico.

Lâmpadas de baixa pressão de baixa pressão de vapor de mercúrio de 30 W de potência nominal, 90 cm de comprimento (lâmpadas Phillips GT30T8 – Holanda), foram utilizados como fonte de radiação ultravioleta. Cada duas lâmpadas estavam ligadas a um reator eletrônico (Tarô 40 W).

As lâmpadas foram instaladas em uma tampa refletora de alumínio polido e anodizado, plana em formato retangular. A chapa de alumínio foi polida mecanicamente e após mesma recebeu

um tratamento (anodização) visando melhorar a sua resistência às agressões do esgoto e aumentar a reflexão da radiação incidente. A tampa refletora não foi fixada ao reator, apenas colocada sobre suportes localizados nas extremidades do reator. Estes suportes foram fixados através de parafusos com porcas borboletas o que permitia mover estes suportes rapidamente, variando-se a altura da tampa refletora e conseqüentemente das lâmpadas. O acionamento das lâmpadas dava-se de forma direta, no momento em que se conectava o plugue com os fios da saída do reator à tomada de energia.

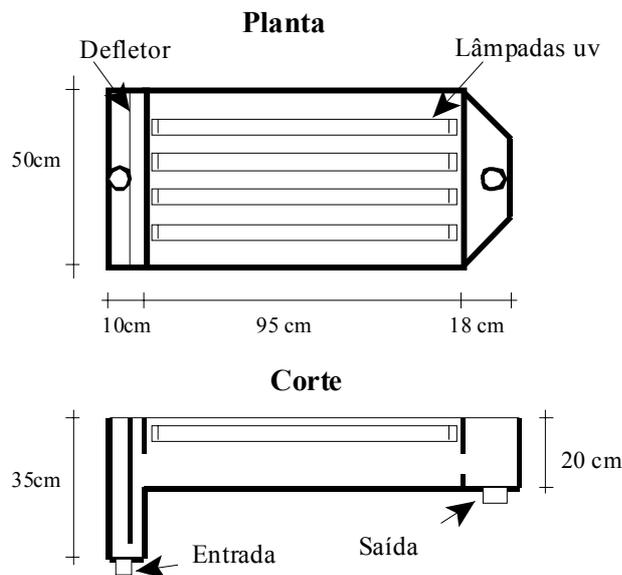


Figura 4.1 - Reator UV

O efluente a ser desinfetado entrava no reator pelo fundo, em uma caixa de 10 cm de largura, 50 cm de comprimento e 35 cm de profundidade. Este compartimento possui uma placa defletora e serviu como um dissipador de energia, estabilizando o fluxo do efluente. Após estabilizar o fluxo laminar percorria os 90 centímetros do reator onde recebia a radiação e era desinfetado, ao final extravasava por um vertedor retangular que controlava a altura da lâmina líquida e o efluente era drenado por um tubo de 50 mm (figura 4.1). Depois de passar pelo reator efluente tinha sua vazão medida por um vertedor triangular; o que permitia o controle da vazão do sistema.

Nos ensaios com fluxo contínuo no reator UV trabalhou-se com várias lâminas líquidas (2,3,5 e 8 cm) e diferentes doses de radiação ultravioleta para cada lâmina, variando entre 15 e 100 mJ/cm^2 . A dose de ultravioleta ($\text{mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$) mili watts segundo por centímetro quadrado ou (mJ/cm^2) mili Joules por centímetro quadrado é o produto da intensidade de radiação emitida

pela lâmpada mW/cm^2 (mili watts por centímetro quadrado) pelo tempo de exposição da amostra (segundos).

A distribuição da radiação foi determinada pela medição de sua intensidade em 48 pontos distribuídos uniformemente no fundo do reator. O mesmo foi avaliado com diferentes configurações: uma e três lâmpadas; utilizando-se como base à radiação superficial foi determinado para todos os ensaios a radiação média no líquido. A medição da radiação emitida foi realizada através de um fotômetro portátil que mede o espectro eletromagnético na faixa de 254 nm.

4.2.2 Colimador

O colimador é um equipamento composto de uma câmara contendo uma lâmpada ultravioleta e uma abertura por onde um feixe de luz é direcionado através de um tubo reto a um recipiente contendo a amostra a ser irradiada (Figura 4.2).

Neste trabalho o equipamento foi projetado e construído pelos participantes do projeto. Foi utilizado como material para a sua confecção tubos de PVC utilizado em instalações sanitárias (tubo branco para esgoto).

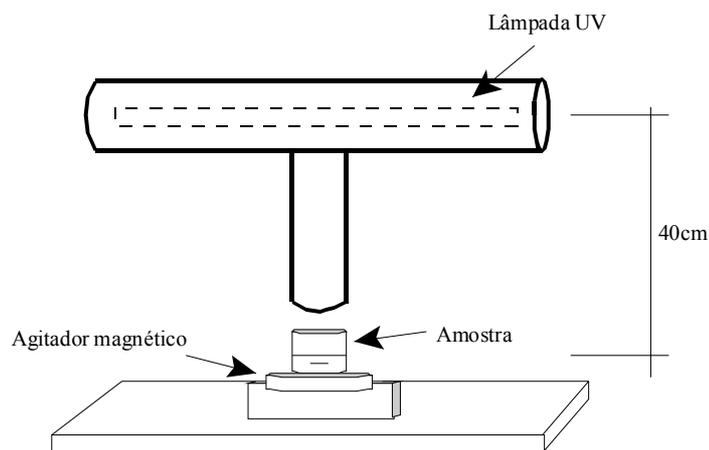


Figura 4.2 -.Colimador ultravioleta

A lâmpada UV foi colocada em uma câmara de um metro de comprimento, feita em tubo de PVC de 150 mm. O tubo direcionador da radiação para a amostra possuía 30 cm de

comprimento e 75 mm de diâmetro. Na parte superior câmara com a lâmpada havia uma abertura de 10 cm de diâmetro equipada com um pequeno ventilador, com o objetivo de refrigerar a lâmpada se necessário e permitir a livre circulação do ar. O equipamento utilizou uma lâmpada ultravioleta de baixa pressão de vapor de mercúrio, de 30 W de potência nominal, 90 cm de comprimento (lâmpada Phillips GT30T8 – Holanda), um reator de partida rápida (Intral de 40W) e um starter. O acionamento tanto da lâmpada como do ventilador era feito por chaves localizadas na parte frontal do colimador.

Externamente o equipamento foi pintado com tinta alumínio, o mesmo não foi possível com a parte interna, que permaneceu branca.

Os ensaios foram realizados em batelada. Uma quantidade de 150 ml da amostra era colocada em um Becker de 250 ml. A lâmina líquida no Becker foi de 5 cm. Com o auxílio de um agitador magnético colocado sob o “becker”, à amostra era levemente agitada (aproximadamente 120 rpm), com o intuito de manter os sólidos em suspensão e homogeneizar a amostra.

A dose de radiação aplicada deu-se através do controle do tempo de exposição. A radiação era medida antes e depois de cada ensaio e então fazia-se uma média aritmética. A medição da radiação foi realizada com o fotômetro, no centro da área irradiada. Percebeu-se que a intensidade é maior no centro da área e diminuí a medida que se afasta para as margens. Portanto foi necessário estabelecer uma média da intensidade incidente na superfície da amostra.

4.3 Cálculo da dose média de radiação UV

Para cada ensaio realizado tanto com o colimador UV como pelo reator UV, foram medidas as intensidades de radiação recebidas pela amostra a ser desinfetada. As medições foram feitas através de um fotômetro com célula sensível a radiação uv de comprimento de onda de 254nm. Foi percebido por meio das medições no fundo do reator e também na superfície irradiada pelo colimador; que a intensidade de radiação não foi uniforme, ou seja, na superfície irradiada houve áreas com diferentes intensidades de radiação. Portanto foi calculado a intensidade média superficial para cada ensaio. Em todos os ensaio de desinfecção foi determinada a absorvância (A) da amostra líquida sem proceder a filtração, em

comprimento de onda 254nm e em cubeta de quartzo com trajetória de 1,0 cm. Com estas informações foi calculada a dose média de radiação aplicada no líquido utilizando-se a lei de BEER-LAMBERT, conforme procedimento a seguir:

$$T = I/I_0 = e^{-ax} \quad (4.1)$$

T = Transmitância;

I = Intensidade de radiação ultravioleta após percorrer a lâmina líquida de espessura X (mW/cm²).

I₀ = Intensidade de radiação ultravioleta na superfície (mW/cm²),

x = Espessura da lâmina líquida (cm),

a = coeficiente de extinção (cm⁻¹)

Determinação do coeficiente de extinção:

$$A = -\log T \quad (4.2)$$

$$A = -\log e^{-ax} \quad (4.3)$$

$$A = a x \log e, \text{ como } x = 1 \text{ cm} \quad (4.4)$$

$$A = 2,303 A,$$

A intensidade foi calculada pela lei de BEER-LAMBERT:

$$I = \frac{I_0}{L} \int_0^L e^{-ax} dx \quad (4.5)$$

I = Intensidade média de radiação ultravioleta na lâmina de água de espessura L (mW/cm²),

I₀ = Intensidade média de radiação ultravioleta na superfície da água (mW/cm²).

L = Espessura da lâmina de água (cm),

a = coeficiente de extinção (cm⁻¹).

A dose média foi calculada com sendo o produto do tempo de exposição pela intensidade média na lâmina líquida, assim como a dose superficial é o produto da intensidade média superficial pelo tempo de exposição.

4.4 Métodos analíticos

Na realização das análises físico-químicas e microbiológicas foram seguidas as recomendações do “Standard Methods for Examinations of Water and Wastewater” 19ª edição (1995).

Para cada amostra irradiada com ultravioleta foram realizadas as seguintes análises físico-químicas: pH, Cor aparente, turbidez, DQO, SST, temperatura, absorvância.

As análises foram realizadas observando-se os seguintes métodos:

Tabela 4.1 – Análises e métodos

FÍSICO QUÍMICAS	
PH	Potenciométrico
Cor aparente	Leitura em espectrofotômetro MERCK, modelo SQ 118
Turbidez	Leitura em espectrofotômetro MERCK, modelo SQ 118
Teperatura	Termômetro de mercúrio
DQO (Demanda quím. de oxigênio)	Oxidação com dicromato de potássio digerido em micro digestor Hach
SST (Sólidos suspensos totais)	Filtração em membrana 0,45 µm, levado a estufa a 102 a 105 °C
Absorbância 254nm	Espectrofotômetro HACK DR 4000
MICROBIOLOGICAS:	
Escherichia coli	Método do Colilert
Coliformes totais	Método do Colilert
Ascaris Lumbricoides	Método de Baylinger
Tricuris trichiura	Método de Baylinger
Giárdia lambia	Concentração c/ CaCO ₃ /IMS/IFA
Cryptosporidium párvum	Concentração c/ CaCO ₃ /IMS/IFA

Em alguns ensaios específicos foram realizadas as seguintes análises microbiológicas:

Ovos de helmintos – contagem e viabilidade

- *Ascaris lumbricoides*

- *Trichuris trichiura*

Formas encistadas de protozoários – contagem e viabilidade,

- *Cryptosporidium sp.*

- *Giárdia sp.*

As análises de ovos de helmintos foram realizadas por técnicos da CASAN no laboratório da ETE Insular, enquanto que as análises de protozoários foram pelo Laboratório de Virologia Aplicada do Departamento de Biologia da UFSC.

4.5 Testes com ovos de helmintos

Para a preparação das amostras, foi usado um concentrado, ovos de *Ascaris lumbricoides* e *Trichuris trichiura* feito a partir do efluente do reator anaeróbio. Foi escolhido ovo de *Áscaris* como parâmetro em virtude do conhecimento e simplicidade da metodologia de detecção e também pelo longo período que estes ovos permanecem viáveis mesmo sob condições adversas no meio ambiente, segundo a OMS (1989) *apud* LEON (1999), estes permanecem no “solo por muitos meses”.

Para a realização do testes foram preparadas amostras em água destilada, onde foram inoculadas concentrações diferentes de ovos e levadas a irradiação xultravioleta. Nas primeiras amostras foram inoculados 125 ovos de *Ascaris lumbricoides* por litro e 25 ovos de *Trichuris trichiura*, estas amostras foram expostas a doses de radiação ultravioleta da ordem de 60,100 e 200 mJ/cm². No segundo grupo de amostras foram inoculados em água destilada 540 ovos de *Ascaris lumbricoides* e 20 de *Trichuris trichiura*. Estas amostras receberam doses de 100 e 200 mJ/cm². O número de ovos de *Trichuris trichiura* não foi controlado durante as inoculações como foi com os de *Ascaris*, a sua contagem se deu por estarem presentes em todas as amostras onde se encontrou *Ascaris*.

4.6 Testes com protozoários

As formas encistados de protozoários analisados nos testes foram *Cryptosporidium sp.* e *Giardia sp.*, para estes ensaios utilizou-se amostras do efluente do reator anaeróbio, sem que fosse feita uma preparação como no caso dos helmintos.

Dois foram os motivos que levaram a escolha desses microrganismos. Primeiro- tem-se verificado um aumento dos casos de infecções por *Cryptosporidium* em virtude grande número de casos de AIDS (Síndrome da Imunodeficiência Adquirida) causada pelo vírus HIV. Pois pacientes aidéticos por estarem com o seu sistema imunológico debilitado servem como disseminadores do *Cryptosporidium sp.*(WATANABE, 1996). Segundo – a Giárdia,

está é frequentemente encontrada nos esgotos devido à falta de saneamento básico a que estão submetidas grandes parcelas da população.

Tanto os ensaios de ovos de helmintos quanto das formas encistadas de protozoários foram feitos em batelada. Utilizou-se um volume de 1 litro de amostra para cada ensaio realizado. Colocou-se a amostra em um recipiente de um litro com uma lâmina líquida de 5 cm. Este recipiente foi exposto a radiação dentro do reator UV equipado com duas lâmpadas e levemente agitado para que a amostra fosse homogeneizada.

4.7 Ensaios com o reator

Nos ensaios com o reator os testes sempre foram em contínuo, aplicando-se doses diferentes de radiação ultravioleta aplicadas em várias lâminas líquidas. Em todos os ensaios em contínuo com o reator, a configuração adotada foi a seguinte:

1 lâmpada uv-C Phillips

Altura da lâmpada 15cm

Altura da lâmina líquida: 2, 4,5, 6 e 8 cm, a maior parte foi feita com lâmina de 4,5 cm.

Vazão – variável, em função da dose uv desejada.

Dose uv – foram aplicadas doses médias entre 5 a 80 mJ/cm².

4.8 Ensaios com o colimador

Pode-se observar que o efluente da ETE Insular (lodos ativados) era de boa qualidade, com pouca variação nos parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados (ver resultados, item 5.1), portanto na etapa 4, foi acrescentado um pouco de efluente do tanque de aeração (rico em sólidos em suspensão), para se obter amostras com características diferentes.. Desta forma obteve-se um aumento de cor, turbidez, DQO, SST e microrganismos do efluente a ser irradiado. Foram adicionados 0,5%, 1% e 2,5% de efluente do tanque de aeração nas amostras.

A adição de sólidos do tanque de aeração nas amostras teve como objetivo verificar até que ponto os sólidos em suspensão interferiam na desinfecção.

4.9 Reator anaeróbio

O efluente foi coletado de um reator UASB ou (Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo) da Companhia de Saneamento (CASAN) situado no morro da Caixa em Florianópolis, que atende a uma pequena população de baixa renda; (aproximadamente 1000 habitantes) o que resulta em um afluente com alta concentração de materiais orgânicos.

Com as amostras foram realizados apenas ensaios no colimador, devido a impossibilidade de se transportar grandes volumes e realizar uma desinfecção no reator em contínuo. Enquanto que o colimador necessita de pequenos volumes de amostras e apresenta resultados semelhantes ao do reator em fluxo contínuo. As amostras do reator anaeróbio demonstram um efluente com características físico-químicas, como elevada turbidez e SST, que tornam o uso da radiação ultravioleta desfavorável como método de desinfecção.

4.10 Coleta de amostras

Para todos os ensaios coleta sempre foi realizada no dia da execução dos ensaios, sendo coletado somente o volume necessário para a sua realização, portanto, não sendo utilizado nenhum método de conservação de amostra.

Ensaio com efluente da ETE Insular (sistema de lodo ativado)

As amostras foram coletadas ao final do sistema de tratamento, ou seja, na saída do decantador secundário. As coletas foram pontuais em amostragem simples.

Ensaio com efluente da ETE Morro da Caixa (sistema reator anaeróbio – UASB)

No reator anaeróbio UASB, as amostras foram coletadas na saída do reator, pontualmente em amostragem simples.

5 - Resultados e Discussões

5.1 Caracterização dos efluentes

Trabalhou-se com 3 tipos de amostras: efluente de sistema de lodos ativados, de reator anaeróbio UASB e amostra preparada, ou seja, adicionada de sólidos. As análises de caracterização dos efluentes foram realizadas pela CASAN, através de sua rotina de monitoramento dos sistemas de tratamento de efluentes domésticos.

O sistema de lodos ativados através de aeração prolongada apresenta um efluente de boa qualidade (tabela 5.1), para a utilização da ultravioleta, uma vez que os sólidos em suspensão e a turbidez apresentam valores baixos.

Tabela 5.1 - Características do efluente sanitário tratado pela ETE Insular Florianópolis.

Data	pH	Cor	Turb.	Abs.	DQO	SST	E. coli
26/04/01	6,1	103	10	0,01	13	-	$1,3 \cdot 10^4$
31/05/01	6,1	112	13	0,01	21	8	$2,9 \cdot 10^5$
05/06/01	6,7	120	14	0,01	16	12	$7,0 \cdot 10^4$

Foi realizada uma análise de caracterização por mês durante três meses, e observou-se que a variação entre os parâmetros foi pequena.

A Tabela 5.2 apresenta as características físico-químicas e microbiológicas do efluente tratado por reator UASB, localizado no Morro da Caixa em Florianópolis.

Tabela 5.2 - Características físico-químicas do efluente do reator UASB

Parâmetros coleta	Data da	17/07/01	21/07/01	24/07/01	28/07/01	31/08/01
P H		7,0	6.8	6.0	6.5	6.5
Turb.(UT)		126	48	91	88	96
Cor aparente (UC)		547	443	91	440	-
DQO(mg/l)		191	140	145	182	260
DBO(mg/l)		-	22	46	65	-
SST (mg/l)		89	38	64	86	110
E.coli NMP/100ml		$6,1 \times 10^7$	$1,5 \times 10^7$	$2,5 \times 10^7$	$1,3 \times 10^7$	$4,7 \times 10^7$
C.Totais NMP/100ml		1.2×10^7	2.7×10^6	4.2×10^6	2.1×10^6	1.5×10^7

Os dados apresentados na Tabela 5.2, mostram um efluente com valores elevados de cor, turbidez e sólidos suspensos, características de um efluente de difícil desinfecção pelo método proposto, de acordo com USEPA, (1999).

Percebe-se que o efluente do sistema tratado por lodo ativado Tabela 5.1 apresenta melhor qualidade físico-química que o efluente tratado pelo reator UASB Tabela 5.2, em virtude da natureza de cada tratamento. Este fator favorece grandemente a desinfecção.

5.2 Primeira Etapa - Testes preliminares com as lâmpadas uv

Na primeira etapa foi analisado o comportamento das lâmpadas ultravioleta em função do tempo de funcionamento e temperatura da lâmpada, uma vez que a temperatura influencia na intensidade da radiação emitida.

Os testes realizados com as lâmpadas antes dos ensaios de irradiação das amostras de efluentes não fazem parte do objetivo principal do trabalho de pesquisa, mas foram necessários uma vez que não havia experiência da equipe de pesquisa a cerca do funcionamento destas lâmpadas, também foi encontrada pouca bibliografia sobre o assunto.

O primeiro aspecto analisado foi o valor da intensidade da radiação emitida pela lâmpada e o tempo que a mesma leva para estabilizar a emissão de radiação e atingir a intensidade máxima. Os dados do gráfico apresentado (Figura 5.1) são resultados da média dos valores de dois testes realizados com uma lâmpada de ultravioleta de baixa pressão de mercúrio (UV-C) de 30 Watts marca Phillips.

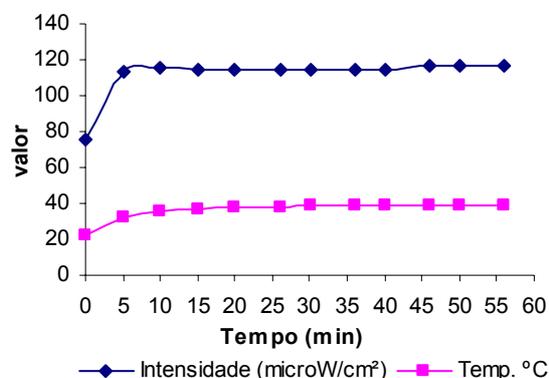


Figura 5.1 - Evolução da intensidade ultravioleta e da temperatura em função do tempo de lâmpada ligada.

Poder-se observar que após cinco minutos de funcionamento a lâmpada já atinge a intensidade máxima e a estabilidade na emissão de radiação. A intensidade média da lâmpada após 10 minutos de funcionamento está em torno de $115,5 \mu\text{W}/\text{cm}^2$, com um desvio padrão de $0,64 \mu\text{W}/\text{cm}^2$ e um coeficiente de variação de $0,55\%$. Embora a intensidade tenha alcançado a estabilidade com 5 minutos de funcionamento, a temperatura só se estabilizou após 10 minutos, ficando em média com valor de $38,62^\circ\text{C}$, com um desvio padrão de $1,09^\circ\text{C}$ e um coeficiente de variação de $2,83\%$. Os dados mostram que embora a temperatura varie mais que a intensidade da radiação durante o funcionamento da lâmpada, ambas as variações são muito pequenas se comparadas com os valores médios.

Após este teste foi determinado que antes de se iniciar os ensaio de desinfecção com radiação ultravioleta deve-se esperar que a lâmpada permaneça ligada por um período mínimo de 15 minutos afim de que a emissão de radiação atinja um valor estável, e dessa forma não interfira nos resultados das análises.

O colimador foi equipado com um pequeno ventilador, com a finalidade de refrigerar o interior da câmara onde se encontrava a lâmpada caso fosse necessário durante os ensaios; fato este que não ocorreu. Este foi acionado algumas vezes com o objetivo de verificar se a variação da temperatura no interior da câmara do colimador onde se encontrava a lâmpada afetava a intensidade de radiação ultravioleta emitida.

A Figura 5.2, mostra o comportamento da intensidade da radiação ultravioleta num intervalo de tempo de trinta minutos, quando foi variado a temperatura da lâmpada através do ventilador acoplado ao colimador.

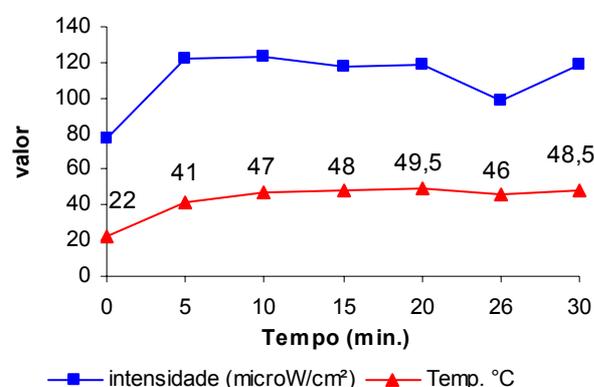


Figura 5.2 - Variações da intensidade ultravioleta em função da variação da temperatura.

O dispositivo de ventilação foi acionado aos vinte minutos e permaneceu ligado por seis minutos, baixando a temperatura da lâmpada em 3,5 °C, como resultado desta queda de temperatura a intensidade da lâmpada caiu de 119,5 para 98,7 μ W/cm². De acordo com o teste a queda de 3,5 °C na temperatura da lâmpada foi suficiente para reduzir em aproximadamente 20% a emissão de radiação, resultando em uma perda significativa na eficiência da lâmpada. Este teste confirma a necessidade de se manter a temperatura da lâmpada estável, justificando a necessidade de as lâmpadas não ficarem em contato direto com a água, o que diminuiria a eficiência do sistema, devido a possível variação de temperatura. Portanto quando imersa a lâmpada deve ser protegida por uma camisa de quartzo.

Segundo DANIEL (1993) a variação da temperatura tem influência direta sobre a intensidade da radiação ultravioleta emitida pela lâmpada.

A Figura 5.3 apresenta a curva de intensidade de emissão de radiação UV em relação a estimativa do tempo de uso da lâmpada utilizada no colimador.

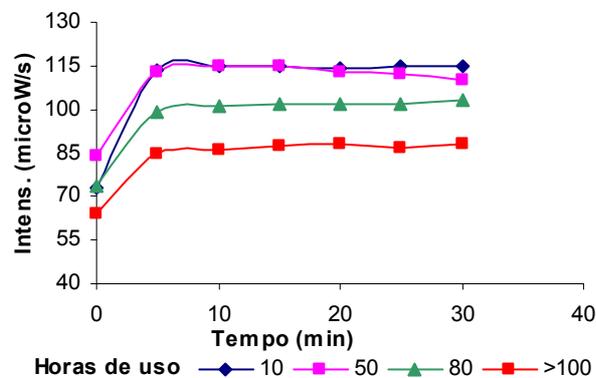


Figura 5.3 - Curva da intensidade ultravioleta em função de horas de uso da lâmpada.

Durante a utilização das lâmpadas percebe-se que com o passar do tempo ocorre uma diminuição da intensidade da radiação emitida (Figura 5.3). A razão desta diminuição não foi claramente compreendida. Foi descartada a hipótese de que a lâmpada tenha perdido eficiência de emissão de radiação, uma vez que foram testado outras lâmpadas com diferentes tempos de uso em os resultados foram semelhantes. Uma causa pode ser a alteração da cor das paredes internas do colimador. Pode-se supor que as anteriores paredes brancas do colimador refletiam melhor a radiação do que as paredes amareladas pela própria radiação UV. Segundo

os dados à medida que usa-se a lâmpada e o colimador a intensidade de radiação emitida diminuía.

Pode-se observar que até as 50 horas de uso não ocorreram variações significativas com a emissão da radiação. Após as 50 horas até as 80 horas houve uma redução de 14% na intensidade de radiação e após 100 horas de uso a redução foi de 26% atingindo um valor de $85 \mu\text{W}/\text{cm}^2$, que ficou estável até o final dos experimentos.

As medidas das radiações nos testes com as lâmpadas foram realizadas com auxílio de um fotômetro para comprimento de onda de 254 nm. O Fotômetro foi posicionado no local onde se assenta a amostra a ser desinfetada pelo colimador, a uma distância de 40cm da lâmpada ultravioleta.

A diminuição da intensidade UV emitida pela lâmpada usada nos experimentos não influenciou nos resultados, uma vez que a dose de ultravioleta é o resultado do produto da intensidade emitida através da lâmpada pelo tempo de exposição da amostra. E em todos os ensaios de desinfecção foram realizadas medidas de intensidade, sendo que as amostras eram expostas o tempo necessário para que se atingisse a dose desejada.

5.2.1 Distribuição da radiação ultravioleta

Quando a radiação ultravioleta atinge uma superfície, esta pode não se distribuir uniformemente. A intensidade é variável em função da distância da fonte de emissão e do ângulo de incidência. Portanto a variação da intensidade deve ser determinada, pois pode influenciar na determinação da dose de radiação aplicada. Foram realizadas medições tanto no reator em contínuo como no colimador, com o objetivo de se determinar a intensidade média superficial de radiação emitida por cada equipamento.

Mediu-se a radiação UV em 48 pontos distribuídos uniformemente. Durante as medições o reator estava equipado com 3 lâmpadas de 30 W cada, posicionadas a uma altura de 15 cm. do fundo.

A Figura 5.4 apresenta a distribuição da radiação UV no fundo do reator.

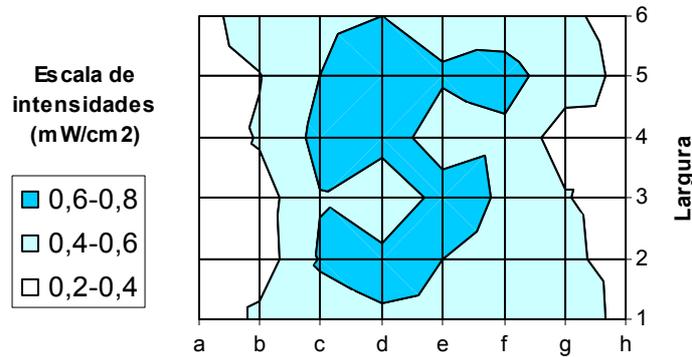


Figura 5.4 - Distribuição da intensidade da radiação uv (mW/cm^2) no reator UV.

O reator com três lâmpadas apresentou uma intensidade média de $0,5 \text{ mW}/\text{cm}^2$, pela figura 5.4 pode-se perceber que a maior radiação ocorre no centro do reator, caindo rapidamente nas extremidades onde estão os soquetes das lâmpadas.

Com a finalidade de determinar qual a intensidade média superficial de radiação que atinge a amostra, foi calculado a média aritmética das medições realizadas em cada ensaio.

Neste ensaio (Figura 5.5) foi utilizado apenas uma lâmpada UV e a radiação emitida pela lâmpada foi medida em 48 pontos no fundo do reator. A lâmpada estava posicionada a 15 cm do fundo do reator.

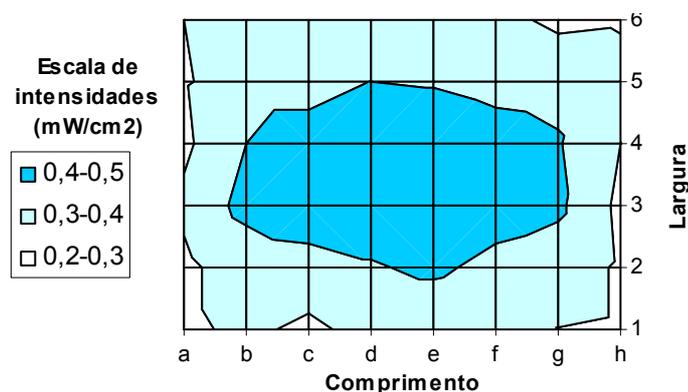


Figura 5.5 - Distribuição da intensidade da radiação uv (mW/cm^2) no fundo do reator equipado com uma lâmpada.

Observa-se na Figura 5.5 entre as coordenadas (b,5) e (g,2) que as lâmpadas proporcionam uma radiação uniforme exceto nas extremidades do reator. A intensidade média é de aproximadamente $0,36\text{mW}/\text{cm}^2$ para o reator equipado com uma lâmpada.

Nos ensaios realizados com o colimador (Figura 5.6), percebeu-se que a intensidade da radiação também não foi uniforme, sendo necessário estabelecer a intensidade média de radiação que atinge a superfície da amostra. A medição da radiação foi realizada com o fotômetro, no centro da área irradiada; na Figura 5.6 apresentada na cor mais escura e considerado 100% da intensidade de radiação. A intensidade diminui a medida que se afasta do centro, atingindo um valor de 80% do valor medido nas extremidades.

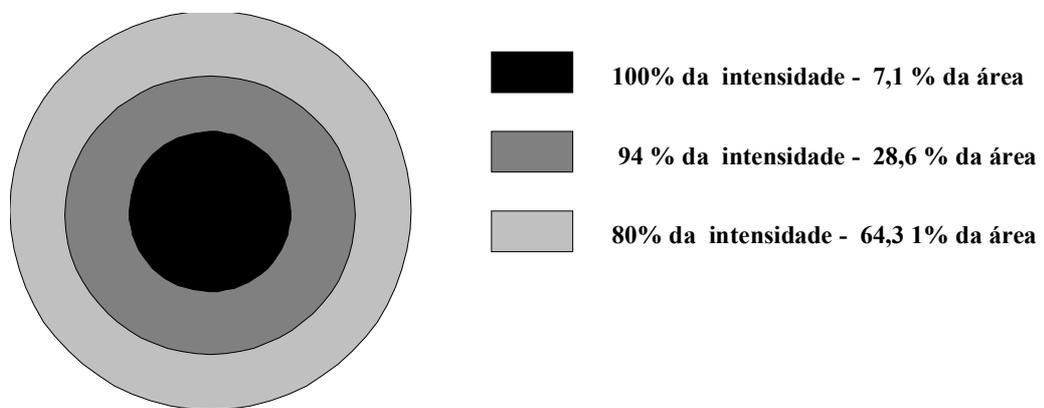


Figura 5.6 – Distribuição da radiação UV emitida pelo colimador na superfície da amostra.

Para determinação da intensidade média na superfície da amostra foi calculada a média ponderada do percentual da intensidade que atinge a superfície da amostra em relação ao percentual da área atingida por determinada faixa de radiação. Encontrou-se o índice de 0,85, ou seja a radiação média superficial na amostra equivale a 85% da radiação medida pelo fotômetro no centro da área irradiada. A medição da radiação emitida foi realizada através de um fotômetro portátil (Instruterm MUR 410) que mede o espectro eletromagnético na faixa de 254 nm.

5.3 Segunda Etapa - Ensaios de desinfecção com o Colimador

O colimador ultravioleta é extremamente útil para a realização de ensaios de desinfecção, visto que necessita de um reduzido volume de amostra e pode ser utilizado em um pequeno

espaço físico. Os resultados obtidos por um colimador podem ser utilizados como base no dimensionamento de reatores ultravioleta.

5.3.1. - Desinfecção do efluente da ETE Insular de Florianópolis

A Estação de Tratamento de Esgotos de Florianópolis ETE Insular, é composta por um sistema de lodos ativados, do tipo aeração prolongada. O efluente tratado apresenta boas características físico-químicas para ser desinfetado pelo sistema de ultravioleta.

As análises físico-químicas foram realizadas antes da desinfecção. Diversos estudos mostraram que a radiação ultravioleta não altera o valor dos parâmetros analisados (pH, cor, turbidez, absorvância, DQO e SST), ou a interferência é insignificante para as doses utilizadas (SOUZA, 2000; MONARCA *et al*, 2000).

Nesta etapa foram testadas quatro amostras, para cada amostra foram aplicadas uma seqüência de doses de radiação ultravioleta na faixa de 5 a 100 mJ/cm², em geral variando de 10 em 10 mJ/cm² de uma dose para a outra.

Na maior parte dos ensaios realizados com amostras do efluente do sistema Insular (lodo ativado), não foram efetuadas as análises de Sólidos Suspensos Totais uma vez que os valores eram muito baixos. Isto pode ser verificado nos baixos valores de turbidez e absorvância em todos os ensaios.

Como referência, para avaliar a qualidade do efluente visando a desinfecção por ultravioleta foram utilizados nestes ensaios os parâmetros de pH, cor, turbidez e absorvância, DQO e SST, conforme a Tabela 5.3.

Tabela 5.3 - Médias dos parâmetros físico-químicos das amostras desinfetadas.

Parâmetros	amostras				média
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	
Ph	6,2	6,6	6,6	6,2	6,4
Cor (uC)	104,0	114,0	109,0	89,0	104,0
Turbidez (uT)	13,0	14,0	12,0	8,0	11,8
Absorb.(nm)	0,01	0,06	0,01	0,005	0,0
DQO (mg/L)	21,0	16,0	33,0	-	23,3
SST (mg/L)	8,0	-	-	-	8,0

Ao analisar as características das amostras nos tabelas 5.3 nota-se que a qualidade das amostras é semelhante, apresentando um coeficiente de variação entre 10 e 20% em relação a média, para cada um dos seguintes parâmetro analisado (cor , turbidez ou absorvância). O valor do pH variou entre 6,2 e 6,6 enquanto que

A Figura 5.7 apresenta uma visão geral dos 4 ensaios realizados com o efluente da estação insular para *E. coli*. Pode-se perceber que o NMP inicial de *E. coli* varia entre 10^4 e 10^6 . Esta variação inicial tem certa influência sobre a eficiência de inativação principalmente nas doses médias mais baixas, ou seja, até 20 mJ/cm^2 acima desta dose, nota-se que o número inicial de microrganismos não teve influência significativa nos resultados. Em todos os ensaios nota-se uma inativação significativa até a dose média de 25 mJ/cm^2 , após há uma tendência a estabilização dos valores de NMP de tanto de *E. coli*.

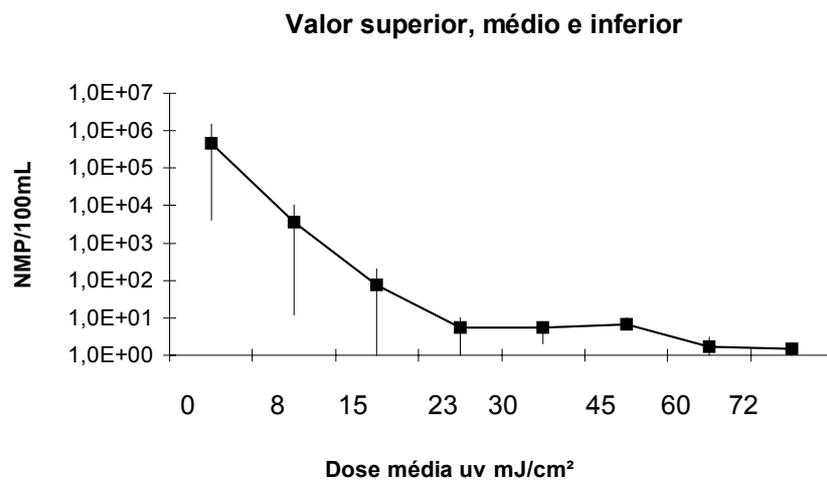


Figura 5.7 - Resultado da desinfecção de *E. coli* em função da dose UV média.

No eixo X da Figura 5.7, observa-se a dose média de radiação aplicada. Em geral a dose média foi 25% menor que a dose superficial aplicada ou seja, para se conseguir uma dose média de 30 mJ/cm^2 , (dose mínima recomendada para esgoto doméstico tratado segundo ROSSET e ROSSET, 1996 *apud* VILLARINO, 2000) foi necessário aplicar uma dose superficial de 40 mJ/cm^2 .

Nota-se que principalmente nas menores doses há um intervalo maior entre os valores máximos e mínimos de NMP/100ml para uma mesma dose aplicada, para 8 mJ/cm² os valores variaram até 3 casas logarítmicas. Em alguns casos (dose 8 e 15 mJ/cm²) onde houve uma sobrevivência de microrganismos acima do esperado e valor visivelmente fora da tendência da curva. Duas hipóteses podem justificar os resultados: um erro analítico ou de alguma forma estes microrganismos foram protegidos da radiação ultravioleta. No caso da segunda hipótese, supõe-se que alguma partícula de material sólido de maior tamanho possa ter atuado como proteção, causando a distorção no resultado.

A Organização Mundial de Saúde recomenda um nível *E. coli* (média geométrica) \leq 1000/100mL, para qualidade microbiológica do efluente destinado a irrigação de culturas consumidas cruas, campos esportivos e jardins públicos (LÉON 1999). Para este efluente a desinfecção ultravioleta foi capaz, não só de alcançar os níveis microbiológicos recomendados, como também de quase zerar o NMP de *E. coli*, utilizando as doses mínimas recomendadas por outros pesquisadores.

Na Figura 5.8, os resultados de inativação obtidos com o efluente da ETE insular, pelo colimador são apresentados em função do logaritmo da fração sobrevivente e dose média UV.

Verifica-se que com uma dose média de 10mJ/cm², consegue atingir uma inativação de aproximadamente 3 casas logarítmicas; com um dose de 25mJ/cm², alcança-se em torno de 5 e com uma dose de 60 mJ/cm² a inativação dificilmente ultrapassa a 6 casas.

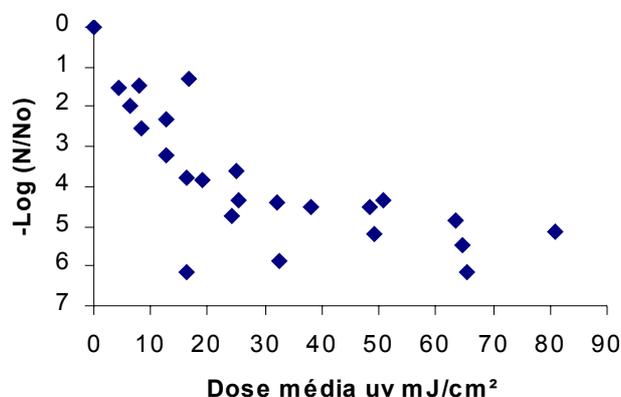


Figura 5.8 – Resultado de inativação por UV para amostras da ETE insular.

Para este efluente a desinfecção ultravioleta apresentou excelentes resultados de inativação. Para uma dose média de 25 mJ/cm² ou mais, a inativação de *E. coli* ultrapassou a 4 casas logarítmicas, resultando em uma eficiência de 99,999%.

TOSA (1999), realizando ensaios em batelada, com uma lâmpada de 25W, alcançou resultados semelhantes utilizando água destilada inoculada com *E. coli* na concentração de 10⁶ NMP/100 ml. Para doses de 7, 10 e 13 mJ/cm², atingiu uma remoção de 2, 3 e 4 casas logarítmicas.

5.4 Terceira etapa - Amostra preparada com sólidos

Como foi observado nos ensaios realizados com o efluente da ETE Insular, a desinfecção ultravioleta, alcançou o objetivo, devido a qualidade físico química das amostras.

Portanto com o objetivo de avaliar melhor a influência da elevação do valor dos parâmetros (SST, Cor, Turbidez e Absorbância) na desinfecção, decidiu-se adicionar uma quantidade determinada de efluente do tanque de aeração, rico em sólidos biológicos, as amostras de efluente tratado, dessa forma foram alterados os valores dos parâmetros físico-químicos.

Para a realização dos ensaios preparou-se três tipos de amostras adicionando-se quantidades de diferentes de sólidos biológicos, conforme a Tabela 5.4.

Tabela 5.4 - Forma de composição das amostras em percentual de volume.

Amostras	Composição da amostra	
	Efluente tratado %	Efluente tanque de aeração %
a	99,5	0,5
b	99,0	1,0
c	97,5	2,5

Mesmo as amostras compostas da mesma forma, ou seja pelos mesmos percentuais de efluente tratado e efluente do tanque de aeração apresentaram valores de parâmetros físico-

químicos diferentes, em virtude da concentração de sólidos no tanque de aeração ser variável. A tabela 5.5 mostra os valores médios das amostras preparadas, para cada concentração de sólidos adicionados 0,5% 1,0% 2,5%.

Tabela 5.5 - Médias dos parâmetros físico-químicos das amostras preparadas com adição de sólidos biológicos.

Parâmetros	médias		
% de sólidos biológicos	0,50%	1%	2,50%
Ph	6,65	6,55	6,30
Cor (uC)	216,00	394,50	731,00
Turbidez (uT)	41,50	81,15	170,50
Absorb.(nm)	0,050	0,104	0,235
DQO (mg/L)	78,50	156,50	292,00
SST (mg/L)	33,35	91,65	214,65

Observando a Tabela 5.5, nota-se que o aumento nos valores dos parâmetros é proporcional a adição dos sólidos na amostra, com exceção do pH. Nestes ensaios todas as amostras apresentaram características desfavoráveis a desinfecção ultravioleta, ou seja valores elevados de cor, turbidez, absorvância, DQO e SST.

A Figura 5.9 apresenta os valores médios de inativação de *E. coli*, e SST para cada bateria de ensaios realizados (efluente do tratado sem adição de sólidos (*)) e com adição de 0,5% (●), 1%(■) e 2,5% (▲) em volume da amostra). Dessa forma pode-se comparar a influencia dos sólidos suspensos na eficiência de desinfecção ultravioleta.

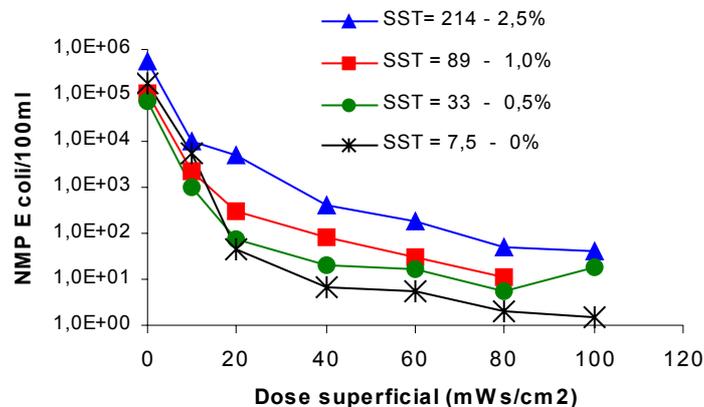


Figura 5.9 - Médias dos resultados da desinfecção UV com efluente de lodos ativados em função da dose superficial e SST.

Os resultados na figura acima são apresentados em função de dose ultravioleta superficial, com o objetivo de permitir a visualização da influência dos sólidos em suspensão na eficiência da desinfecção, uma vez que a dose superficial fornece uma visão da quantidade de energia aplicada no efluente.

Observamos que com a adição de sólidos biológicos do tanque de aeração todos os parâmetros físico químicos analisados (cor, turbidez, SST e absorvância) que podem influenciar na eficiência da desinfecção aumentaram significativamente, em grau crescente conforme eram adicionado os sólidos.

Enquanto que com o efluente normal tratado os SST eram em torno de 10 mg/L; com o acréscimo de 0,5% de sólidos biológicos em volume da amostra seu valor aumentou em média para 33 mg/L, com 1% aumentou para 80 mg/L e com 2,5% foi para 214 mg/L. A cor, turbidez e absorvância aumentaram na mesma proporção.

A Figura 5.10 apresenta um gráfico com as mesmas doses superficiais da Figura 5.9, relacionadas com as respectivas médias das doses médias calculadas para os mesmos ensaios e os sólidos em suspensão de cada amostra.

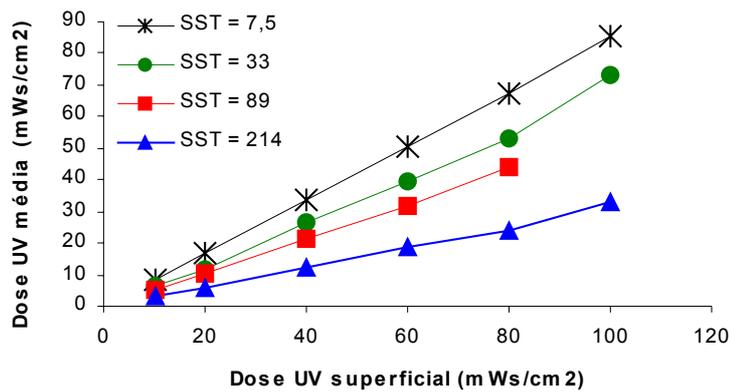


Figura 5.10 - Dose superficial aplicada em função da dose média uv, relacionada aos SST.

Pode-se perceber que a qualidade do efluente influencia diretamente na capacidade de penetração da radiação ultravioleta na amostra, tendo em vista que a dose superficial representa a quantidade de radiação aplicada na superfície da amostra, enquanto que a dose média a quantidade de radiação que penetra lâmina líquida.

Para o efluente sem adição de sólidos biológicos, com média de 7,5 mg SST/L, a relação entre dose superficial e média forma uma reta de quase 45°, ou seja para 100 mJ/cm² de dose superficial tem-se 90 mJ/cm² de dose média, uma redução de 10%, enquanto que nas amostras com média de 215mgSST/L, para uma dose superficial de 100mJ/cm² alcança-se uma dose média de 30 mJ/cm², uma redução de 70% entre a energia aplicada e a efetivamente recebida (Figura 5.10).

Isto significa que para uma amostra com 214mgSST/L atingir a mesma eficiência de desinfecção alcançada na amostra com uma concentração de SST de 7,5mg/L, seria necessário 3 vezes mais energia.

Mas não é apenas a concentração de sólidos suspensos que influencia a capacidade da radiação ultravioleta atingir os microrganismos. Estudos realizados por DANIEL (1993), mostram que o tamanho das partículas presentes no efluente exercem relevante influência na desinfecção.

JIMÉNEZ (1999) estudando a desinfecção em efluentes de diversas qualidades, estimou que para se alcançar um nível microbiológico de 1000UFC/100mL em amostras com mesma concentração de SST (30 mg/L) mas com diferente distribuição de tamanho de partículas (entre 5% e 20% de partículas com tamanho superior a 31 micra) seria necessário uma dose de radiação ultravioleta até 3 vezes maior para a amostra com 20% de partículas superior a 31 micra, do que para a amostra com o percentual de 5% de partículas superior a 31 micra..

A Figura 5.11 mostra um gráfico com todos os ensaios realizados com amostras de efluente da ETE Insular que foram preparadas com a adição de sólidos biológicos.

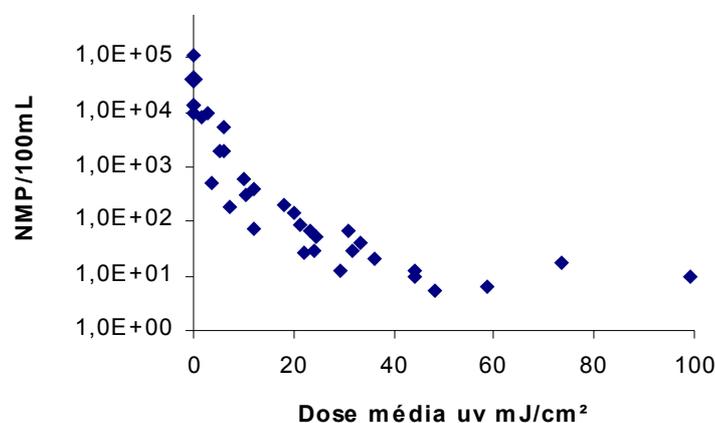


Figura 5.11 – Número de *E. coli* de todos os ensaios realizados com efluente da ETE Insular com adição de sólidos biológicos.

Observa-se que uma dose média de uv na faixa de 20 a 30 mJ/cm² baixa o NMP de *E.coli* para valores abaixo de 100/100mL, independente da concentração de SST presentes na amostra, embora como já visto na figura 5.10 quanto maior a concentração de SST mais energia é necessária para se atingir a mesma dose média.

Estes testes mostraram que mesmo com altas concentrações de sólidos em suspensão conseguiu-se uma redução de 3 casas logarítmicas, ou uma eficiência de no mínimo 99,9%.

Segundo estudos realizados por Vilarino em um efluente secundário com uma carga bacteriana baixa (10⁵), uma dose de 27 mJ/cm² foi suficiente para alcançar o limite de 10³ CF/100 ml, e para uma concentração maior, a dose teve que ser aumentada a 32 mJ/cm². (MORENO *et al.*, 1997 *apud* VILLARINO, 2000).

5.5 Quarta etapa - Efluente do reator UASB (Morro da Caixa)

O efluente anaeróbio utilizado nos ensaios provêm de um reator UASB da Companhia de Saneamento do Estado de Santa Catarina (CASAN) situado na localidade do morro da Caixa em Florianópolis, que atende a uma pequena população; (aproximadamente 100 residências de baixa renda) o que resulta em um afluente com alta concentração de materiais orgânicos, de 500 a 700 mgDBO/l.

Na Tabela 5.6 são apresentados os dados físico-químicos dos seis ensaios realizados com o efluente tratado pelo reator anaeróbio UASB, juntamente com as médias dos parâmetros.

Tabela 5.6 - Parâmetros físico-químicos das amostras coletadas no reator UASB.

Parâmetros	Amostras						média
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a	
Ph	7	6,8	6	6,5	6,5	7	6,6
Cor (uC)	547	443	510	440	535	922	566,2
Turbidez (uT)	126	49	91	88	96	127	96,2
Absorb.(nm)	0,014	0,01	0,107	0,182	0,254	0,18	0,125
DQO (mg/L)	191	140	145	182	260	316	205,7
SST (mg/L)	89	38	64	86	110	65	75,3

A qualidade deste afluente bruto varia bastante em função das chuvas e conseqüentemente a qualidade do efluente tratado. Nas amostras analisadas, a DQO variou entre 140 a 316 mg/L, os SST entre 38 a 110 mg/L, cor entre 440 a 922uC, turbidez 49 e 127 uT e a absorvância entre 0,01 e 0,254 nm. Nota-se uma faixa de variação bastante elevada entre em todos os parâmetros analisados.

Alguns fatores podem explicar o motivo de tamanhas variações: notou-se uma alteração considerável na vazão do efluente (visual, não foi medida) em função do horário da coleta e chuvas, também o nível do lodo no reator era elevado havendo carreamento de sólidos biológicos com maior o menor intensidade de acordo com a vazão.

Na figura 5.12, o gráfico apresenta todos os ensaios realizados com as amostras do efluente do reator UASB, avaliando a inativação de *E. coli* alcançados em função das doses média UV. Nota-se uma curva de inativação menos acentuada do que na Figura 5.21 (etapa 3) em que foi apresentado os dados com as amostras preparadas com adição de sólidos biológicos.

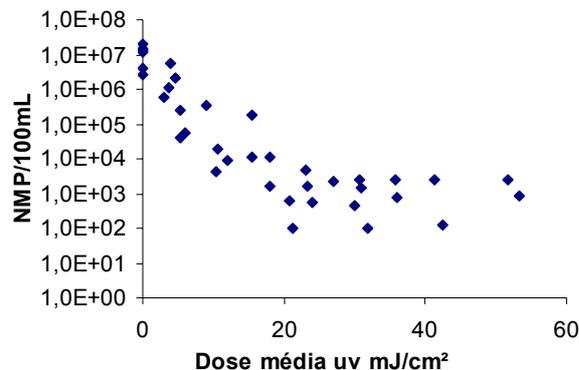


Figura 5.12 - Valores de *E. coli* referente aos seis ensaios realizados com amostra do efluente do reator UASB, em função da média das doses média UV.

As doses UV superficiais aplicadas variaram de 10 a 100mJ/cm² o que resultou em doses médias de 3 a 53 mJ/cm²

Comparando-se os resultados obtidos com o efluente do UASB (etapa 4) com os da amostra adicionada de sólidos (etapa 3), percebe-se que mesmo nos ensaios onde todos os parâmetros físico-químicos (SST, cor, turbidez e absorvância), foram maiores do que nas amostras do reator UASB, atingiu-se valores finais de NMP de *E. coli* abaixo de 10², enquanto que com

as amostras desinfetados do reator anaeróbio os valores de NMP de *E. coli* ficaram em torno de 10^3 para doses médias acima de $25\text{mJ}/\text{cm}^2$.

O motivo desta aparente disparidade provavelmente está no número inicial de microrganismos do efluente anaeróbio que foi de aproximadamente 2 casas logarítmicas maior que o efluente da ETE Insular (lodo ativado), mas em termos de eficiência os dois tipos de amostras apresentaram valores semelhantes, ou seja o logaritmo da fração sobrevivente (N/N_0) variou em torno de 4,5 a 5.

Na Figura 5.13, apresenta um gráfico onde pode-se observar com maior precisão as variações ocorridas no número de *E. coli* para cada dose média das doses aplicadas em todos os ensaios com efluente anaeróbio.

Percebe-se que o maior desvio ocorre em torno da dose $10\text{ mJ}/\text{cm}^2$, mas em geral a variação é de aproximadamente 1,5 log.

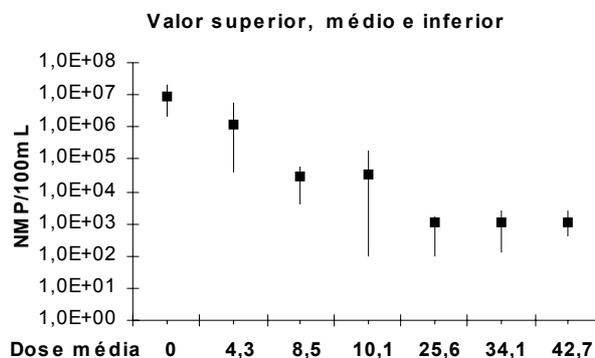


Figura 5.13- Valores de *E. coli* (mínimo, máximo e médio), referente aos seis ensaios realizados com amostra do efluente do reator UASB, em função da média das doses média uv.

Levando-se em conta os valores médios, nota-se que a partir da dose $25\text{mJ}/\text{cm}^2$, a inativação se estabilizou, atingindo valores de NMP de *E. coli* de 10^3 mesmo com uma dose acima de $40\text{ mJ}/\text{cm}^2$.

Analisando a Figura 5.14 que apresenta os resultados de inativação na forma de logaritmos da fração sobrevivente dos microrganismos, nota-se que pode-se atingir uma redução de até 4,5 log, mas em média para doses acima de $30\text{mJ}/\text{cm}^2$ a inativação situa-se próximo a 4 casas

logarítmicas. O comportamento da curva indica uma população heterogênea de *S* ou microrganismo parcialmente protegidos por agregação.

Ao se analisar os resultados deve-se levar em conta que microrganismos da mesma espécie possuem diferentes resistências. Mesmo espécies diferentes de *E. coli* possuem resistências variadas. SOMMER *et al.* (1998) avaliando o efeito biocida da radiação ultravioleta em bactérias, utilizando uma dose de 40mJ/cm², alcançou uma redução de 1,26 log para *E. coli* ATCC 25922 e ATCC 11229, enquanto para *E. coli* “wild type” a redução foi de apenas 0,54 log.

A Figura 5.14 apresenta os mesmos resultados da Figura 5.13, através de um enfoque diferente, esta se analisando o logaritmo da fração sobrevivente, que representa melhor a eficiência do sistema, levando-se em conta o NMP inicial e o final.

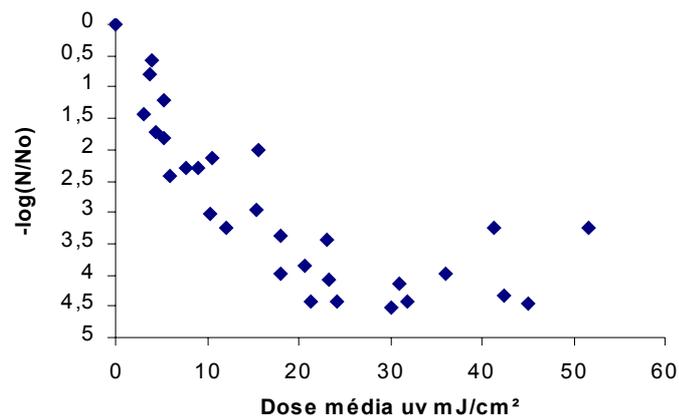


Figura 5.14 – Logaritmo da fração sobrevivente (*E. coli*) em função da dose média uv aplicada em amostra de efluente anaeróbio.

Tomando-se apenas a *E. coli* como indicador de qualidade microbiológica o efluente anaeróbio atingiu os requisitos exigidos pela OMS para a utilização em irrigação na agricultura, a partir da dosagem de 30mJ/cm².

5.6 Quinta Etapa - Ensaio de desinfecção com o Reator (em contínuo)

Nestes ensaios o reator foi equipado com apenas uma lâmpada UV de 30W, marca Phillips, posicionada a 15 cm do fundo reator. Foi utilizado esta configuração pois o reator possuía uma limitação hidráulica, ou seja, podia operar com uma vazão máxima de 1,5 m³/h., dessa

forma caso fosse utiliza-se mais de uma lâmpada UV a dose de radiação recebida pelo efluente seria muito elevada para os objetivos do estudo.

Na distribuição da radiação no fundo do reator apresentada na figura 5.5 chegou-se a uma intensidade uma intensidade média de $360\mu\text{W}/\text{cm}^2$, utilizada como base para calcula da dose média no líquido.

Os dados físico-químicos das amostras coletadas durante os ensaios com o reator UV em contínuo são apresentados na Tabela 5.7.

Tabela 5.7 – Parâmetros físico-químicos das amostras da ETE Insular desinfectadas no reator UV (em contínuo).

Parâmetro	amostras				média
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	
Ph	6,6	6,5	6,6	6,2	6,5
Cor (uC)	105	115	109	89	104,5
Turbidez (uT)	6	10	12	8	9
Absorb.(nm)	0,008	0,038	0,009	0,005	0,015
DQO (mg/L)	21	15	33	-	23
SST (mg/L)	5	-	-	-	5

Nos ensaios com o reator foi utilizado o efluente ETE Insular (lodo ativado). Como já foi citado anteriormente este efluente tem uma qualidade adequada para que se efetue a desinfecção através da radiação ultravioleta, em virtude de seu baixo teor de SST, baixa turbidez, cor e absorvância.

Nestes ensaios os SST não foram analisados devido a sua baixa concentração no efluente, o que dificultava a precisão da análise e influenciava na desinfecção. Os parâmetros mantêm a média observada nas amostras utilizadas no colimador (etapa 2), uma vez que são do mesmo sistema de tratamento.

Como em todos os ensaios realizados com amostras do efluente da ETE Insular com o colimador, a desinfecção utilizando o reator UV em contínuo também promoveu uma desinfecção satisfatória.

A Figura 5.15 mostra o NMP de *E. coli* de todos os quatro ensaios realizados com o reator uv em contínuo, cada ensaio com no mínimo quatro doses crescentes de radiação. Observa-se uma redução de *E. coli* superior a 4 casas log., estes valores de inativação são semelhantes aos encontrados nos ensaios com o colimador.

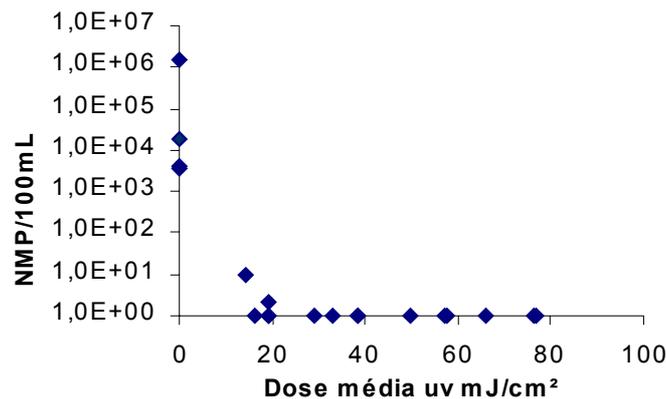


Figura 5.15 – Numero de *E.coli* em função da dose média uv, (reator em contínuo)

Nota-se que nos ensaios da Figura 5.15, a utilização de doses ultravioleta equivalente às aplicadas com o colimador resultou em uma maior inativação de microrganismos, atingindo valores extremamente baixos, quase zerando o NMP de *E. coli*, com uma dose de 20 mJ/cm²., mesmo com valores de NMP iniciais superiores a 10⁵. A possível explicação para a melhor desinfecção com o reator pode estar na aplicação de uma dose UV maior do que a medida. O fotômetro ao medir a intensidade da radiação, capta apenas a radiação emitida diretamente pela lâmpada, enquanto que durante o ensaio a radiação emitida é refletida varias vezes no interior do reator, pois o mesmo foi pintado internamente com tinta alumínio, que possui capacidade de refletir a radiação ultravioleta. Portanto a dose medida poderia ser menor que a dose efetivamente recebida pela amostra. Justificando assim os melhores resultados alcançados com o reator.

5.7 - Sexta Etapa – Ensaios com helmintos e protozoários

5.7.1 - Helmintos

Estes testes foram realizados em bateladas de aproximadamente 1,0 litro de amostra para cada ensaio. Utilizou-se um recipiente circular de vidro de 25 cm de diâmetro com 4 cm de altura e a lâmina da amostra foi de 3 cm de altura.

As amostras foram expostas a radiação ultravioleta com intensidade de $890 \mu\text{W}/\text{cm}^2$, emitidas por duas lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio de 30 W cada (PHilips G30T8) localizadas a cinco centímetros da lâmina d'água.

Nos ensaios com helminto foram acrescentados as amostras um determinado número de ovos de *Ascaris*, com o finalidade de facilitar a avaliação da eficiência de desinfecção e a sua contagem em laboratório. Portanto o número inicial de ovos não é característica natural do efluente e sim resultado de uma inoculação de um concentrado de ovos preparado antecipadamente.

Na Tabela 5.8 são apresentados os resultados da inativação de helminto para doses de até 200 mJ/cm^2 . Neste ensaio a inativação de *Áscaris* foi insignificante e não foi possível realizar a contagem de *Trichuris*.

Tabela 5.8 – Resultados dos ensaio de desinfecção com helminto

11/09/01		Moro da Caixa				
Efluente Parâmetros	Bruto	Dose UV (mJ/cm^2)	Espécies			
			<i>Ascaris lumbricoides</i>		<i>Trichuris trichiura</i>	
			n° ovos /L	Viáveis %	n° ovos /L	Viáveis %
pH	7,6					
Cor (uC)	>1000	0	125	75	25	100
Turbidez (uT)	488	60	125	78	25	-
Absorb. (nm)	0,51	100	125	72	25	-
DQO (mg/l)	912	200	125	69	25	-

Os ensaios realizados mostraram que tanto os ovos de *Ascaris* como os de *Trichura* são muito resistentes a UV; mesmo uma dose de $500\text{mJ}/\text{cm}^2$ não foi suficiente para inviabilizar os ovos de *Ascaris* enquanto que os de *Trichura* apenas 50% foram inviabilizados (Tabela 5.8).

Na metodologia utilizada para determinar a viabilidade do ovo de *Áscaris* (Coloração da membrana externa do ovo) avalia-se a integridade da membrana externa e não os possíveis danos causados ao DNA, principal forma de atuação da ultravioleta, portanto uma membrana intacta será interpretada como um ovo viável, mas este poderá estar com seu o DNA lesionado.

SOUZA (2000) *apud* YIP *et al*, (1995), mostra que a radiação ultravioleta não tem efeito desinfetante sobre ovos de helmintos devido a sua resistência, o que foi confirmado nestes ensaios.

Na Tabela 5.9, são apresentados os resultados da viabilidade de ovos de *Áscaris* e *Trichuris* em amostra preparada com inoculo de ovos.

Tabela 5.9 - Resultados dos ensaios de desinfecção com helmintos

25/09/01		Dose UV (mJ/cm ²)	Espécies			
Efluente Parâmetros	Tratado		<i>Ascaris lumbricoides</i>		<i>Trichuris trichiura</i>	
			n° ovos /L	Viáveis %	n° ovos /L	Viáveis %
PH	6,8		540	88	20	100
Cor (uC)	834	0	540	88	20	100
Turbidez (uT)	178	200	540	88	20	100
Absorb (nm)	0,213	500	540	86	20	50
DQO (mg/l)	252					

Nos ensaios apresentados na Tabela 5.9, os resultados foram semelhantes aos da Tabela 5.8, onde não houve inativação de *Áscaris* ou *Trichuris*, mesmo utilizando-se doses elevadas de UV (500 mJ/cm²). Nesta situação conseguiu-se inativar 50% dos ovos de *Trichuris*; um valor baixo se considerado a dose aplicada.

A resistência dos ovos *Áscaris lumbricóides* (tabela 5.9) pode ser compreendida ao se constatar que estes podem permanecer vários meses no meio ambiente sem ter sua viabilidade prejudicada (LÉON 1999)

Estudos demonstram que a melhor forma de remoção de ovos de *Áscaris* é através da sedimentação, tanto que lagos de estabilização apresentam elevada eficiência de remoção (LÉON 1998).

5.7.2 - Protozoários

Foram realizadas análises de detecção e viabilidade de cistos de *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium*, no Laboratório de Microbiologia da UFSC. Não foram encontrados cistos de *Cryptosporidium sp.* nas amostras, o que não garante sua ausência uma vez que o processo de detecção é complexo e o laboratório estava avaliando uma metodologia adequada.

Os ensaios com protozoários são bastante limitados e qualquer conclusão é precipitada, pois não se pode afirmar com certeza quais foram as eficiências de inativação. O motivo da incerteza está no fato de que para se ter precisão nos resultados das análises laboratoriais é necessário que nas amostras sejam adicionados um conhecido número de cistos marcados que permitirão ao laboratorista saber qual a o percentual de cistos foram recuperados ou perdidos durante o processo de análise.

Estes marcadores não foram adicionados as amostras ao se determinar a contagem e a viabilidade dos cistos de *Giardia* pois estavam em falta e havia dificuldades para a importação. Os resultados encontrados servem apenas como limitados parâmetros de comparação com outros estudos de inativação.

A Tabela 5.10 apresenta os resultados de inativação de cistos *Giardia* por radiação ultravioleta em efluente tratado por reator UASB.

Tabela 5.10 - Resultados sobre o ensaio de desinfecção com efluente tratado.

31/08/01 Parâmetros	Dose UV mJ/cm ²	Giardia/L	Viáveis %
PH	6,5		
Cor (uC)	84	0	35
Turbidez (uT)	88	40	29
Absorb (nm)	0,102		
DQO (mg/l)	180		

Os valores desta tabela não nos permitem tirar conclusões uma vez que não foi determinar a viabilidade dos cistos em função de problemas analíticos, mas nota-se que ao se aplicar uma dose de 40 mJ/cm² de radiação UV o numero de cistos diminuiu em pelo menos 20%.

Na Tabela 5.11 trabalhou-se com efluente bruto bastante concentrado, o que contribui para uma menor eficiência da desinfecção.

Tabela 5.11 - Resultados sobre o ensaio de desinfecção de cistos de *Giardia*.

17/09/01 Parâmetros	Dose UV mJ/cm ²	Giardia/L	Viáveis %
PH	7,6		
Cor (uC)	>1000	0	3114
Turbidez (uT)	488	40	2027
Absorb (nm)	0,51	80	1980
DQO (mg/l)	912		57,73

Na amostra analisada a concentração de DQO, foi acima de 900 mg/l, embora não tenha sido realizada a análise de SST, pelos parâmetros observados e pela aparência da amostra pode-se concluir que estes eram bastante elevados. Os dados apresentados da Tabela 5.11, podem ser visualizados na Figura 5.16.

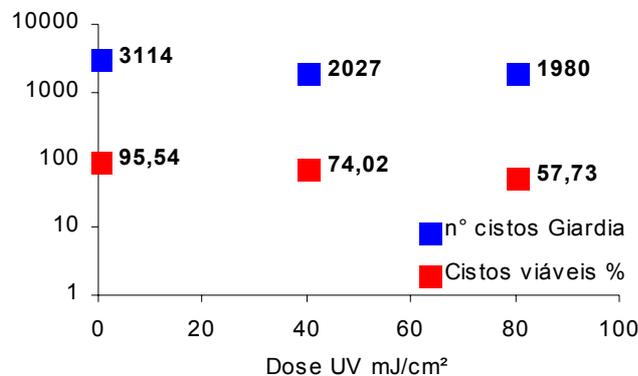


Figura 5.16 – Número de cistos de *Giardia* e cistos viáveis em função da dose UV aplicada

Nota-se uma redução significativa tanto no número de cistos, como no número de cistos viáveis, ambas em torno de 40 %. Devido a deficiências analíticas não foi possível determinar se a redução do número de cistos foi em virtude da desinfecção ou foi perdido durante o processo de preparação da amostra para a contagem.

A tabela 5.12 apresenta uma análise de inativação de cistos de *Giardia*, para uma dose de 80 mJ/cm², em efluente bruto.

Tabela 5.12 - Resultados sobre o ensaio de desinfecção

28/09/01 Parâmetros		Dose UV mJ/cm ²	Giardia/L	Viáveis %
PH	6,8			
Cor (uC)	834	80	250	62,8
Turbidez (uT)	178			
Absorb (nm)	0,213			
DQO (mg/l)	252			

No ensaio (Tabela 5.12) não foi verificado o número inicial de *Giardia* antes da desinfecção, nem o percentual de cistos viáveis, portanto não se pode estimar a eficiência de inativação. Mas se levarmos em conta o ensaio anterior onde 95% dos cistos eram viáveis antes da desinfecção, pode-se estimar uma eficiência de inativação de 34%.

PARROTA *et al* (1998), cita resultados de alguns estudos realizados com *Giardia lamblia* e apresenta os seguintes resultados: RICE e HOFF, (1881), com uma dose de 63 mJ/cm² alcançou uma inativação de 0,52 log, enquanto que KARANIS *et al*, (1982) com uma dose de 180 mJ/cm², atingiu 2 log, ambos trabalharam com água destilada e não com efluentes domésticos.

CRAIK *et al* (2000) utilizando lâmpada de média pressão em um colimador, realizou testes de desinfecção em água superficial de rio e aplicando uma dose de até 83 mJ/cm², conseguiu inativar até 2 unidades logarítmicas de *Giardia muris*

Comparando-se os valores de inativação alcançados nos ensaios Figura 5.16, com os estudos citados por PARROTA *et. al* (1998) quando se utilizou-se *Giardia lamblia*, percebe-se que os resultados obtidos nesse trabalho foram semelhantes.

6 - CONCLUSÕES

Para as condições físico-químicas e de densidade microbiana utilizadas na pesquisa conclui-se que:

- A qualidade dos efluentes tratados interferiu na eficácia de desinfecção. De maneira geral foram alcançadas menores eficiências de inativação bacteriana para amostras com valores maiores de cor, turbidez e sólidos em suspensão.

- Embora a literatura recomende a desinfecção ultravioleta para efluentes com SST menor que 30 mg/l (USEPA 1999), os resultados encontrados mostram que esse conceito pode ser revisto. Conforme alguns estudos realizados observou-se que não somente a concentração mas também o diâmetro das partículas influencia na eficiência da desinfecção, pois os sólidos podem proteger os microorganismos da radiação (Daniel 1993, Jiménez C. B.1999). Neste estudo não foi avaliado o tamanho das partículas portanto não se sabe qual foi a sua interferência na desinfecção, mas pode-se supor que o diâmetro dos SST foi responsável pela menor eficiência de inativação de *E. coli* no efluente UASB comparado com o efluente de lodos ativados para a amostra com características semelhantes de (Cor Turbidez e SST).

- Para todas as concentrações de SST as maiores taxas de remoção ocorrem até a dose de 40mJ/cm² e a partir deste ponto em todas as amostras analisadas a remoção de coliformes se estabiliza. Este comportamento provavelmente está relacionado aos microorganismos protegidos pelas partículas sólidas e as suas diferentes resistências a radiação UV.

- Ovos de *Áscaris lumbricoides* e *Trichuris trichiura* apresentam grande resistência a inativação por ultravioleta.

- Não foi possível determinar a eficiência da radiação UV na inativação dos cistos de protozoários.

- Os esgotos domésticos tratados em ETEs que reduzam o número de ovos de helmintos podem ser reutilizadas para irrigação irrestrita se desinfetadas por radiação ultravioleta.

- A viabilidade da radiação UV na desinfecção de efluentes pode ser notada na excelente remoção tanto de Coliformes Totais como E.coli, em geral acima de 99,99%, mesmo em amostras com valores altos de SST, DQO, Turbidez e Cor.

7 - RECOMENDAÇÕES E SUGESTÕES

Após os trabalhos com desinfecção através de radiação ultravioleta de esgotos domésticos tratados, tanto por meio anaeróbio como aeróbio, visando sua posterior reutilização verifica-se que há uma grande possibilidade de aproveitamento destes efluentes, contudo para que se possa dar maior segurança aos usuários é necessário que se amplie os estudos nesta área.

Portanto sugere-se que sejam realizados os seguintes estudos:

- A conjugação de métodos de desinfecção diferentes, que combinados possam apresentar resultados satisfatórios de inativação ou remoção de uma ampla faixa de microrganismos.

- Realizados ensaios de toxicidade com amostras desinfetadas por ultravioleta.

- Avaliar a eficiência da desinfecção ultravioleta em ovos de helmintos e cistos de protozoários, com doses superiores a utilizadas.

- Estudar qual a incidência destes microrganismos em efluentes primários, secundários e terciários, visando determinar se sua concentração inviabiliza a utilização destes efluentes, mesmo desinfetados por ultravioleta no reuso irrestrito.

- Estudar a fotorreativação de microrganismos patogênicos para as condições da região.

- Avaliar o potencial de contaminação de frutas e verduras irrigadas com esgotos desinfetados por ultravioleta.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASZADEGAN, M. et al. The disinfection efficacy of a point-of-use water treatment system against bacterial, viral and protozoan waterborne pathogens. **Water Res.**, v. 31, n. 3, p. 547-582, 1997.

ACHER A., et al.. Ecologically friendly wastewater disinfection techniques. **Water Research**, v.31, n. 6, p. 1398-1404, 1997.

ANDREADAKIS, A.D. Wastewater treatment and disposal for the preservation of bathing and coastal water quality in touristic areas. **Marine Chemistry**, 58, p. 389-395, 1997.

BARON, J.; BOURBIGOT, M. Repair of escherichia Coli and enterococci in sea water after ultraviolet disinfection quantification using diffusion chambers. **Water Research**, v. 30, n.11, p. 2817-2821, 1996.

BLATCHLEY III E.R. Numerical Modelling of uv intensity: application to colimated-beam reactors and continuous-flow systems. **Water Research**, v. 31, n. 9, p. 2205 – 2218, 1997.

BLATCHLEY III E.R. et al. Ultraviolet irradiation and chlorination/dechlorination for municipal wastewater disinfection: Assessment of performance limitations. **Water Environment Research**, v. 68, n. 2, p. 194-204, 1996.

BOLTON R. J. Calculation of ultraviolet fluence rate distributions in a annular reactor: Significance of refraction and reflection. **Water Research**, v. 34, n. 13, p. 3315-3324, 2000.

BORGES, J.T.; GUIMARÃES, J.R. A cloração e o residual de cloro na água – uma abordagem polêmica. In.: SEMINÁRIO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA APLICADA AO SANEAMENTO, Vitória, 2000. **Anais**. Vitória- ES, ABES, 2000.

BURCH J.; THOMAS, K. Water disinfection for developing countries and potential for solar thermal pasteurization. **Solar Energy**, v. 64, n. 1-3, p. 87-97, 1998.

CONDIE, W. Lyman Toxicological Problems Associated with Chlorine Dioxide. **Journal of the Water Works Association. Research e Technology**, p. 73-78, June 1986.

CONFERÊNCIA DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO (1992 : Rio de Janeiro). Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento: **agenda 21**. Brasília: Senado Federal, Subsecretaria de Edições Técnicas, 1996.

CHERNICHARO A. L, et al. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de desinfecção. **Pós-tratamento de efluentes anaeróbios**. PROSAB, Rio de Janeiro, 1999. cap.7. Desinfecção ultra violeta.

CRAIK S. et al. Inactivation of giardia muris cysts using medium-pressure ultraviolet radiation in filtered drinking water. **Water Research**, v. 34, n. 18, p. 4325-4332, 2000.

CRITES, R.; TCHOBANOGLIOUS. **Small and decentralized wastewater management systems**. New York: The McGraw-Hill, 1998.

DANIEL L. A; CAMPOS, J.R. Fundamentos e aspectos de projeto de sistemas de desinfecção de esgoto sanitário com radiação ultravioleta. **Revista DAE-SABESP**, n. 163, p.5-11, 1992.

DANIEL L. A. **Desinfecção de esgotos com radiação ultravioleta fotorreativação e obtenção de parâmetros cinéticos**. São Carlos, 1993. 182p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil: Hidráulica e Saneamento).- Escola de Engenharia de São Carlos.

_____. Alternativas para desinfecção de esgoto sanitário. **In.: SEMINÁRIO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA APLICADA AO SANEAMENTO**, Vitória, 2000. **Anais**. Vitória-Es, ABES, 2000.

DENART, M.; POUILLIOT, M. Theoretical and Practical Approach to the Desinfection of Municipal Wastewater Using Chlorine. **Water Science and Technology**., v. 25, n. 12, p.145-154, 1992.

DI BERNARDO L. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. In: Radiação ultra violeta VII. Rio de Janeiro: Abes, 1993. p. 486-498. cap. 4, Desinfecção.

DOWNEY, D.; GILES, D; DELWICHE, M. J. Finite element analysis of particle and liquid flow through an ultraviolet reactor. **Computers and Electronics in agriculture**, 21, p. 81-105, 1998.

EMERICK R.W. Factors influencing ultraviolet disinfection Part II: Association of coliform bacteria with wastewater particles. **Water Environment Research**. v 71, n. 6, p. 1178-1187, 1999.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). **Wastewater technology fact sheet Ultraviolet disinfection**. Washington DC., 1999.

FIGUEIREDO, R. F.; PARDO, S.D.A.; CORAUCCI FILHO, B. Fatores que influenciam a formação de trihalometanos em águas de abastecimento. **In.:** CONGRESSO ENGENHARIA. SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20, Rio de Janeiro, 1999. **Anais.** Rio de Janeiro: ABES, 1999.

GALE, P. Simulating Cryptosporidium exposures in drinking water during an outbreak. **Water Science and Technology**, vol. 38, n. 12, p. 7-13, 1998.

GANTZER C. et al. Devenir des virus entériques en mer et influence des facteurs environnementaux. *Oceanologica ACTA*, v. 21, n. 6, p. 983-992.

GIESE, N.; DARBY, J. Sensitivity of organisms to different wavelengths of uv light: Implications on modeling of medium pressure uv systems. **Water Research**, v. 34, n. 16, p. 4007-4013, 2000.

HARM, W. **Biological effects of ultraviolet radiations**. New York: Cambridge University Press, 1980. 216 p.

HASSEN A. et al. UV disinfection of treated wastewater in a large-scale pilot plant and inactivation of selected bacteria in a laboratory UV device. **Bioresource Technology**, 74, p. 141-150, 2000

HELLER L. Qual é a efetiva relação entre os subprodutos do cloro e a saúde? **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.1, n 3, p. 85, jul/set 1996

INDUSTRIAL hygiene engineering: recognition, measurement, evaluation and control. principles of nonionizing radiation. 2. ed. New York, 1995 p. 564-583.

JANEX, M.L. et al. Impact of water quality and reactor hydrodynamics on wastewater disinfection by UV, use of CFD modeling for performance optimization. **Water Science and Technology**, v. 38, n. 6, p. 71-78, 1998.

KASHIMADA, K. et al Assessment of Photoreactivation following ultraviolet light disinfection. **Water Science and Technology**, v. 33, n. 10-11, p. 261-269, 1996.

KOLCH, A.; DINKLOH, L.; LEECH, J. **WEDECO UV**. Disponível em: <<http://www.wedeco.de>>. Acesso em: 10/2001.

KÖNING, R. UV wastewater disinfection: the key to the future. **Water** 21, p. 30-32, 2001.

KUO. J.; RAMIREZ. C.A. Disinfection and antimicrobial processes. **Water Environment Research**, v.70, n. 4. p. 551-557, 1998.

LAZAROVA, Z., et al Advanced wastewater disinfection technologies: Short and long term efficiency. **Water Science and Tecnology**. v. 38, n. 12, p. 109-117, 1999.

LÉON S.; Moscoso Cavallini; FAV Damasceno. Tratamento e uso de águas residuárias. Campina Grande, UFPB, 1999.xvi, pg 110.

LÉVÊQUE, F.; CRANCE, J.M.; SCHWARTZBROD, L Virucidal effect of uv light on hepatitis a virus in sea water: Evaluation with cell culture and RT-PCR. **Water Science and Tecnology**., v. 31, n. 5-6, p. 157-160,1995.

LIAN-SHIN L.; JOHNSTON, Cliff T.; ERNEST, R.B. Inorganic fouling at quartz: Water interfaces in ultraviolet photoreactors-I. Chemical characterization. **Water Research**, v.33, n. 15, p. 3321 – 3329,1999.

_____. Inorganic fouling at quartz: Water interfaces in ultraviolet photoreactors-II. Temporal and spatial distribution. **Water Research**, v.33, n. 15, p. 3330 – 3338, 1999.

_____. Inorganic fouling at quartz: Water interfaces in ultraviolet photoreactors-III. Numerical Modelling. **Water Research**, v.33, n. 15, p. 3339 – 3347, 1999.

LILTVED, H.; LANDFALD, B. Effects of high intensity light on ultraviolet-irradiated and non-irradiated fish pathogenic bacteria. **Water Research**, v. 34, n. 2, p. 481-486, 2000.

LIMA E. Modernas tecnologias de desinfecção de água. **Revista Meio Ambiente Industrial**. 20, n . 19, p.46-48, 1999.

LINDENAURE K.G.; DARBY J.L. Ultraviolet disinfection of marginal effluents: determining ultraviolet absorbance and subsequent estimation of ultraviolet intensity. **Water Environment Research**,v. 70, n. 2, p 214-223, 1998.

_____. Ultraviolet Disinfection of wastewater: Effect of dose on subsequent photoreactivation. **Water Research**, v. 28, n. 4, p. 805-817, 1994.

LOGE F.J. et al. Ultraviolet disinfection of secondary wastewater effluents: prediction of performance and design. **Water Environment Research**, v. 68, n. 5, p. 900-916, 1996.

MAVROV V.; CHMIEL A. Treatment of low-contaminated waste water from the food industry to produce water of drinking quality for reuse. **Desalination**, 113, p.197-203, 1997.

MENG Q. S.; GERBA C. Comparative inactivation of enteric adenoviruses, poliovirus and coliphages by ultraviolet irradiation. **Water Research**, v. 30. n. 11, p. 2665-2668, 1996.

METCALF L.; EDDY; H.; TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L. **Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse**. 3rd.ed. New York: McGraw-Hill, 1991. 1334p.

MORENO, B. et al. The disinfection of wastewater by ultraviolet light. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 11-12, p. 233-235, 1997.

MOTA, S. Avaliação do Desempenho de Culturas Irrigadas com Esgoto Tratado. **In.: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, 19, Rio de Janeiro, 1997. **Anais**. Rio de Janeiro ABES, 1997.

ORTH, P.D.; FRANCISCO JUNIOR, R., NETO, M.A. Desinfecção de efluentes de estações de tratamento por ozonização. **Revista Engenharia Sanitária**, Rio de Janeiro, v. 26, n. 4, out/dez. 1999.

OTTERHOLM, H. Chlorine Dioxide's water treatment promise. **Water** 21, p 22-24, October 2000.

PARROTA, M. J.; BEKDASH F. UV disinfection of small groundwater supplies. **Journal AWWA**, v. 89, Issue 11, p. 71 – 81, 1998.

PEARSON, H.W. et al. Factors determining algal population in waste stabilization ponds and the influence of algae on pond performance. **Water Science and Technology**, v. 19, n. 12, p. 131-140, 1987.

RAJALA-MUSTONEM R.L.; TOIVOLA, P.S.; EINONEN-TANSKI, H. Effects of peracetic acid and UV irradiation on the inactivation of coliphages in wastewater. **Water Science and Technology**, v. 35, n.11-12, p. 237-241, 1997.

RIBEIRO, L.F. et al. Eficiência do dióxido de cloro na desinfecção de efluentes domésticos tratados por lagoas de estabilização. **In.:** CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, João Pessoa, 2001. **Anais.** Rio de Janeiro : ABES, 2001.

RICHARDSON, S. D.; THRUSTON JR., COELLETTE, T. Multispectral Identification of Chlorine Dioxide Desinfection Byproducts in Drinking Water. **Environmental Science e Technology**, v. 28, n. 4, 1994.

SOMMER, R., et al. Comparison of three laboratory devices for uv-inactivation of microorganisms. **Water Science and Tecnology**, v. 31, n 5-6, p. 147-156, 1995.

SOMMER, R. et al. Time dose reciprocity in uv disinfection of water. **Water Science and Tecnology**, v. 38, n 12, p. 145-150, 1998.

SOMMER R. et al. Influence of lamp intensity and water transmittance on the uv disinfection of water. **Water Science and Tecnology**, v. 35, n 11-12, p. 113-118, 1997.

SOUZA, M.A. A. **Reúso de Água**. Programa de Educação Continuada em Tecnologia Adequada e Saneamento para Professores Universitários. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente : Organización Pan-Americana de Saúde, 1997.

STANDARD methods for the examination of water and wastewater. 18. ed. Washington: APHA, c1992 1v

STOTT R. et al. A Survey or the microbial quality of wastewaters in Ismailia, Egypt and the implications for wastewater reuse. **Water Science and Tecnology**, v. 35, n. 11-12, p. 211-217, 1997.

TOSA, K.; E HIRATA, T. Photorreactivations of enterohemorrhagic *Escherichia Coli* following UV disinfection. **Water Research**, v. 33, n. 2, p. 361-366, 1999.

TREE, J. A.; ADAMS, M.R.; e LEES D.N. Virus inactivation during disinfection of wastewater by chlorination and UV irradiation and the efficacy of f+ bacteriophage as a 'viral indicator'. **Water Science and Tecnology**, v. 35, n. 11-12, p. 227-232, 1997.

VILLARINO A. et al. Cellular activities in ultra-violet killed *Escherichia coli*. **International Journal of Food Microbiology**, 55, p. 245 -247, 2000.

WATANABE M.E. New Cryptosporidium testing methods. **Environmental Science & Technology/News**, v. 30, n. 12, p. 532-535, 1996.