



UFPB



UEPB



UERN



UESC



UFAL



UFS



UFC



UFPI

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA / UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PROGRAMA REGIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO
AMBIENTE**

MYRTHIS VIRGÍNIA ALVES DE ALMEIDA REINALDO

**AVALIAÇÃO DO PROCESSO FOTOCATALÍTICO NA DESINFECÇÃO DE
EFLUENTES ANAERÓBIOS DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS**



Campina Grande - PB
2006

MYRTHIS VIRGÍNIA ALVES DE ALMEIDA REINALDO

**AVALIAÇÃO DO PROCESSO FOTOCATALÍTICO NA DESINFECÇÃO
DE EFLUENTES ANAERÓBIOS DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS**

Dissertação apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA, Universidade Federal da Paraíba, Universidade Estadual da Paraíba em cumprimento às exigências para obtenção de grau de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. José Tavares de Sousa

Campina Grande – PB

2006

MYRTHIS VIRGÍNIA ALVES DE ALMEIDA REINALDO

**AVALIAÇÃO DO PROCESSO FOTOCATALÍTICO NA DESINFECÇÃO
DE EFLUENTES ANAERÓBIOS DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS**

Dissertação apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA, Universidade Federal da Paraíba, Universidade Estadual da Paraíba em cumprimento às exigências para obtenção de grau de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Data: 23/ 02/ 2006.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. José Tavares de Sousa – UEPB
Orientador

Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Júnior – UFPB
Examinador Externo

Prof. Dr. Valderi Duarte Leite - UEPB
Examinador Interno

A Deus pela força nesta caminhada
e à minha família pelo apoio
incondicional.

AGRADECIMENTOS

A todos aqueles que de alguma forma contribuíram para a construção e o desenvolvimento deste trabalho.

Aos colegas de curso, pela amizade e companheirismo.

Ao Prof. Dr. Tavares, pelos ensinamentos durante todo o curso, pela paciência e grande ajuda na orientação deste trabalho.

À Prof.^a Dr.^a Gilvânia, pela sua enorme contribuição para construção deste trabalho.

Aos estagiários do PROSAB, pela colaboração nas análises físico e químicas.

Às bolsistas Pollyanna e Leila, pelo auxílio com as análises microbiológicas.

Aos alunos do curso de química da UEPB: Renan, Henrique e Élcio, pela presteza junto aos experimentos com luz solar.

Ao meu esposo Weiner, meu maior incentivador, por todo amor e compreensão naquelas horas de intenso, mas necessário estudo. A este grande companheiro e grande Pai, eu dedico infinita gratidão.

A todos, sem exceção, que cuidaram com carinho da minha filha na minha ausência. Serei eternamente grata pela compreensão.

E à minha filha Luma, presente divino que veio ao mundo durante esta difícil, porém gratificante caminhada.

RESUMO

Esta pesquisa foi realizada com a finalidade de estudar o desempenho de um processo desenvolvido para descontaminação ambiental, contribuindo para a desinfecção de efluentes de sistemas de tratamento anaeróbio de esgotos sanitários. Este processo foi o da fotocatalise heterogênea, que consiste na oxidação de contaminantes orgânicos através da geração de radicais hidroxila ($\bullet\text{OH}$), altamente oxidantes, e que é conseguido com o auxílio de um fotocatalisador, no caso um semicondutor, e uma fonte de radiação UV. O semicondutor utilizado foi o dióxido de titânio (TiO_2) e a fonte de energia luminosa proveniente de fonte artificial (lâmpada UV) e natural (Sol) de radiação ultravioleta. Foram utilizados dois tipos de reatores: um reator do tipo tubos concêntricos contendo uma lâmpada UV germicida 15W em seu interior, tratando efluentes provenientes de dois sistemas: UASB e filtro anaeróbio de chicanas, com uma vazão de recirculação de 72 L.h^{-1} durante 2 horas, com os quais foram feitos experimentos com e sem a utilização do TiO_2 em suspensão; e um reator de placa impregnada com TiO_2 , tratando efluente do filtro anaeróbio de chicanas, trabalhando em quatro diferentes vazões de recirculação: $13,2 \text{ L.h}^{-1}$, 25 L.h^{-1} , 42 L.h^{-1} e 75 L.h^{-1} , durante 4 horas de exposição à luz solar. Para ambos os reatores foram avaliadas as eficiências de remoção dos microrganismos indicadores de contaminação fecal – os coliformes termotolerantes, como também a taxa de inativação bacteriana através do estudo da constante cinética (k) e analisados os parâmetros físico e químicos correspondentes à variação da temperatura, pH, condutividade elétrica (CE), alcalinidade total e a bicarbonato, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (NH_3), fósforo total e ortofosfato, sólidos e suas frações, ácidos graxos voláteis (AGV) e remoção de matéria orgânica (DQO). O estudo da constante cinética de inativação bacteriana (k) revelou o melhor desempenho, no reator de tubos concêntricos, para o experimento com fotocatalise utilizando o efluente do filtro anaeróbio de chicanas. Já no reator de placa impregnada, o melhor desempenho foi observado na vazão de 25 L.h^{-1} , com 100% dos coliformes termotolerantes removidos. O experimento com o reator de placa impregnada mostrou-se eficiente na remoção dos compostos nitrogenados NTK e N-amoniacal. A menor eficiência de remoção de coliformes termotolerantes do efluente do reator UASB, no reator de tubos concêntricos, deveu-se à alta concentração de sólidos em suspensão do efluente secundário, o que impede a uniformidade da penetração da radiação UV. Elevadas taxas de evaporação, freqüentes nos experimentos com o reator de placa impregnada, provocaram aumento na concentração final de alguns parâmetros. O processo da fotocatalise heterogênea é um método alternativo eficiente para a desinfecção de efluentes terciários com baixa concentração de sólidos em suspensão.

Palavras-chave: Águas residuárias, desinfecção, fotocatalise heterogênea.

ABSTRACT

This research was accomplished with the purpose of studying the acting of a process developed for environmental disinfection, contributing for disinfection of wastewaters from anaerobic treatment systems of sanitary sewers. This process used the heterogeneous photocatalysis, that consists of the oxidation of organic pollutants through the generation of radicals hidroxila ($\bullet\text{OH}$), highly oxidizers, which is gotten with the aid of a semiconductor and a UV radiation source. The semiconductor was the titanium dioxide (TiO_2) and the source of energy from artificial luminous source (UV lamp) and natural (Sun) of ultraviolet radiation. Two types of reactors were used: a reactor type concentric tubes containing a 15W bactericidal UV lamp inside, treating wastewaters coming of two systems: UASB and Anaerobic Filter of Chicanes, with a flow of recirculation of $72 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ for 2 hours. In this reactor was made experiments with and without TiO_2 in suspension. And a TiO_2 impregnated plate reactor, treating wastewater of the anaerobic filter of chicanes, working in four different flow of recirculation: $13,2\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$, $25\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$, $42\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$ and $75\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$, for 4 hours of exposed to the sunlight. For both were evaluated the removal efficiencies of the fecal contamination indicative microorganisms - thermotolerants coliforms, and the rate of bacterial inactivation through the study of the kinetic constant (k) and analyzed the physical and chemical parameters corresponding to the variation of the temperature, pH, electric conductivity (CE), total alkalinity and to bicarbonate, total nitrogen Kjeldahl (TNK), ammonia (NH_3), total phosphor and orthophosphate, solids and your fractions, volatile greasiest acids (AGV) and removal of the organic matter (QDO). The kinetics study of the bacterial inactivation (k) it revealed the best acting, in the concentric tubes reactor, for the experiment with photocatalysis using the anaerobic filter of chicanes wastewater. Already in the impregnated plate reactor, the best acting was observed in the $25\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$ flow, with 100% thermotolerants coliforms removed. The experiment with impregnated plate reactor it was shown efficient in the removal of the nitrogen compounds TNK and Ammonia. The smallest removal efficiency of thermotolerants coliforms of the UASB wastewater, in the concentric tubes reactor, was due to the high concentration of solids in suspension of the secondary wastewater, what block the uniformity of the UV radiation penetration. High evaporation rates, frequent in the experiments with the impregnated plate reactor, they caused increase in the final concentration of some parameters. The process of the heterogeneous photocatalysis is an efficient alternative method for the disinfection of tertiary wastewater with low concentration of solids in suspension.

Keywords: Wastewaters, disinfection, heterogeneous photocatalysis.

LISTA DE SIGLAS

AGV	Ácidos Graxos Voláteis
CCT	Centro de Ciências e Tecnologia
CE	Condutividade Elétrica
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EXTRABES	Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários
LSA	Laboratório de Saneamento Ambiental
NTK	Nitrogênio Total Kjeldah
POA	Processos Oxidativos Avançados
PROSAB	Programa de Saneamento Básico
SF	Sólidos Fixos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
UEPB	Universidade Estadual da Paraíba
UFC	Unidades Formadoras de Colônias
UV	Ultravioleta

LISTA DE FIGURAS

Figura 1:	Esquema da partícula do semicondutor – TiO ₂	40
Figura 2:	Localização geográfica da cidade de Campina Grande, estado da Paraíba	42
Figura 3:	Esquema do sistema experimental de tratamento – 1 ^a fase	43
Figura 4:	Esquema do sistema experimental de tratamento – 2 ^a fase	44
Figura 5:	Reator de tubos concêntricos	47
Figura 6:	Reator de placa impregnada com TiO ₂	49
Figura 7:	Remoção de coliformes termotolerantes do efluente do filtro anaeróbio de chicanas em função do tempo de exposição no processo de fotólise	55
Figura 8:	Remoção de coliformes termotolerantes do efluente do reator UASB em função do tempo de exposição ao processo de fotólise	59
Figura 9:	Remoção dos coliformes termotolerantes do efluente do filtro anaeróbio de chicanas em função do tempo de exposição ao processo de fotocatalise	62
Figura 10:	Remoção de coliformes termotolerantes do efluente do reator UASB em função do tempo de exposição ao processo de fotocatalise	66
Figura 11:	Remoção de coliformes termotolerantes em função do tempo de exposição à fotocatalise solar na vazão de 13,2L.h ⁻¹	70
Figura 12:	Remoção de coliformes termotolerantes em função do tempo de exposição à fotocatalise solar na vazão de 25L.h ⁻¹	75
Figura 13:	Remoção de coliformes termotolerantes em função do tempo de exposição à fotocatalise solar na vazão de 42L.h ⁻¹	80
Figura 14:	Remoção de coliformes termotolerantes em função do tempo de exposição à fotocatalise solar na vazão de 75L.h ⁻¹	83

LISTA DE TABELAS

Tabela 1:	Classificação das águas doces no Brasil	19
Tabela 2:	Métodos e equipamentos utilizados nas análises dos parâmetros físico e químicos	45
Tabela 3:	Remoção de coliformes termotolerantes do efluente do filtro anaeróbio de chicanas após fotólise	55
Tabela 4:	Caracterização física e química do afluente e efluente submetido a fotólise (efluente do filtro anaeróbio de chicanas)	57
Tabela 5:	Remoção de coliformes termotolerantes do efluente do reator UASB após fotólise	58
Tabela 6:	Caracterização física e química do afluente e efluente submetido a fotólise (efluente do reator UASB)	60
Tabela 7:	Remoção de coliformes termotolerantes do efluente do filtro anaeróbio de chicanas após fotocátalise	61
Tabela 8:	Caracterização física e química do afluente e efluente submetido a fotocátalise (efluente do filtro anaeróbio de chicanas)	63
Tabela 9:	Remoção de coliformes termotolerantes do efluente do reator UASB após fotocátalise	65
Tabela 10:	Caracterização física e química do afluente e efluente submetido a fotocátalise (efluente do reator UASB)	67
Tabela 11:	Remoção de coliformes termotolerantes usando fotocátalise solar na vazão de $13,2\text{L.h}^{-1}$	70
Tabela 12:	Dados da intensidade da radiação solar para a vazão de $13,2\text{L.h}^{-1}$	71
Tabela 13:	Caracterização química do afluente e efluente após fotocátalise solar na vazão de $13,2\text{L.h}^{-1}$	72
Tabela 14:	Remoção de coliformes termotolerantes usando fotocátalise solar na vazão de 25L.h^{-1}	74
Tabela 15:	Dados da intensidade da radiação solar para a vazão de 25L.h^{-1}	76

Tabela 16:	Caracterização química do afluente e efluente após fotocátalise solar na vazão de 25L.h ⁻¹	77
Tabela 17:	Remoção de coliformes termotolerantes usando fotocátalise solar na vazão de 42L.h ⁻¹	78
Tabela 18:	Dados da intensidade da radiação solar para a vazão de 42L.h ⁻¹	80
Tabela 19:	Caracterização química do afluente e efluente após fotocátalise solar na vazão de 42L.h ⁻¹	81
Tabela 20:	Remoção de coliformes termotolerantes usando fotocátalise solar na vazão de 75L.h ⁻¹	83
Tabela 21:	Dados da intensidade da radiação solar para a vazão de 75L.h ⁻¹	85
Tabela 22:	Caracterização química do afluente e efluente após fotocátalise solar na vazão de 75L.h ⁻¹	86
Tabela 23:	Variáveis operacionais do reator de placa impregnada para desinfecção com fotocátalise solar e valores médios da constante de inativação bacteriana (k)	89

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. OBJETIVOS	16
2.1. Objetivo geral	16
2.2. Objetivos específicos	16
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1. Disponibilidade de água	17
3.2. Águas residuárias	20
3.3. Desinfecção das águas residuárias	22
3.3.1. Microrganismos do grupo coliformes	25
3.4. Métodos de desinfecção das águas residuárias	27
3.4.1. Cloração	27
3.4.2. Desinfecção com ozônio	29
3.4.3. Desinfecção com radiação ultravioleta	31
3.5. Processos oxidativos avançados	37
3.6. O processo fotocatalítico	38
4. MATERIAL E MÉTODOS	42
4.1. Parâmetros estudados e métodos aplicados	44
4.1.1. Caracterização física e química	44
4.1.2. Caracterização microbiológica	45
4.2. Reator de tubos concêntricos	46
4.2.1. Descrição do experimento com o reator de tubos concêntricos	47
4.3. Reator de placa impregnada com dióxido de titânio (TiO ₂)	48

4.3.1. Descrição do experimento com o reator de placa impregnada com dióxido de titânio (TiO ₂)	50
4.3.2. Condições operacionais do reator de placa impregnada com dióxido de titânio (TiO ₂)	51
4.4. Cinética de inativação bacteriana	52
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	54
5.1. Fotólise em reator de tubos concêntricos	54
5.1.1. Desinfecção do efluente do filtro anaeróbio de chicanas	54
5.1.2. Desinfecção do efluente do reator UASB	58
5.2. Fotocatálise em reator de tubos concêntricos	61
5.2.1. Desinfecção do efluente do filtro anaeróbio de chicanas	61
5.2.2. Desinfecção do efluente do reator UASB	65
5.3. Fotocatálise em reator de placa impregnada com TiO ₂	69
5.3.1. Desempenho do reator de placa impregnada com TiO ₂ operando na vazão de 13,2 L.h ⁻¹	69
5.3.1.1. Remoção de coliformes termotolerantes	69
5.3.1.2. Intensidade da radiação solar	71
5.3.1.3. Caracterização química do efluente	72
5.3.2. Desempenho do reator de placa impregnada com TiO ₂ operando na vazão de 25 L.h ⁻¹	74
5.3.2.1. Remoção de coliformes termotolerantes	74
5.3.2.2. Intensidade da radiação solar	76
5.3.2.3. Caracterização química do efluente	76
5.3.3. Desempenho do reator de placa impregnada com TiO ₂ operando na vazão de 42 L.h ⁻¹	78

5.3.3.1. Remoção de coliformes termotolerantes	78
5.3.3.2. Intensidade da radiação solar	80
5.3.3.3. Caracterização química do efluente	81
5.3.4. Desempenho do reator de placa impregnada com TiO ₂ operando na vazão de 75 L.h ⁻¹	82
5.3.4.1. Remoção de coliformes termotolerantes	82
5.3.4.2. Intensidade da radiação solar	84
5.3.4.3. Caracterização química do efluente	85
5.3.5. Dados operacionais do reator de placa impregnada com TiO ₂	88
6. CONCLUSÕES	90
7. RECOMENDAÇÕES	92
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	93

1. INTRODUÇÃO

A poluição do meio ambiente tem sido apontada como um dos maiores problemas da sociedade moderna. Como resultado de uma crescente conscientização deste problema, novas normas e legislações cada vez mais restritivas têm sido adotadas, a fim de minimizar os impactos ambientais. Por isso, existe a necessidade de se desenvolver novos processos para o tratamento de efluentes que garantam um baixo nível de contaminantes e a preservação da qualidade do meio ambiente (NOGUEIRA & JARDIM, 1998).

No Brasil, sobretudo na região nordeste, onde é evidente a alta incidência de doenças de veiculação hídrica, principalmente nas camadas menos favorecidas da população existe a necessidade de se desenvolver tecnologias de baixo custo. Atualmente, somente cerca de 20% dos esgotos produzidos no país recebem algum tipo de tratamento, muitas vezes inadequado, acarretando em prejuízos ao meio ambiente com a poluição dos recursos hídricos, bem como à saúde humana (TUNDISI, 2003).

Nesse contexto, o tratamento de águas residuárias por processos anaeróbios apresenta certas limitações como a incompleta remoção de matéria orgânica e microrganismos patogênicos, tornando-se importante incluir uma nova etapa de pós-tratamento dos efluentes gerados como forma de melhorar a qualidade final dos mesmos, a fim de minimizar os impactos negativos decorrentes do seu despejo.

Contudo, o crescente aumento da quantidade de resíduos gerados pelas atividades humanas (domésticas, industriais e agrícolas) e o lançamento indiscriminado dos produtos indesejáveis provenientes destas atividades afetam o meio ambiente, prejudicando suas fontes hídricas e tornando-as progressivamente impróprias ao consumo pela população. No caso dos resíduos líquidos (ou águas residuárias), há muita preocupação quanto ao seu destino, por isso, faz-se necessário utilizar um sistema eficaz de controle da poluição e contaminação, de

modo que estes não causem desequilíbrio quando lançados no meio ambiente e nem ponham em risco a saúde da população devido ao aumento da incidência de doenças causadas por microrganismos patogênicos de veiculação hídrica.

Segundo Branco (1986), a ordem ou equilíbrio natural de um ecossistema aquático é bastante prejudicado pela introdução de despejos, gerando uma profunda modificação em seu ambiente. No entanto, tal alteração não é sentida diretamente pelo homem em seu ambiente natural, e sim quando ele faz uso da água para as suas mais diversas necessidades. A água pode ser um veículo transportador de bactérias, vírus, fungos, organismos patogênicos, ou ainda, substâncias tóxicas e elementos radioativos.

Por esta razão, a preocupação com a preservação, proteção e melhoria da qualidade dos recursos hídricos é admitida praticamente sem muitas discussões, tanto que a população de diversas nações está começando a tomar consciência de que é necessário compatibilizar o desenvolvimento econômico com preservação ambiental. Ações de proteção sanitária e ambiental tendo como objetivo principal minimizar os impactos negativos que efluentes sanitários causam ao meio ambiente já estão sendo impostas através da aplicação das legislações (CHERNICHARO et al., 2001; BRAGA et al., 2002).

Portanto, torna-se indispensável a aplicação de métodos alternativos objetivando a remoção de patógenos e material orgânico presentes nestes esgotos. Nos últimos anos vem sendo estudada uma nova técnica, a fotocatalise heterogênea, a qual é eficaz nos processos de desinfecção e desintoxificação de águas.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a remoção de patógenos no pós-tratamento de efluentes anaeróbios através do Processo Oxidativo Avançado (POA), utilizando a fotocatalise heterogênea combinada com radiação ultravioleta oriunda de fonte artificial (lâmpada UV) e natural (luz solar), visando à remoção de indicadores de contaminação fecal.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a qualidade sanitária do efluente produzido no filtro anaeróbio de chicanas e no reator UASB, antes e após tratamento, através do processo fotocatalítico;
- Quantificar os indicadores de contaminação fecal (coliformes termotolerantes), antes e após o procedimento fotocatalítico;
- Avaliar a eficiência (%) de remoção dos coliformes termotolerantes presentes no efluente final.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Disponibilidade de água

O suprimento de água doce de boa qualidade é essencial para o desenvolvimento econômico, para a qualidade de vida das populações humanas e para sustentabilidade dos ciclos no planeta. Desenvolvimento econômico implica diretamente em disponibilidade de recursos hídricos. Portanto, a água funciona como fator de desenvolvimento econômico em todos os níveis: regional, nacional e internacional (TUNDISI, 2003).

No caso do Brasil, embora a disponibilidade hídrica por habitante ($6.220 \text{ m}^3/\text{ano}$) seja confortável, a população de algumas regiões do país que sofre com prolongadas secas tende a migrar para as cidades e grandes centros urbanos, gerando crises econômicas, que têm como consequência o agravamento dos problemas sociais (MORAIS, 2001).

Os usos múltiplos da água aumentam, à medida que as atividades econômicas se diversificam e as necessidades de água aumentam para atingir os níveis de sustentação compatíveis com a demanda da sociedade de consumo, a produção industrial e agrícola. Cada vez mais se retira água dos corpos hídricos e se produzem resíduos líquidos, os quais retornam aos corpos hídricos alterando a sua qualidade (MOTA, 1997).

Por isso, é importante preservar os recursos hídricos na Terra, dada a pequena fração de água mais facilmente disponível e que pode ser destinada ao consumo humano, visto que de toda água doce existente no planeta (correspondente a 0,8% do volume total), apenas 3% dela pode ser encontrada na superfície (VON SPERLING, 1996).

Sabe-se que a água é um recurso natural renovável, dado o seu complexo ciclo hidrológico na Terra. Porém, o aumento populacional tem ocorrido em níveis superiores aos tolerados pela natureza, o que resultará futuramente em estresse do sistema hídrico mundial.

Portanto, a água atualmente passa a ser re-vista na condição de um recurso finito, em decorrência de sua contaminação e poluição causada pelo desenvolvimento sócio-econômico, produto do exacerbado crescimento populacional. Em virtude destes efeitos, a água constitui um fator limitante para o desenvolvimento humano e sustentável (MEYBECK, 1990).

A contaminação de águas naturais pela ação antrópica tem como conseqüências, segundo Tundisi (2003):

- Degradação da qualidade da água superficial e subterrânea;
- Aumento da incidência das doenças de veiculação hídrica causando impactos à saúde humana;
- Diminuição da água disponível per capita;
- Aumento no custo da produção de alimentos;
- Impedimento ao desenvolvimento industrial e agrícola e comprometimento dos usos múltiplos;
- Aumento dos custos para o tratamento e fornecimento de água.

No Brasil, conforme a Portaria do Ministério da Saúde nº 518, de 25 de março de 2004, a água é considerada potável para consumo humano cujos parâmetros microbiológicos, físicos, químicos e radiativos atendam ao padrão de potabilidade e que não ofereçam risco a saúde.

Atualmente, no Brasil, os mais novos padrões estabelecidos para o enquadramento dos corpos aquáticos em classes correspondem à Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, a qual dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Na Tabela 1 é mostrado, resumidamente, a classificação para as águas doces segundo a referida resolução, de acordo com o seu destino e o nº de coliformes termotolerantes.

Tabela 1: Classificação das águas doces no Brasil.

Classe	Destino	Nº de Coliformes Termotolerantes
Especial	Abastecimento para consumo humano, com desinfecção; preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.	Ausência em 100mL
Classe 1	Abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário (natação, esqui e mergulho); irrigação de hortaliças e frutas consumidas cruas.	Até 200 UFC/100mL
Classe 2	Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário; irrigação de hortaliças, frutíferas e campos de contato direto com o público; pesca e aquicultura.	Até 1000 UFC/100mL
Classe 3	Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; pesca amadora; recreação de contato secundário (pesca e navegação); dessedentação de animais.	Até 4000 UFC/100mL
Classe 4	Navegação e harmonia paisagística.	Indefinido

Fonte: CONAMA (2005).

Os problemas mais graves que afetam a qualidade da água de rios e lagos decorrem, em ordem variável de importância, segundo as diferentes situações: de esgotos domésticos tratados de forma inadequada, de controles inadequados dos efluentes industriais, da perda e destruição das bacias de captação, da localização errônea de unidades industriais, do desmatamento e de práticas agrícolas deficientes (MORAES & JORDÃO, 2002).

Segundo Barioni (2000), é necessário se conhecer a qualidade das águas superficiais destinadas a usos múltiplos sem tratamento prévio, especialmente aquelas contaminadas com águas residuárias provenientes de esgotos domésticos, para poder avaliar a provável presença de microrganismos enteropatogênicos e poder associar estes resultados com os índices de saneamento e com o nível de saúde da população numa determinada região.

Portanto, as exigências em relação às leis ambientais em todo o mundo vêm se tornando cada vez mais exigentes, principalmente devido ao aumento da sensibilização, por parte da sociedade, em relação à saúde pública e aos riscos ecológicos associados à poluição ambiental.

3.2. Águas residuárias

Boa parte da água retirada dos recursos hídricos destinada ao abastecimento retorna ao meio ambiente como veículo transportador dos produtos residuais provenientes das atividades humanas (domésticas, industriais e agrícolas), que frequentemente são tóxicos e onde cuja presença pode degradar seriamente os corpos d'água (ecossistemas aquáticos), tornando os custos para o tratamento e fornecimento de água à população cada vez mais altos, como também, aumentando a incidência de doenças provocadas pela presença de microrganismos patogênicos na mesma.

A maioria dos sistemas de tratamento de esgotos sanitários encaminha seus efluentes direta ou indiretamente para os corpos d'água receptores. Portanto, o grau de tratamento das águas residuárias deve ser o melhor possível, visto que a qualidade das águas não deve ser alterada com a introdução de tais efluentes, ou pelo menos deveria causar um impacto mínimo.

Segundo Jordão & Pessoa (1995) e León & Cavallini (1999), as conseqüências ambientais do lançamento indiscriminado de esgotos sanitários nos corpos d'água resultam, principalmente em:

- Problemas de natureza ambiental ou ecológica, devido à presença de matéria orgânica dos esgotos acarretar uma diminuição do oxigênio dissolvido na massa de água e redução da vida aquática;
- Problemas de saúde pública, em que a presença de possíveis agentes transmissores de doenças de veiculação hídrica coloca em risco a saúde da população.

O objetivo principal do tratamento de esgotos é remover os seus constituintes indesejáveis de tal maneira que o seu uso ou a sua disposição final possa ocorrer de acordo com as regras e critérios definidos pela legislação. Os constituintes indesejáveis e prejudiciais, do ponto de vista da saúde pública, que estão presentes nos esgotos domésticos, podem ser divididos em quatro grupos bem definidos: bactérias, vírus, helmintos e protozoários. Logo, o uso de tal fonte como alternativa para a escassez de recursos hídricos, dependendo da finalidade pretendida, necessita de uma minuciosa avaliação microbiológica para que se atenda a alguns requisitos e limites estabelecidos através de regulamentações (PAGANINI et al., 2005).

Os tratamentos primários e secundários de águas residuárias industriais e urbanas não eliminam completamente os riscos infecciosos e tóxicos, já que, após estes tratamentos,

substâncias tóxicas e recalcitrantes de difícil degradação e microrganismos patogênicos ainda estão presentes nos efluentes tratados (CORDEIRO et al., 2004).

3.3. Desinfecção das águas residuárias

Segundo Chernicharo et al. (2001), o objetivo principal da desinfecção de esgotos é destruir os microrganismos patogênicos entéricos que podem estar presentes no efluente tratado, para tornar a água receptora segura para uso posterior.

Os efluentes domésticos, ao serem submetidos a tratamentos convencionais para remoção de compostos orgânicos e inorgânicos, ainda apresentam contaminantes, como microrganismos patogênicos que devem ser removidos dependendo da exigência de padrões de qualidade para o corpo receptor ou se ele ainda é aproveitado para outros fins, como o abastecimento de água, a recreação primária ou a irrigação. A metodologia usualmente adotada para esse caso é a aplicação de agentes químicos como a cloração. Outras alternativas têm sido estudadas depois da descoberta de que produtos tóxicos, mutagênicos e carcinogênicos eram formados após a cloração em águas contendo matéria orgânica natural (GONÇALVES et al., 2003).

A recente Resolução CONAMA n° 357, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, define desinfecção como a remoção ou inativação de organismos potencialmente patogênicos.

Daniel et al. (2000) atentam para o fato de que parcela significativa da população brasileira é abastecida por águas superficiais e subterrâneas isentas de qualquer tipo de tratamento, especialmente nas pequenas localidades, concorrendo para disseminação de diversas doenças de veiculação hídrica.

A água superficial poluída pela presença de microrganismos enteropatogênicos é responsável pela transmissão de diversas enfermidades de veiculação hídrica que afetam os seres humanos no mundo inteiro desde tempos atrás (MORAIS, 2001). Porém, hoje em dia, mesmo com o avanço tecnológico no tratamento de água e de esgotos e o crescente grau de instrução da população, o desencadeamento de doenças de veiculação hídrica ainda é o maior fator responsável pelas internações na rede pública de saúde nos países em desenvolvimento, sobretudo na região Nordeste do Brasil.

Estima-se que, no Brasil, 60% das internações hospitalares estejam ligadas diretamente à precariedade dos sistemas de saneamento básico e que 90% dessas doenças é resultado do abastecimento de água em quantidade e qualidade insatisfatórias. Em muitas regiões brasileiras, é comum o abastecimento de água que não atende aos padrões de potabilidade vigentes. A água de má qualidade pode veicular doenças como febre tifóide e paratifóide, cólera, disenteria bacilar, hepatite infecciosa, entre outros (DI BERNARDO et al., 2002).

Portanto, a incidência de doenças de veiculação hídrica é, de uma forma geral, o resultado da interação de fatores político-sócio-econômicos além de fatores físicos, químicos e biológicos. A interação desses fatores, associada a agentes que perturbam as funções vitais dos seres vivos, constitui o ambiente gerador de doença. Fatores como pobreza, precariedade do abastecimento de água, escassez e contaminação de alimentos, falta de higiene pessoal e doméstica, ausência de saneamento básico, são os veículos de agentes patogênicos que causam as infecções entéricas, agravantes da desnutrição, e esta, por sua vez, constitui a causa básica mais importante da mortalidade infantil (ROUQUAYROL et al., 1999).

Doenças infecciosas causadas por bactérias patogênicas, vírus, protozoários e outros parasitas, são os problemas de saúde pública mais comuns associados à água, sendo

Escherichia coli considerado o mais específico indicador de contaminação fecal recente e de eventual presença de organismos patogênicos (MOTA, 1999).

Nesse contexto, a desinfecção dos esgotos deve ser considerada quando se pretende reduzir os riscos de transmissão de doenças infecciosas, quando o contato humano, direto ou indireto, com as águas contaminadas é provável de ocorrer (CHERNICHARO et al., 2001).

Microrganismos, como *Escherichia coli*, embora não sejam parasitas (a não ser eventuais), revelam-se como habitantes normais do intestino humano, e a presença de matéria fecal nas águas representa perigo potencial, ainda que o manancial não apresente as características físicas e organolépticas que indiquem a presença desses dejetos (BRANCO, 1986).

Os microrganismos indicadores de contaminação fecal permitem analisar volumes pequenos de água, com técnicas simples, de baixo custo e obtenção de resultados rápidos. Já a análise sistemática de todos os microrganismos eventualmente contaminantes se torna difícil, onerosa e impraticável, principalmente nas regiões do país que apresentam escassez de recursos para tais investigações, mas que necessitam de água de boa qualidade para consumo (CEBALLOS, 2000).

De acordo com dados da Agenda 21 (Suplemento das Águas, 1996), estima-se que 80% de todas as moléstias e mais de um terço dos óbitos dos países em desenvolvimento sejam causados pelo consumo de água contaminada, e, em média, até um décimo do tempo produtivo de cada pessoa se perde devido a doenças relacionadas à água. Os esgotos e excrementos humanos são causas importantes dessa deterioração da qualidade da água em países em desenvolvimento.

A diversidade e quantidade de microrganismos presentes nas águas contaminadas por material fecal representam perigos potenciais à saúde daqueles que as utilizam, assim como podem gerar aparecimento de odores desagradáveis pela predominância de processos

anaeróbios com formação de gases tóxicos como H₂S, CH₄ e mercaptanos, entre outros (PELCZAR et al., 1996).

Por serem esses microrganismos responsáveis por altos índices de gastroenterites veiculadas pela água e por alimentos, a pesquisa de enteropatógenos tem se tornado indispensável em estudos de qualidade microbiológica da água que buscam melhoria da saúde pública. Nos últimos trinta anos passaram a ser realizados com maior frequência pesquisas visando ao seu isolamento e identificação (BARIONI, 2000).

3.3.1. Microrganismos do grupo coliformes

De acordo com a World Health Organization – WHO (2004), o grupo dos coliformes totais inclui gêneros que não são de origem exclusivamente fecal, limitando sua aplicação como indicador específico de contaminação fecal. O conhecimento deste fato, ainda segundo a WHO (2004), levou ao desenvolvimento de métodos de enumeração de um subgrupo de coliformes denominados coliformes fecais (termotolerantes), os quais são diferenciados dos coliformes totais pela sua capacidade de fermentar a lactose em temperatura elevada, de 44° a 45°C.

Os coliformes fecais/termotolerantes são bactérias gran-negativas, em forma de bacilos, caracterizadas pela presença da enzima β-galactosidase, com capacidade de fermentar o açúcar lactose em meios contendo sais biliares ou agentes tenso-ativos com propriedades inibidoras semelhantes, nas temperaturas de 44° a 45°C, com produção de ácido, gás e aldeído. Esse grupo compreende principalmente bactérias do gênero *Escherichia*, mas também espécies de *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter*. Estas últimas, além de presentes em fezes humanas e de animais, também podem ser encontradas em solos, plantas ou quaisquer efluentes contendo matéria orgânica (WHO, 2004).

No Brasil, o órgão competente ligado ao Ministério do Meio Ambiente – CONAMA (Conselho nacional do Meio Ambiente), define, segundo a sua mais recente Resolução nº 357, coliformes termotolerantes como bactérias gram-negativas, em forma de bacilos, oxidase-negativas, caracterizadas pela atividade da enzima β -galactosidase, que podem crescer em meios contendo agentes tenso-ativos e fermentar a lactose nas temperaturas de 44° – 45°C, com produção de ácido, gás e aldeído. Além de estarem presentes em fezes humanas e de animais homeotérmicos, ocorrem em solos, plantas ou outras matrizes ambientais que não tenham sido contaminados por matéria fecal.

Já para *Escherichia coli* (*E. coli*), a mesma Resolução nº 357, possui a seguinte definição: bactéria pertencente à família Enterobacteriaceae caracterizada pela atividade da enzima β -glicuronidase, que produz indol a partir do aminoácido triptofano. É ainda a única espécie do grupo dos coliformes termotolerantes, cujo habitat exclusivo é o intestino humano e de animais homeotérmicos, onde ocorre em densidades elevadas.

Embora a utilização dos coliformes fecais/termotolerantes, em substituição aos totais, tenha determinado uma melhoria significativa na detecção da contaminação de origem fecal, logo se tornou evidente a existência de outros coliformes termotolerantes, além de *Escherichia coli* (principalmente *Klebsiella*), os quais, por não possuírem origem exclusivamente fecal, comprometiam a especificidade deste subgrupo para a finalidade proposta (PAGANINI et al., 2005).

Segundo Feachen et al. (1983), as bactérias do grupo coliformes, para serem consideradas indicadoras de poluição fecal, devem possuir as seguintes características:

- Não serem patogênicas;
- Fazerem parte da flora intestinal de pessoas sadias;
- Não se multiplicarem fora do intestino humanos ou animais de sangue quente;
- Estarem sempre presente entre as bactérias patogênicas;

- Serem de fácil detecção e quantificação;

3.4. Métodos de desinfecção de águas residuárias:

3.4.1. Cloração

Dentre os métodos mais comuns de desinfecção de efluentes sanitários tem-se a cloração. A utilização do cloro pode gerar a formação de subprodutos potencialmente cancerígenos, ao reagir com a matéria orgânica e para o caso específico do esgoto, tem a desvantagem de manter residual que deve ser removido antes de ser lançado no corpo receptor, pois pode ser tóxico à vida aquática (DANIEL & CAMPOS, 1993; RIBEIRO et al., 2000; SOUZA et al., 2000).

A atuação do cloro se dá da seguinte maneira: o cloro penetra nas células dos microrganismos e reage com suas enzimas, destruindo-as. Esta tem sido a principal forma de desinfecção praticada nas estações de tratamento. No entanto, merece particular atenção quanto aos seus efeitos sobre matéria orgânica presente nos esgotos e os problemas advindos da sua utilização. A matéria orgânica, ao reagir com o cloro, dá origem a compostos organoclorados e trihalometanos (THM) potencialmente tóxicos e carcinogênicos (JORDÃO & PESSOA, 1995; CHERNICHARO et al., 2001; GONÇALVES et al., 2003).

Para os esgotos sanitários, a cloração tem como principal objetivo a prevenção da disseminação das doenças de veiculação hídrica, quando estes são lançados nos corpos aquáticos receptores. Segundo Chernicharo et al. (2001) e Gonçalves et al. (2003), as condições que afetam este processo são:

- A natureza dos organismos a serem destruídos, de acordo com a sua resistência;
- A natureza do desinfetante a ser usado (em termos do produto final);

- A concentração aplicada;
- A natureza do esgoto a ser tratado, conforme as substâncias presentes no meio que podem reagir com o desinfetante impedindo sua ação; e
- O tempo de contato do desinfetante com o esgoto. Quanto maior o tempo, maior a capacidade de destruição dos organismos.

Aguiar et al. (2002) afirmam que embora seja indiscutível o efeito que o emprego do cloro oferece como agente desinfetante, a perspectiva do uso de desinfetantes alternativos intensificou-se devido à progressiva evolução dos padrões de potabilidade culminando com a inserção, a partir do final da década de 1970, dos trihalometanos como parâmetros de qualidade da água para consumo humano, em função das propriedades carcinogênicas dos mesmos. Estes compostos constituem-se em subprodutos da desinfecção com compostos de cloro, quando a água apresenta teor de matéria orgânica. Outro fator é a resistência de alguns microrganismos à ação do cloro, notadamente os cistos e oocistos de protozoários e algumas bactérias ambientais, como *Pseudomonas aeruginosa*, são encontrados em águas tratadas por meio de tratamento convencional e desinfecção com cloro.

Segundo a Environmental Protection Agency – EPA (1999), vários fatores ambientais influenciam na eficiência da desinfecção por cloro, incluindo temperatura da água, pH, tempo de contato, turbidez e também a concentração de cloro viável para o processo. Geralmente, os altos índices de remoção de patógenos coincidem com alto teor de cloro residual, longo tempo de contato e alta temperatura da água, combinados com baixo pH, baixa turbidez e ausência de substâncias que podem reagir com o cloro.

Tominaga & Midio (1999) e Gonçalves et al. (2003) destacam as seguintes vantagens do uso do cloro como agente desinfetante:

- Tecnologia amplamente difundida;
- Custo reduzido;

- O cloro residual prolonga a desinfecção e indica a eficiência do processo;
- É efetiva e confiável para destruição de grande variedade de patógenos;
- Oxida certos compostos orgânicos e inorgânicos;
- Flexibilidade de dosagens.

Por outro lado, as desvantagens são:

- O cloro residual é tóxico e requer descloração;
- Todas as formas de cloro são altamente corrosivas e tóxicas;
- As reações geram compostos potencialmente perigosos (trihalometanos – THM);
- Alguns patógenos apresentam resistência.

3.4.2. Desinfecção com ozônio

A desinfecção também pode ser realizada com ozônio, com eficiência comparável à do cloro, mas com a vantagem de não apresentar potencialidade de geração de trihalometanos. No entanto, os custos envolvidos para sua aplicação são muito superiores àqueles correspondentes ao uso do cloro. Além disso, para esgotos, o tratamento com ozônio é recomendado para efluentes terciários já nitrificados ou filtrados, pois só permite uma inativação parcial dos patógenos, com concentração residual de microrganismos ativos variando de acordo com o uso pretendido para o esgoto tratado. O ozônio age nos constituintes da membrana citoplasmática, nos sistemas enzimáticos e nos ácidos nucléicos dos microrganismos. (JORDÃO & PESSOA, 1995; GONÇALVES et al., 2003).

A ação germicida do ozônio foi evidenciada na França, no final do século XIX, onde começou a ser utilizado como desinfetante em estações de tratamento de água. Desde então, mais de mil estações de tratamento por toda a Europa adotaram essa prática (GONÇALVES et al., 2003). Trata-se de um poderoso agente oxidante, muito efetivo na destruição de vírus,

bactérias, protozoários e outros parasitas, bem como na oxidação da matéria orgânica. Seu poder desinfetante é cerca de dez vezes superior ao do cloro e sua ação é eficaz inclusive contra esporos e cistos que são as formas mais resistentes, e ocorre diretamente nos constituintes da membrana citoplasmática, nos sistemas enzimáticos e nos ácidos nucleicos dos microrganismos (GONÇALVES et al., 2003). De acordo com estes autores, as principais vantagens do processo de desinfecção por ozônio são:

- Mais efetivo na destruição de vírus e bactérias que o cloro;
- Curto tempo de contato (10 a 30 minutos);
- Não gera compostos residuais perigosos;
- Não resulta em recrescimento de bactérias, exceto as protegidas pelo material particulado;
- É gerado *in situ*, com fácil aplicação e manuseio;
- Eleva o oxigênio dissolvido do efluente tratado.

Por conseguinte, as principais desvantagens do uso do ozônio são:

- Baixas doses podem não inativar alguns vírus, esporos e cistos;
- Tecnologia mais complexa que a desinfecção com cloro ou radiação UV;
- É muito reativo e corrosivo;
- Não é econômico para efluentes com muitos sólidos em suspensão e altos teores de matéria orgânica;
- É extremamente irritante e possivelmente tóxico;
- O custo do tratamento pode ser relativamente alto.

O ozônio é um poderoso agente oxidante, inferior somente ao radical hidroxila ($\bullet\text{OH}$) utilizado em processos químicos para o tratamento de água. Ele é capaz de oxidar muitos componentes orgânicos e inorgânicos presentes na água. É muito efetivo na destruição de vírus, bactérias, protozoários e outros parasitas. Seu poder desinfetante é cerca de dez vezes

superior ao do cloro, com menos tempo de contato e concentração do que todos os desinfetantes químicos usuais e sua ação é eficaz inclusive contra esporos e cistos que são as formas mais resistentes (EPA, 1999).

O uso do ozônio em Estações de Tratamento de Água é vantajoso, devido principalmente ao cumprimento dos padrões nacionais e internacionais de potabilidade da água, de fatores econômicos, de fatores científico-sociais, além de suas propriedades físicas e químicas. Dentre os fatores econômicos destacam-se o desenvolvimento de novas tecnologias de geração de ozônio e a elaboração de produtos e materiais mais resistentes à ação oxidante do O₃, o que contribuiu para a diminuição do custo, aumento da eficiência e simplicidade operacional (FARIA et al., 2005).

3.4.3. Desinfecção por radiação ultravioleta (UV)

A ação germicida da radiação ultravioleta é conhecida pelo homem há vários séculos. Devido a essa característica, recentemente o emprego da radiação UV se estende para os diversos setores da atividade humana (GONÇALVES et al., 2003).

A radiação ultravioleta é um método alternativo promissor que pode fornecer eficiência de desinfecção superior à do cloro com a vantagem de não gerar subprodutos indesejáveis e não manter residual; o que poderia afetar o equilíbrio do ecossistema no qual o efluente está sendo lançado, além de sua simplicidade de aplicação e baixos custos de operação e manutenção (DANIEL & CAMPOS, 1992; SOUZA et al., 2000; SOUZA & DANIEL, 2005).

De acordo com Mirón & Ortega (2002), o método de desinfecção por radiação ultravioleta é a parte fundamental dos novos métodos de tratamento de água. Sua função principal se baseia em prevenir, proteger e desinfetar, garantindo a qualidade da água através

do controle da propagação de microrganismos patogênicos (vírus e bactérias) e conseqüentemente evitar a dispersão de enfermidades. O seu uso tem se intensificado nos últimos dez anos, em virtude dos benefícios que oferece sobre os processos químicos de desinfecção, já que não altera nenhuma das propriedades físicas da água, sem a necessidade de agregar compostos tóxicos.

O efeito germicida da radiação ultravioleta foi detectado pela primeira vez em 1878, mas as primeiras unidades foram construídas somente em 1955, na Suíça e na Áustria, países que ora contam com 500 e 600 instalações, respectivamente. Estimativa da USEPA – United States Environmental Protection Agency – aponta para 3000 instalações de desinfecção por UV (AGUIAR et al., 2000).

A aplicação da radiação UV para desinfecção foi primeiramente direcionada para ser utilizada em água potável. Entretanto, hoje em dia, o seu uso se tornou mais abrangente e diversificada, incluindo a desinfecção de efluentes primários, secundários e terciários. A radiação UV tem provado ser uma alternativa limpa e efetiva aos métodos de desinfecção que utilizam agentes químicos, tais como o cloro, dióxido de cloro ou ozônio (KALISVAART, 2004; BUKHARI, 2004).

Na desinfecção com radiação ultravioleta, a energia é absorvida pelos diferentes componentes orgânico-moleculares essenciais ao funcionamento normal das células (CHERNICHARO et al., 2001). A faixa de absorção máxima pelas células está entre 255 e 260nm. Este tipo de desinfecção baseia-se em alterações por fotólise do material genético (DNA e RNA) dos organismos presentes no efluente a ser tratado. As moléculas do material genético dos microrganismos a serem inativados absorvem radiações com o comprimento de onda entre 200 e 300nm, em especial aquelas em torno de 260nm, que alteram sua composição e comprometem a sua funcionalidade (EPA, 1999; GONÇALVES et al., 2003; KÜHN et al., 2003; PATERNIANI & SILVA, 2005).

Segundo a EPA (1999), a radiação UV inativa os microrganismos pela absorção de luz, a qual causa reações fotoquímicas que alteram os componentes celulares essenciais ao seu funcionamento. Quando os raios UV penetram na membrana celular do microrganismo, a energia reage com os ácidos nucleicos e outros componentes vitais da célula, resultando em morte ou inativação celular.

Portanto, a inativação dos microrganismos ocorre quando a energia ultravioleta é absorvida, causando alterações estruturais no DNA que impedem a reprodução, mas que podem manter as atividades metabólicas temporariamente, pois, na realidade, a radiação UV tem o poder de inativar a célula bacteriana e conseqüentemente destruí-la, antes que ela sofra processo de duplicação (DANIEL et al., 2000; SOUZA & DANIEL, 2005).

Na verdade, como descrevem Cordeiro et al. (2004), a luz ultravioleta é absorvida por muitos compostos intracelulares como as proteínas e outras moléculas biologicamente importantes, mas o DNA é o que sofre o maior dano. A maior atividade bactericida ocorre em 260nm, que é o comprimento de onda mais fortemente absorvido pelo DNA. Após o DNA ter sido exposto à luz UV, ocorre formação de dímeros de pirimidina. Caso esses dímeros não sejam removidos por enzimas específicas de reparo intracelular, a replicação do DNA pode ser inibida ou alterada, causando mortes ou mutações. Assim, uma desvantagem significativa dos processos de desinfecção UV para monitorar os microrganismos de veiculação hídrica, tanto em água potável quanto em água residuária, seria a capacidade dos microrganismos de reparar os danos causados na estrutura do seu DNA, caso uma dose subletal seja usada.

Kalisvaart (2004), citando Von Sonntag (1986), acredita que a maior parte dos efeitos biológicos da radiação UV nos microrganismos, são devido às reações fotoquímicas no DNA. O autor considera que a maior faixa de absorção da radiação está entre 260-265nm (faixas UV-C e UV-B). Nestes comprimentos de onda, a absorção da radiação pelo DNA e RNA ocorre através das suas bases nitrogenadas: adenina (A), guanina (G), citosina (C), timina (T)

e (no caso do RNA) uracila (U). A absorção de fótons resulta na formação de “fóton-produtos”, dos quais os mais comuns são os dímeros de timina.

A resistência à inativação dos diferentes organismos patogênicos por radiação UV varia de acordo com a espécie, sendo este um dos principais parâmetros de dimensionamento de reatores para desinfecção com radiação UV. De modo geral, bactérias e vírus são muito sensíveis à radiação UV, bastando doses efetivas da ordem de 20 mWs/cm^2 para inativar a maioria das espécies. Entretanto, o mesmo não pode ser dito de protozoários e helmintos, dotados de proteções naturais que permitem sua sobrevivência em condições ambientais adversas. As formas encistadas de protozoários e os ovos de helmintos são muito resistentes às radiações UV, exigindo doses extremamente elevadas e, na maioria dos casos, antieconômicas, para resultar em eficiente inativação. Portanto, esses organismos devem ser retidos ou eliminados nas etapas do tratamento que precedem a desinfecção com radiação UV (GONÇALVES et al., 2003).

A radiação ultravioleta pode ser emitida por fonte natural, como por exemplo, o Sol, ou por fontes artificiais. Para propósitos germicidas, as lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio são as mais adequadas, emitindo maior parte de sua energia (85 – 90%) no comprimento de onda de 260nm, o qual está inserido entre as faixas UVC e UVB do espectro eletromagnético da radiação ultravioleta e que é o de maior efeito bactericida (MIRÓN & ORTEGA, 2002).

A luz ultravioleta pode ser dividida em três faixas, segundo os seus efeitos sobre os seres vivos (EPA, 1999; GONÇALVES et al., 2003):

- UV-A: compreende o comprimento de onda entre 315nm e 400nm. É o menos perigoso para os seres humanos, devido à baixa energia. É o tipo de radiação UV utilizada para causar fluorescência em materiais, sendo muito utilizado em fototerapia e câmaras de bronzeamento.

- UV-B: sua faixa de comprimento de onda compreende 280nm a 315nm. É a forma mais destrutiva da luz UV, pois possui energia bastante para causar danos em tecidos biológicos. É a radiação UV identificada como causadora do câncer de pele.
- UV-C: possui comprimento de onda entre 200nm e 280nm. É a forma aplicada como germicida. O comprimento de onda de maior efeito bactericida é o de 254nm, relativo à emissão máxima da lâmpada de baixa pressão de vapor de mercúrio. No entanto, a absorção máxima ocorre em 260nm, mas o intervalo compreendido entre 245nm e 285nm é considerado a faixa ótima para inativação de microrganismos.
- UV-Vácuo: caracterizado por radiações com comprimento de onda que variam de 40nm a 200nm.

De acordo com Gonçalves et al. (2003), as principais vantagens do uso da radiação UV para desinfecção são:

- Efetiva inativação de vírus e esporos;
- Eliminação dos riscos de formação de compostos organoclorados, já que não gera efeitos residuais prejudiciais;
- Operação simples;
- Curto tempo de contato;
- Eliminação do uso de reagentes e produtos químicos;
- É efetiva apenas quando a fonte estiver ligada ou o líquido estiver passando pelo reator fotoquímico.

Por outro lado, as principais desvantagens são:

- É necessário efluente com baixa concentração de sólidos em suspensão ($< 10\text{mg/L}$), pois a turbidez e as partículas de sólidos impedem sua penetração;
- Baixas dosagens não inativam alguns vírus, esporos e cistos;

- Os microrganismos podem se multiplicar por fotorreativação ou recuperação no escuro;
- Necessita de controle da geração de biofilmes nos reatores de contato;
- É mais dispendioso que a cloração.

Além destes, os benefícios e vantagens da aplicação da radiação UV, de acordo com Mirón & Ortega (2002), são:

- Não há risco de superdosagem;
- Ambientalmente correta;
- Possui baixo custo e baixo consumo de energia;
- A inativação de patógenos acontece em frações de segundos;
- Não causa danos às instalações hidráulicas;
- Considerada como uma tecnologia promissora, com ampla aplicação no futuro.

A radiação UV é um processo físico o qual requer um tempo de contato da ordem de segundos para uma completa inativação patogênica. Como qualquer um desinfetante, a radiação UV tem suas limitações, como por exemplo, por ser um processo físico, não mantém residual para o controle da proliferação de patógenos e a formação de biofilme nos sistemas de distribuição. Quando utilizada para água bruta, requer um tratamento químico para manter a qualidade da água (EPA, 1999).

Os sólidos suspensos são o mais importante parâmetro de qualidade da água que interfere na ação da radiação UV. As partículas em suspensão na água podem proteger total ou parcialmente os microrganismos da ação bactericida da luz UV (EPA, 1999).

3.5. Processos oxidativos avançados

Dentre os novos processos de descontaminação ambiental desenvolvidos, utilizando a radiação ultravioleta, os “Processos Oxidativos Avançados” (POA) vêm atraindo grande interesse por parte dos pesquisadores, visto que são mais sustentáveis a longo prazo (NOGUEIRA & JARDIM, 1998; ASSALIN et al., 2000).

Os Processos Oxidativos Avançados (POA) são aqueles que usam radical hidroxila ($\bullet\text{OH}$), altamente oxidante, para provocarem as reações de degradação com uma grande variedade de compostos orgânicos e, conseqüentemente, destruir as moléculas dos poluentes presentes nas águas contaminadas (LIMA, 2002). De acordo com o número de fases do sistema, eles podem ser homogêneos, quando possuem uma única fase, ou heterogêneos, quando se apresentam em fases distintas, podendo estas ser sólido-líquidas ou sólido-gasosas, respectivamente.

Esses processos são considerados tecnologias limpas, segundo Goswami (1997) apud LIMA (2002), porque na oxidação química não há formação de subprodutos sólidos (lodo), nem há a transferência de fase dos poluentes e os produtos finais da reação são CO_2 , H_2O e ácidos minerais.

A reação do radical hidroxila com compostos orgânicos pode ser classificada por meio de três mecanismos: adição de hidroxila, retirada de hidrogênio e transferência de elétrons.

O interesse pelos POA tem crescido enormemente, pois estes podem, em muitas situações, atingir a completa mineralização dos poluentes. Por outro lado, a decomposição parcial de contaminantes orgânicos não biodegradáveis, tais como aromáticos halogenados, gera intermediários biodegradáveis. Desse modo, a combinação de um POA seguido de um processo biológico parece, do ponto de vista econômico, bastante promissor. (CORDEIRO et al., 2004).

3.6. O processo fotocatalítico

Entre os POA, a fotocatalise heterogênea tem se mostrado uma tecnologia promissora na oxidação de contaminantes orgânicos, visando o controle ambiental (CORDEIRO et al., 2004).

A fotocatalise é um processo que consiste na combinação da fotoquímica e da catálise, fazendo-se então necessário a presença de luz e de um catalisador para conduzir a reação química. Uma reação fotoquímica é um processo que deve ser precedido por absorção de radiação apropriada por uma molécula ou partícula (LIMA, 2002; BAIRD, 2002).

A degradação fotocatalítica heterogênea é conseguida com o auxílio de um fotocatalisador, no caso um semicondutor, e uma fonte de radiação. Alguns semicondutores possuem a capacidade de transformar luz em outro tipo de energia. Quando o semicondutor suspenso em uma solução absorve energia na faixa do seu “bandgap” (energia ultravioleta), um elétron (e^-) da banda de valência (BV) é transferido para a banda de condução (BC), resultando na formação de lacunas (h^+) na banda de valência, produzindo radicais altamente reativos (GOSWAMI, 1997; apud LIMA, 2002). Os radicais hidroxila ($\cdot OH$) são formados devido ao alto poder oxidante das lacunas (h^+) existentes na superfície das partículas do semicondutor, e podem reagir com a maioria das moléculas biológicas e com uma gama de compostos orgânicos de origem antrópica (DANIEL et al., 2001).

Cordeiro et al. (2004), Nogueira & Jardim (1998) e Ziolli & Jardim (1998), descrevem resumidamente o mecanismo da fotocatalise heterogênea como sendo um processo que envolve a geração de pares de elétron/lacuna (e^-/h^+) quando um óxido de metal semicondutor é ativado por radiação ultravioleta, com energia maior ou igual à do seu “bandgap”. Essas espécies podem se recombinar ou migrar para a superfície do catalisador, reagindo com espécies adsorvidas. O poder redutor dos elétrons fotogerados permite a redução de alguns

metais e do oxigênio dissolvido, formando o íon radical superóxido ($\bullet\text{O}_2^-$). O oxigênio apresenta uma importante função como seqüestrador de elétrons, impedindo a recombinação do par e^-/h^+ , que é apontada como o principal fator limitante para o rendimento do processo. As lacunas fotogeradas são poderosos agentes oxidantes capazes de gerar radicais hidroxila ($\bullet\text{OH}$), oxidando moléculas de água (ou OH^-) previamente adsorvidos na superfície do semicondutor (BORGES & GUIMARÃES, 2001).

Entre os semicondutores, o dióxido de titânio (TiO_2) é o mais amplamente utilizado devido principalmente à sua não toxicidade, ao bom desempenho, ao baixo custo, à insolubilidade em água, à fotoestabilidade e à estabilidade química em uma ampla faixa de pH (NOGUEIRA & JARDIM, 1998;; DANIEL et al., 2001).

No entanto, Ferreira & Daniel (2004) afirmam que o mecanismo geral para a fotocatalise heterogênea ainda não está definitivamente esclarecido, existindo divergências entre vários pesquisadores do assunto. Os mesmos autores descrevem que, de maneira geral, o processo é baseado na irradiação de um fotocatalisador (semicondutor inorgânico), no caso o TiO_2 , cuja energia do fóton deve ser maior ou igual à energia do “bandgap” (quantidade mínima de energia requerida para excitar o elétron) do semicondutor para provocar a transição eletrônica. Dessa forma, sob irradiação, um elétron é promovido da banda de valência (BV) para a banda de condução (BC) formando sítios oxidantes e redutores que catalisam reações químicas, oxidando compostos orgânicos até CO_2 e H_2O , e reduzindo metais dissolvidos ou outras espécies presentes (ZIOLLI & JARDIM, 1998; DONAIRE et al., 2000; ROBERT & MALATO, 2001).

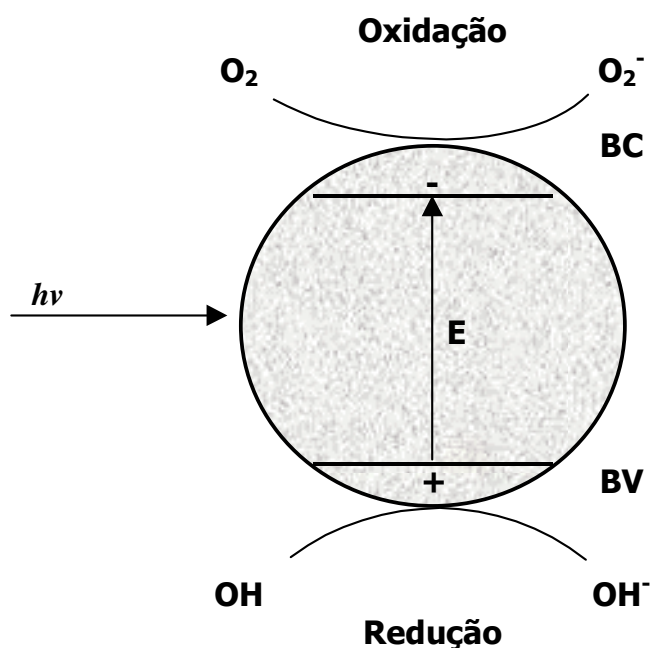
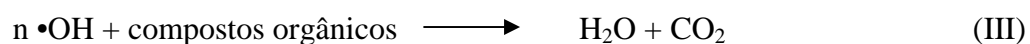
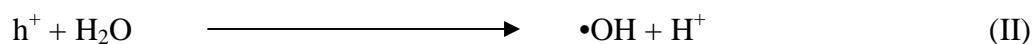
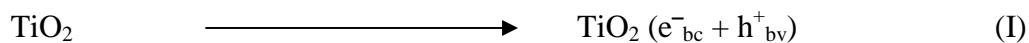


Figura 1: Esquema da partícula do semicondutor – TiO₂

Reações que ocorrem durante o processo da fotocatalise heterogênea com TiO₂:



A fotocatalise heterogênea apresenta vantagens em relação aos processos convencionais de tratamento, pois evita o uso de outras substâncias químicas, como oxidantes e redutores. O fotocatalisador pode ser removido do efluente tratado e reaproveitado.

A eficiência de um processo de desinfecção é avaliada pela redução do número de microrganismos patogênicos, sendo os coliformes termotolerantes os indicadores mais comumente utilizados. Sua presença indica que uma água está contaminada e que dependendo

da concentração destas bactérias, pode ser imprópria para um uso específico (DANIEL et al, 2000).

Estudos sobre a ação microbicida do processo fotocatalítico com TiO_2 revelaram que os vírus são mais sensíveis ao processo, seguidos pelas células bacterianas, e estas pelos esporos bacterianos. Isto sugere que diferentes microrganismos respondem de maneira distinta ao fotocatalisador TiO_2 , devido às suas diferenças estruturais, particularmente no que diz respeito à complexidade e à espessura do envoltório celular (CORDEIRO et al., 2004).

De acordo com Nogueira & Jardim (1998) e Rodrigues et al. (2000), a fotocatalise heterogênea apresenta grande potencial de aplicação como método de descontaminação tanto em fase aquosa quanto gasosa considerando vários fatores que vão desde sua eficiência até o custo envolvido no processo. No entanto, são necessários o desenvolvimento e a otimização de reatores fotocatalíticos, quando se visa a sua aplicação na descontaminação de efluentes sanitários.

4. MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada nas dependências da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES), onde está localizado o laboratório do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), no bairro do Tambor, na cidade de Campina Grande – PB ($7^{\circ}13'S$; $35^{\circ}52'W$ e altitude de 550m) e no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) do Departamento de Química – CCT/UEPB Campus I, no bairro de Bodocongó, também na cidade de Campina Grande, como mostra a Figura 2.

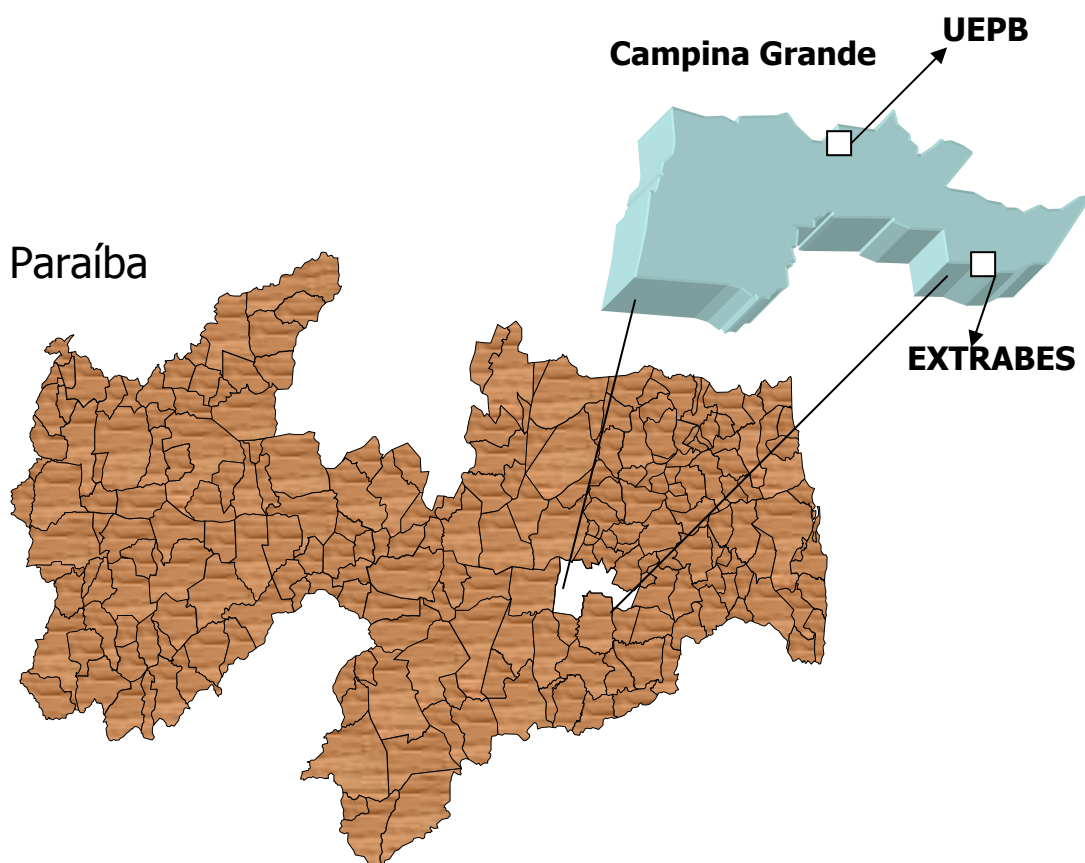


Figura 2: Localização geográfica da cidade de Campina Grande, estado da Paraíba.

O estudo foi dividido em duas fases. A primeira, utilizando fotocatalise heterogênea (UV/TiO₂) através de luz artificial (lâmpada germicida), com o semicondutor TiO₂ em suspensão e a segunda, utilizando o processo da fotocatalise heterogênea ativado pela radiação solar, com o TiO₂ impregnado; ambos empregados para o tratamento de efluentes.

O sistema experimental de tratamento foi constituído de quatro unidades: reator UASB, filtro anaeróbio de chicanas, reator de tubos concêntricos e reator de placa impregnada com TiO₂, conforme mostrado nos esquemas a seguir (Figuras 3 e 4).

O efluente do reator UASB recebeu pós-tratamento na primeira fase desta pesquisa, no reator de tubos concêntricos, tanto com lâmpada UV (fotólise) quanto com TiO₂/lâmpada UV (fotocatalise heterogênea), enquanto o efluente do filtro anaeróbio de chicanas foi submetido a pós-tratamento em ambas as fases, primeiro no reator de tubos concêntricos, com lâmpada UV (luz artificial) tanto pelo processo de fotólise quanto pelo de fotocatalise heterogênea; segundo, no reator de placa impregnada com TiO₂, na presença de luz solar. Neste último, foram realizados experimentos em quatro diferentes vazões de recirculação: 13,2 L.h⁻¹, 25 L.h⁻¹, 42 L.h⁻¹ e 75 L.h⁻¹.

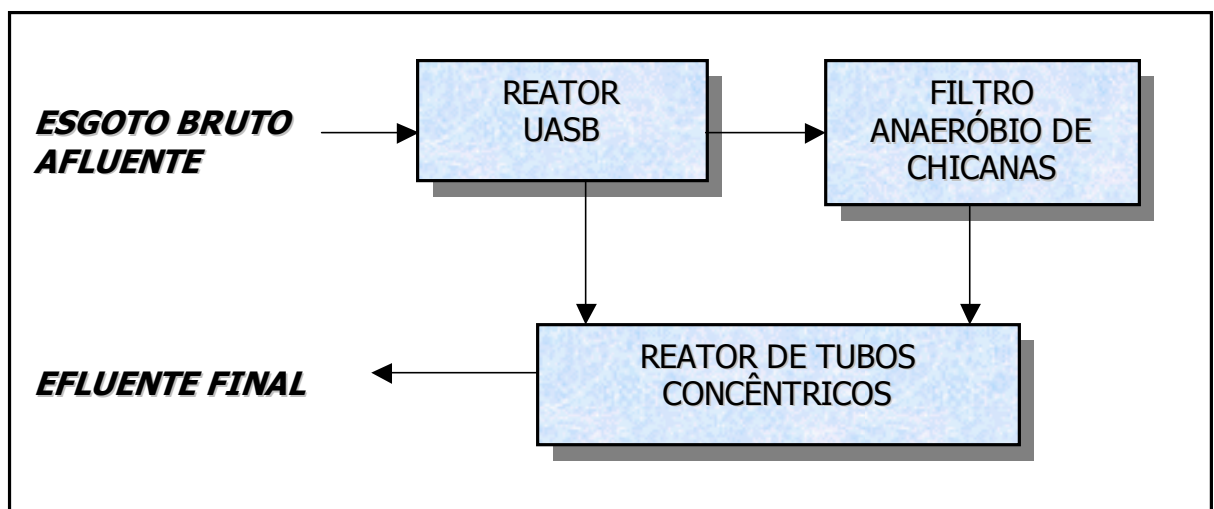


Figura 3: Esquema do sistema experimental de tratamento – 1ª fase.

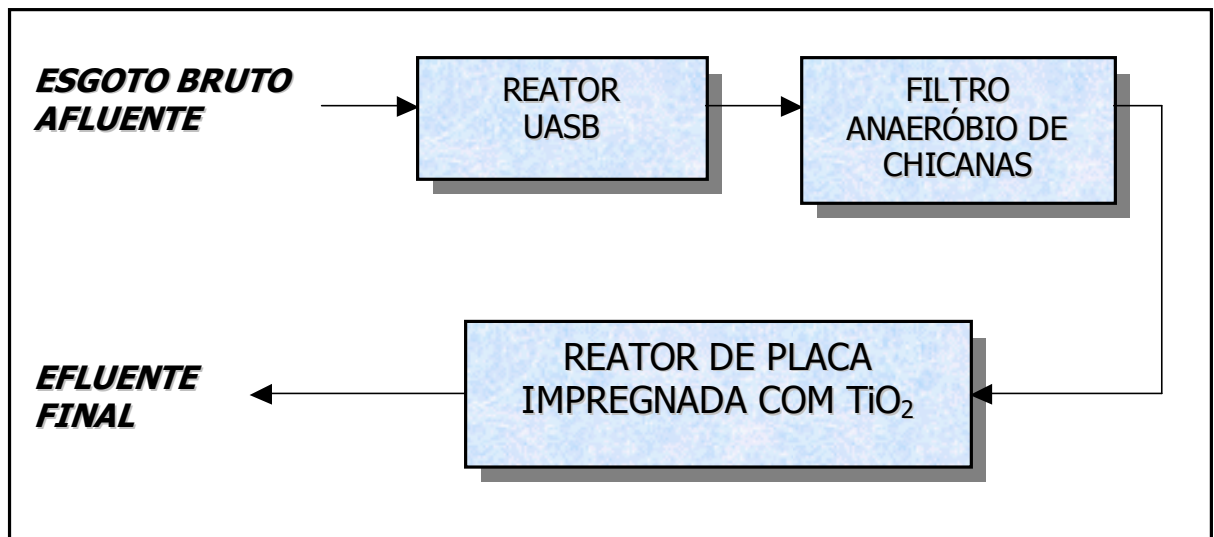


Figura 4: Esquema do sistema experimental de tratamento – 2ª fase.

4.1. Parâmetros estudados e métodos aplicados

4.1.1. Caracterização física e química

Os parâmetros físico e químicos estudados nesta pesquisa foram: Temperatura; pH; Condutividade Elétrica (CE); Alcalinidade Total e a Bicarbonato; Demanda Química de Oxigênio (DQO); Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK); Nitrogênio Amoniacal ($\text{NH}_3\text{-NH}_4^+$); Fósforo Total e Ortofosfato; Sólidos e suas frações e Ácidos Graxos Voláteis (AGV), todos seguindo as especificações descritas em APHA (1995). Na Tabela 2 estão descritos os métodos e os seus respectivos equipamentos utilizados nas análises dos parâmetros físico e químicos.

Tabela 2: Métodos e equipamentos utilizados nas análises dos parâmetros físico e químicos.

Parâmetro	Método	Equipamentos
Temperatura	Quantitativo	Termômetro digital Instrutherm
pH	Instrumental	pHmetro Orion 230A
Condutividade Elétrica	Instrumental	Condutivímetro Analise - 600
Alcalinidade	Titulométrico	pHmetro Orion 230A
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Titulometria com oxido-redução de dicromato de potássio	Digestor Jundilab PN 456
NTK	Macro - Kjeldahl	Sistema digestor e exaustor para gases Tecnal TE-10005/10008
Nitrogênio amoniacal	Fotométrico da nesslerização direta	Destilador de Tecnal TE-036/1
Fósforo Total	Espectrofotométrico do ácido ascórbico após digestão com persulfato de amônio	Espectrofotômetro Coleman - 395D e autoclave Phoenix AV18
Ortofosfato	Espectrofotométrico do ácido ascórbico	Espectrofotômetro Coleman - 395D
AGV	Volumétrico	pHmetro Orion 230A
Sólidos e frações	Gravimétrico	Banho-maria Quimis, balança analítica Sartorius, mufla Furnace 62700 e estufa Fanem

Fonte: APHA (1995).

4.1.2. Caracterização microbiológica

Os microrganismos indicadores de contaminação fecal, avaliados neste estudo, foram os coliformes termotolerantes, cuja remoção no efluente após processo fotocatalítico foi utilizada como método para se verificar o poder de desinfecção do referido processo. Para tanto, foi utilizada a técnica da membrana filtrante, em duplicata, conforme Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1995), descrita a seguir:

- Técnica da membrana filtrante:

As amostras foram homogeneizadas e feitas diluições decimais de 10^{-1} a 10^{-2} , em líquido de diluição pH 7,0. Para a filtração utilizou-se aparelho de filtração “Sterifil” (Milipore) conectado a uma bomba a vácuo, usando-se membrana filtrante tipo HA com 47 mm de diâmetro e 0,45 μ m de poros. Após a filtração da amostra, a membrana foi colocada em uma placa de Petri, plástica, na qual continha o meio de cultura para coliformes termotolerantes (m-FC Agar), e foi incubada em estufa a 44,5°C por 24h. Após este período, eram contabilizados o número de colônias de coliformes termotolerantes. Os cálculos foram feitos de acordo com a equação (1) apresentada a seguir, e os resultados foram expressos em UFC/100mL (Unidades Formadoras de Colônias por 100mL).

$$\text{UFC/100mL} = \frac{\text{n}^{\circ} \text{ de colônias} \times 100}{\text{Volume filtrado} \times \text{diluição}} \quad (1)$$

4.2. Reator de tubos concêntricos

O reator do tipo tubos concêntricos, usado nesta pesquisa, está apresentado na Figura 5. O catalisador utilizado foi o dióxido de titânio (TiO₂) P-25 Degussa, e a fonte luminosa foi proveniente de uma lâmpada germicida de radiação ultravioleta de baixa pressão de vapor de mercúrio 15W, localizada no interior do reator. Acoplado ao reator havia um balão de 500mL e uma bomba responsável pela recirculação do efluente. O volume do reator é de 250mL e o volume total de efluente circulado no experimento era de 500mL.



Figura 5: Reator de tubos concêntricos.

4.2.1. Descrição do experimento com o reator de tubos concêntricos

Os procedimentos foram realizados em bancada de laboratório, em escala piloto e em regime de batelada.

O reator de tubos concêntricos operou, durante o período experimental, com a vazão mínima da bomba, de $1,2 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ ou $72 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$, não havendo sedimentação do TiO_2 para a sua concentração utilizada. A concentração do semicondutor utilizada foi de 0,1%, que corresponde à concentração ideal para evitar a sua decantação. Estas duas condutas foram adotadas no intuito de reduzir custos sem diminuir a eficiência do processo.

Para o tratamento no reator de tubos concêntricos, foram utilizadas amostras do efluente do filtro anaeróbio de chicanas e do efluente do reator UASB; ambos em constante atividade, operando em escala experimental e utilizados como método de tratamento

secundário e terciário, respectivamente, de águas residuárias na EXTRABES. Estas amostras foram coletadas minutos antes de iniciar o processo que tem como prioridade a desinfecção, para que o efluente mantivesse as suas características. Durante o procedimento, foram retiradas pequenas amostras de efluente, para análise de coliformes termotolerantes, em intervalos de tempo pré-determinados de 30 minutos, até atingir o tempo máximo de exposição no reator: 120 minutos.

Foram realizados testes nos efluentes com e sem a presença do TiO_2 para se avaliar o efeito da radiação UV isoladamente. Os efluentes finais do processo foram avaliados baseando-se na eficiência de remoção, tanto para os parâmetros físico e químicos, quanto para os microbiológicos, sendo que para este último foi também considerado o estudo da constante de inativação bacteriana.

4.3. Reator de placa impregnada com dióxido de titânio (TiO_2)

Na Figura 6, é apresentado o reator de placa impregnada, que foi utilizado como parte da pesquisa em discussão. Sobre uma placa de vidro jateado, com área de $0,5\text{m}^2$ (1m x 0,5m), impregnou-se o catalisador dióxido de titânio (TiO_2) P-25 Degussa, de acordo com a metodologia descrita em Nogueira & Jardim (1998).



Figura 6: Reator de placa impregnada com TiO_2 .

À placa de vidro impregnada com TiO_2 foi adaptado um suporte metálico, de modo que ela pudesse ser disposta em um ângulo de inclinação de aproximadamente 7° de latitude Sul, já que o experimento foi executado na cidade de Campina Grande-PB, para favorecer a incidência de raios solares. Para tanto, a placa, quando exposta ao Sol, era posicionada em direção ao hemisfério Norte. Acoplado ao reator, havia dois recipientes, com capacidade de 5L cada, para escoamento do efluente no topo da placa e recepção no final, além de uma bomba responsável pela recirculação do mesmo. O volume total de efluente tratado foi de 5 litros.

4.3.1. Descrição do experimento com o reator de placa impregnada com dióxido de titânio (TiO₂)

Todos os experimentos, em batelada, foram realizados ao ar livre, sob ação da luz solar como fonte de radiação, utilizada como ativadora do semicondutor TiO₂, para, desse modo, validar o processo da fotocatalise.

A operação do reator de placa impregnada com TiO₂ variou de acordo com diferentes vazões trabalhadas durante o período experimental: 13,2 L.h⁻¹, 25 L.h⁻¹, 42 L.h⁻¹ e 75 L.h⁻¹.

O volume inicial de efluente tratado era de 5 litros e o tempo total de permanência sob o processo correspondente a 4 horas, durante o intervalo de tempo das 10h às 14h.

Em todos os experimentos do referido procedimento foi utilizado efluente proveniente do filtro anaeróbio de chicanas para tratamento com o intuito de desinfecção. Durante o processo, amostras foram coletadas a cada 30 minutos para se realizar a análise microbiológica dos coliformes termotolerantes em estudo. Em paralelo, media-se também a intensidade da radiação UV solar (em mW/cm^2), a cada 30 minutos, com o auxílio de radiômetro Cole-Parmer Series 9811 ($\lambda = 365nm$). A precisão da medida realizada com radiômetros está associada à sensibilidade do equipamento e à quantidade de medidas feitas em diferentes pontos do reator (DANIEL & CAMPOS, 1993). Para as análises dos parâmetros químicos, foram utilizadas amostras do afluente e do efluente final do processo fotocatalítico (após 4h de exposição solar).

A avaliação ficou por conta da eficiência de remoção, tanto para os parâmetros químicos quanto para o microbiológico e para este último também foi considerado a análise da cinética do decaimento bacteriano, com base no estudo da constante de inativação.

4.3.2. Condições operacionais do reator de placa impregnada com dióxido de titânio (TiO₂)

Para um conhecimento aprofundado das condições de trabalho do reator de placa impregnada com TiO₂, na realização do processo fotocatalítico, é necessário determinar-se algumas variáveis operacionais, tais como: área do reator (A), tempo de detenção hidráulica (θ_h) volume do reator (V_{reator}), espessura da lâmina d'água sobre a placa (δ) e tempo de exposição do efluente à radiação solar ($T_{\text{irradiação}}$), calculadas de acordo com as respectivas vazões de trabalho do reator neste estudo: 13,2 L.h⁻¹, 25 L.h⁻¹, 42 L.h⁻¹ e 75 L.h⁻¹.

Tempo de detenção hidráulica (θ_h) é o tempo médio de escoamento do efluente desde o topo até o final da placa. Este tempo foi medido, cronometrando-se o tempo gasto desde o instante em que o efluente iniciava o escoamento sobre a placa até o final de sua extensão. Esse procedimento foi realizado 30 vezes e o resultado final foi obtido a partir de média aritmética.

A partir do tempo de detenção hidráulica, é possível calcular o tempo de contato do efluente com a placa impregnada por TiO₂. As equações a seguir, apresentadas nos trabalhos de Nogueira & Jardim (1998) e Ferreira & Daniel (2004), foram usadas para estimar-se o tempo de permanência do efluente na placa impregnada, exposto à fotocatalise solar, durante as 4 horas de realização de cada um dos experimentos.

$$\theta_h = \frac{V_{\text{reator}}}{Q} \quad (2)$$

$$\delta = \frac{V_{\text{reator}}}{A} \quad (3)$$

$$T_{\text{irradiação}} = T_{\text{total}} \cdot \frac{V_{\text{reator}}}{V_{\text{total}}} \quad (4)$$

Onde:

θ_h : Tempo de detenção hidráulica (s);

V_{reator} : Volume do reator (L);

Q: Vazão de operação do reator de placa impregnada ($L \cdot h^{-1}$);

δ : Espessura da lâmina d'água sobre a placa (mm);

A: Área do reator (m^2);

$T_{\text{irradiação}}$: Tempo de exposição do efluente à radiação solar (min);

T_{total} : Tempo total de exposição solar (4h);

V_{total} : Volume total de efluente tratado (5L).

4.4. Cinética de inativação bacteriana

Neste estudo, o conhecimento da cinética de inativação dos coliformes termotolerantes, foi de fundamental importância para se avaliar o desempenho dos processos de fotólise e de fotocatalise, para a desinfecção dos efluentes considerados.

O processo de desinfecção depende do tempo de contato e da intensidade dos agentes físicos ou químicos utilizados. O preceito fundamental da cinética da desinfecção foi enunciado por Chick, em 1908. Ele reconheceu que a inativação dos microrganismos, em função do tempo, obedece ao modelo de uma reação de primeira ordem, atualmente conhecido como Lei de Chick, representada pela equação (5) (GONÇALVES et al., 2003):

$$N = N_0 \times e^{-k \times t} \quad (5)$$

Onde:

N: Concentração de microrganismos sobreviventes em um dado tempo (organismos/100mL);

N_0 : Concentração inicial (afluente) de microrganismos (organismos/100mL);

k: Constante de inativação (min^{-1});

t: Tempo (min).

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

O estudo foi realizado com a finalidade de verificar a eficiência de desinfecção da fotocatalise heterogênea com TiO_2 , tratando efluentes anaeróbios, em duas formas distintas: a primeira, com o TiO_2 em suspensão no reator de tubos concêntricos, exposto à lâmpada UV; e a segunda, com o semicondutor TiO_2 impregnado no reator de placa, exposto à luz solar. No primeiro caso, foram utilizadas amostras dos efluentes do filtro anaeróbio de chicanas e do reator UASB para submetê-las a tratamento. No segundo caso, as amostras utilizadas eram provenientes apenas do filtro anaeróbio de chicanas.

Com o propósito de avaliar a eficiência de desinfecção do processo, no reator de tubos concêntricos, foram realizados experimentos com e sem a presença do TiO_2 em suspensão, cuja finalidade era de se analisar o desempenho da luz UV isoladamente, usando amostras do efluente do filtro anaeróbio de chicanas e também do efluente do reator UASB.

5.1. Fotólise em reator de tubos concêntricos

5.1.1. Desinfecção do efluente do filtro anaeróbio de chicanas

Para o processo de fotólise, foram realizadas três repetições, cujos resultados da eficiência de remoção dos coliformes termotolerantes, após 120 minutos de exposição à luz UV, estão mostrados na Tabela 3. As remoções obtidas foram de 88,6%, 95,2% e 91,2% nos experimentos I, II, e III, respectivamente.

Do ponto de vista da eficiência de remoção (%), de acordo com a Tabela 3, observa-se que a ação da radiação UV emitida por lâmpada não se mostrou um método eficiente para a desinfecção de efluentes sanitários. Os valores finais ultrapassam aqueles permitidos pelos padrões de lançamento, segundo a Resolução CONAMA n° 357 de 17 de março de 2005.

Apenas o efluente produzido no experimento I apresenta-se com características de qualidade sanitária para uso na recreação de contato secundário (águas de classe III), de acordo com a referida resolução.

Tabela 3: Remoção de coliformes termotolerantes do efluente do filtro anaeróbio de chicanas após fotólise.

Experimentos	UFC/100mL		Eficiência (%)
	Afluente	Efluente	
I	$1,75 \times 10^4$	2×10^3	88,6
II	$1,04 \times 10^5$	5×10^3	95,2
III	$7,4 \times 10^4$	$6,5 \times 10^3$	91,2

A Figura 7 apresenta o comportamento do decaimento bacteriano em função do tempo de exposição à luz UV no processo de fotólise.

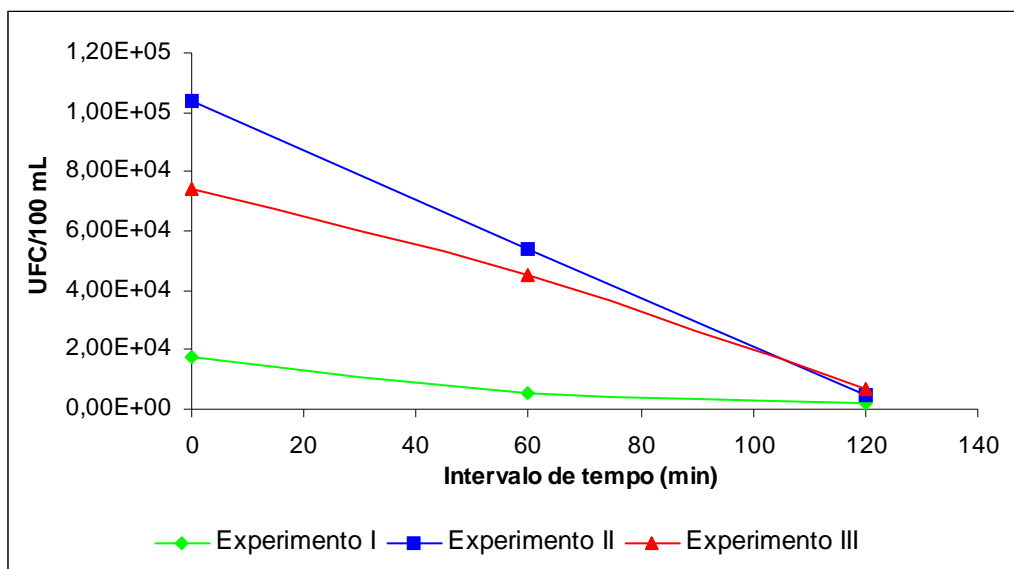


Figura 7: Remoção de coliformes termotolerantes do efluente do filtro anaeróbio de chicanas em função do tempo de exposição no processo de fotólise.

De acordo com a Figura 7, pode-se observar que no experimento I a remoção foi menos eficiente que nos demais, embora tenha havido remoção de uma casa decimal, sua concentração inicial de UFC/100mL foi menor. No entanto, nos três experimentos a concentração final de coliformes ficou bastante próxima (da ordem de 10^3 UFC/100mL) e o decaimento ocorreu em função do tempo de exposição à luz UV.

Daniel e Campos (1993), em seu trabalho sobre desinfecção de efluentes de sistemas de tratamentos aeróbio e anaeróbio concluíram que a eficiência de inativação de coliformes nem sempre é um bom parâmetro para avaliar o resultado final da desinfecção, esta deve ser considerada juntamente com a densidade de microrganismos, que é um parâmetro mais seguro. Os mesmos autores confirmam também que a maior interferência na absorção da radiação UV em efluentes não é a concentração de sólidos, e sim, o tamanho das suas partículas se estas forem iguais ou superiores ao tamanho dos microrganismos.

O estudo cinético da constante de inativação bacteriana neste procedimento com o efluente do filtro anaeróbio de chicanas (efluente terciário), presente no reator de tubos concêntricos com uma concentração de microrganismos da ordem de $10^5 - 10^4$ UFC/100mL, mostrou que as constantes de decaimento encontradas para os experimentos I ($k= 0,018\text{min}^{-1}$; $R^2= 0,9985$), II ($k= 0,025\text{min}^{-1}$; $R^2= 0,9036$) e III ($k= 0,020 \text{ min}^{-1}$; $R^2= 0,8928$) estão próximas àquelas obtidas por Bekbölet (1997) em seu trabalho sobre desinfecção de água, aplicando fotocatalise através de lâmpada ultravioleta em combinação com TiO_2 em suspensão, em cultura de *E. coli*, a uma concentração inicial de 10^5 UFC/100mL. Os resultados da cinética de inativação, nos experimentos com fotólise em efluente do filtro anaeróbio de chicanas, indicam uma forte correlação existente entre o tempo de exposição em favor do decaimento bacteriano.

Os resultados da caracterização física e química dos experimentos com o afluente e o efluente desinfetado após o processo de fotólise estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4: Caracterização física e química do afluente e efluente submetido a fotólise (efluente do filtro anaeróbio de chicanas).

Variáveis	Experimentos					
	I		II		III	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Temperatura (°C)	31,7	39,4	34	40,6	33,2	41
pH	8,1	8,2	7,9	8,0	8	8,3
NTK (mgNTK.L ⁻¹)	33,24	32,73	34,77	33,24	-	-
N-amoniacoal (mgN-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	31,19	29,66	33,24	32,22	-	-
P-Total (mgP.L ⁻¹)	4,7	4,1	5,4	4,9	5,26	4,78
Ortofosfato (mgP-PO ₄ ⁻³ .L ⁻¹)	4,3	4,0	4,9	4,6	5,25	4,7
DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	76	59	73	66	85	54
ST (mg.L ⁻¹)	704	616	720	528	636	546
SV (mg.L ⁻¹)	182	186	302	142	192	110
SST (mg.L ⁻¹)	18	12	16	14	22	14
SSV (mg.L ⁻¹)	8	10	10	10	14	10

Quanto à eficiência de remoção, observa-se que os maiores índices registrados foram de até 53% e 42,7% para Sólidos Voláteis (SV), nos experimentos II e III, respectivamente e de 36,5% para a DQO e 36,4% para os Sólidos Suspensos Totais (SST) no experimento III. O pH permaneceu praticamente inalterado, mostrando que a radiação UV não interfere neste parâmetro. A temperatura média do esgoto antes de submetê-lo a fotólise era de 32,9°C e a temperatura média do efluente final ficou em 40°C. A elevada temperatura inicial do efluente foi característica da época do ano em que foram realizados os experimentos, correspondente ao verão (fevereiro/2005) e o acréscimo na temperatura do efluente final deve-se, possivelmente, ao fato da lâmpada também emitir radiação na faixa do infravermelho, além da faixa UV característica, o que provoca aquecimento do efluente. A faixa do infravermelho do espectro eletromagnético emite radiação com comprimento de onda superior a 1.200nm e baixa energia associada. Seu principal efeito é o aumento de temperatura por intermédio da conversão da energia associada à radiação em calor (GONÇALVES et al., 2003).

5.1.2. Desinfecção do efluente do reator UASB

As concentrações afluente e efluente e suas respectivas remoções dos indicadores de contaminação fecal (coliformes termotolerantes) no efluente do reator UASB estão registradas na Tabela 5.

Tabela 5: Remoção de coliformes termotolerantes do efluente do reator UASB após fotólise.

Experimentos	UFC/100mL		Eficiência (%)
	Afluente	Efluente	
I	$4,15 \times 10^6$	$1,25 \times 10^6$	69,9
II	$9,2 \times 10^6$	$2,75 \times 10^6$	70,1
III	$1,59 \times 10^7$	$1,9 \times 10^6$	88

Observa-se, na Tabela 5, que a remoção foi de 69,9% no experimento I, 70,1% no II e 88% no III, mantendo, nos dois primeiros experimentos, a mesma ordem de grandeza (10^6) na concentração final de coliformes. Estes dados permitem concluir que um efluente com as características do reator UASB (efluente secundário), alta DQO, Sólidos Totais (Tabela 6) e elevada concentração de coliformes ($10^6 - 10^7$ UFC/100mL), deve receber outra forma de tratamento antes de ser submetido ao processo de fotólise.

O comportamento do decaimento bacteriano do efluente do reator UASB em função do tempo de exposição à luz UV está ilustrado na Figura 8, onde se observa que, durante a 1^a hora de exposição, apenas no experimento III ocorreu remoção de uma casa logarítmica, e todavia, na 2^a hora, não foi verificado decaimento bacteriano. Contudo, os três experimentos realizados não apresentaram eficiência significativa durante as duas horas de exposição à fotólise.

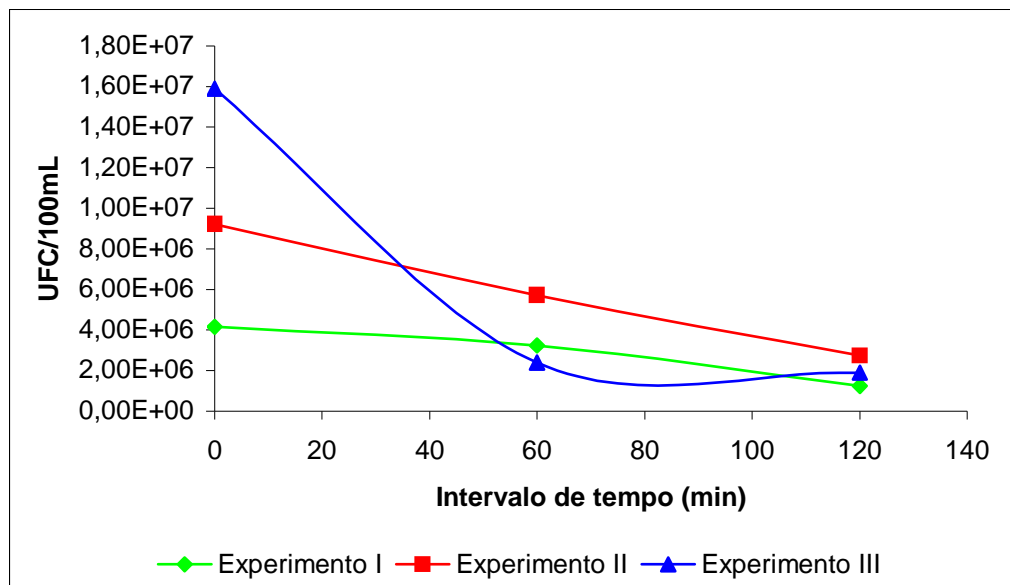


Figura 8: Remoção de coliformes termotolerantes do efluente do reator UASB em função do tempo de exposição ao processo de fotólise.

A baixa eficiência de remoção de coliformes termotolerantes deve-se, provavelmente, a alta concentração de sólidos do efluente secundário, como é o caso do efluente do reator UASB, o que impede a uniformidade da penetração da radiação UV. Contudo, o estudo da cinética de inativação demonstrou ter seguido a Lei de Chick (cinética de 1ª ordem), com constantes de decaimento iguais a $k=0,01\text{min}^{-1}$ ($R^2=0,8952$), $k=0,0101\text{min}^{-1}$ ($R^2=0,9859$) e $k=0,0177\text{min}^{-1}$ ($R^2=0,8314$), nos experimentos I, II e III, respectivamente. Ao se comparar os valores médios da constante obtida neste caso ($k= 0,013 \text{ min}^{-1}$) com aqueles do filtro anaeróbio de chicanas ($k= 0,021 \text{ min}^{-1}$), observa-se claramente a inferioridade do desempenho da desinfecção com o efluente do UASB. Este também se mostrou similar ao conseguido por Ferreira & Daniel (2004) para inativação de *E. coli* ($k= 0,019 \text{ min}^{-1}$).

Keller et al. (2004), ao tratarem efluente de reator UASB com radiação UV, verificaram que a inativação de coliformes foi insignificante, concluindo então que a quantidade de sólidos suspensos foi um grande obstáculo à penetração da radiação UV para as bactérias.

A caracterização física e química do referido processo é mostrada na Tabela 6, a seguir. Tendo como base a remoção (%), pode-se observar que a maior eficiência foi relacionada aos Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) no experimento I, o qual obteve 90% de remoção. No segundo e terceiro experimentos, a remoção foi de 23,7% e 44%, respectivamente. Em seguida, os AGV sofreram remoção de até 65% no experimento II, com 44% no experimento I e 12% no II. Por conseguinte, os SST obtiveram remoções de 46 %, 23% e 12% nos experimentos I, II e III, respectivamente. O parâmetro relacionado à matéria orgânica, DQO, obteve maior remoção (22,6%) no efluente do terceiro experimento. Para os demais parâmetros químicos as remoções foram menores ou iguais a 14%.

Tabela 6: Caracterização física e química do afluente e efluente submetido a fotólise (efluente do reator UASB).

Variáveis	Experimentos					
	I		II		III	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Temperatura (°C)	35,3	41,5	34,7	42,5	34,3	41,2
pH	7,2	8,1	7,6	8,1	7,2	7,7
CE ($\mu\text{mho.cm}^{-1}$)	1.555	1.500	1.400	1.532	1.435	1.439
Alcalinidade Total ($\text{mg CaCO}_3.\text{L}^{-1}$)	413,2	387,6	381,3	355,7	377	330,2
Acalinidade HCO_3 ($\text{mg CaCO}_3.\text{L}^{-1}$)	369,6	360,1	336,7	335,5	335,1	292,5
NTK (mgNTK.L^{-1})	-	-	46,54	42,45	47,05	46,03
N-amoniacoal ($\text{mgN-NH}_4^+.\text{L}^{-1}$)	-	-	43,47	41,42	41,93	39,89
P-Total (mgP.L^{-1})	7,39	6,87	6,76	6,42	6,61	5,89
Ortofosfato ($\text{mgP-PO}_4^{-3}.\text{L}^{-1}$)	6,19	5,81	5,57	5,47	5,4	5,01
DQO ($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$)	200	193	195	178	261	202
ST (mg.L^{-1})	694	626	570	502	678	638
SST (mg.L^{-1})	104	56	88	68	84	74
SSV (mg.L^{-1})	100	10	76	58	64	36
AGV ($\text{mg.L}^{-1} \text{HAc}^-$)	72,64	40,64	74,61	25,82	69,27	60,97

Observa-se, na Tabela 6, que o pH apresentou maior variação no ensaio I, de 7,2 no afluente para 8,1 no efluente final. A temperatura média do efluente do UASB, antes de submetê-lo ao processo de fotólise, era de 34,7°C e a temperatura média de saída foi de 41,7°C, fato ocorrido em razão dos raios infravermelhos provenientes da lâmpada germicida.

5.2. Fotocatálise em reator de tubos concêntricos

5.2.1. Desinfecção do efluente do filtro anaeróbio de chicanas

Os resultados relativos à concentração de coliformes termotolerantes, afluentes e efluentes, de três experimentos realizados com efluente oriundo do filtro anaeróbio de chicanas são apresentados na Tabela 7. A efetiva remoção de 100% dos coliformes termotolerantes, nos três experimentos, comprova a eficiência da fotocatálise para desinfecção de efluentes terciários.

Tabela 7: Remoção de coliformes termotolerantes do efluente do filtro anaeróbio de chicanas após fotocatálise.

Experimentos	UFC/100mL		Eficiência (%)
	Afluente	Efluente	
I	$2,35 \times 10^4$	0	100
II	$8,2 \times 10^4$	0	100
III	$7,95 \times 10^4$	0	100

Com base no estudo da cinética de inativação bacteriana, os valores calculados para a constante (k) e o coeficiente de correlação (R^2) demonstraram ter seguido a Lei de Chick. Os valores das constantes de decaimento foram os seguintes: $k= 0,088\text{min}^{-1}$ ($R^2=0,8384$), $k=$

$0,095\text{min}^{-1}$ ($R^2=0,9899$) e $k= 0,096\text{min}^{-1}$ ($R^2=0,9196$), nos experimentos I, II e III, respectivamente. Valores estes, em média ($k= 0,093\text{min}^{-1}$), foram superiores aos obtidos nos trabalhos de Ferreira e Daniel (2004) ($k= 0,019 \text{ min}^{-1}$), Watts et al. (1995) ($k= 0,016 \text{ min}^{-1}$) e Bekbölet (1997) ($k= 0,0178 \text{ min}^{-1}$) utilizados com a mesma finalidade e mostraram-se mais próximos aos obtidos por Sunada et al. (2003), ao trabalhar com fotocatalise com TiO_2 , em sua pesquisa sobre inativação de *E. coli*, com uma concentração inicial de 2×10^5 UFC/100mL, registrou uma constante (k) de até $0,085\text{min}^{-1}$. Os valores obtidos confirmam a eficiência do processo da fotocatalise heterogênea com TiO_2 em remover coliformes.

A Figura 9 mostra o comportamento do decaimento bacteriano em função do tempo de exposição durante o processo fotocatalítico.

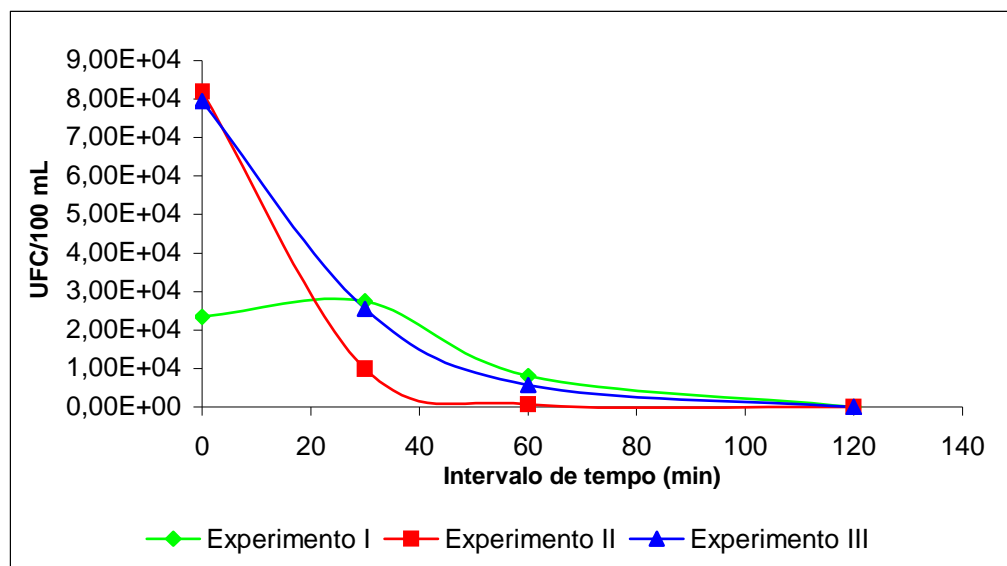


Figura 9: Remoção de coliformes termotolerantes do efluente do filtro anaeróbio de chicanas em função do tempo de exposição ao processo de fotocatalise.

Observa-se, na Figura 9, que a concentração afluyente de coliformes termotolerantes manteve-se na ordem de grandeza de 10^4 UFC/100mL. Nas mesmas condições, o efluente produzido no experimento II, já na 1ª hora de exposição ao processo de fotocatalise,

apresentava 100% de eficiência na remoção de coliformes termotolerantes. Nos experimentos I e III, este fato ocorreu na 2ª hora de exposição.

Os valores afluentes e efluentes dos parâmetros físico e químicos dos três experimentos submetidos à fotocatalise heterogênea com TiO₂ em suspensão são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8: Caracterização física e química do afluente e efluente submetido a fotocatalise (efluente do filtro anaeróbio de chicanas).

Variáveis	Experimentos					
	I		II		III	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Temperatura (°C)	34,5	42,7	34,5	42,7	30,9	40,2
pH	7,8	8,2	7,8	8,2	7,7	8
NTK (mgNTK.L ⁻¹)	37,71	33,71	34,29	29,14	38,29	36,57
N-amoniacal (mgN-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	29,71	25,14	25,71	24,57	38,29	24,57
DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	54	41	51	41	54	44
ST (mg.L ⁻¹)	494	516	500	550	588	616
SV (mg.L ⁻¹)	28	84	8	82	66	96
SST (mg.L ⁻¹)	-	-	106	12	-	-
SSV (mg.L ⁻¹)	-	-	10	8	-	-

Observa-se, na Tabela 8, que o pH permaneceu praticamente invariável. Com relação à presença de fósforo, ocorreu uma forte remoção: 83,6%, 83% e 57,7% para Ortofosfato nos experimentos I, II e III, respectivamente; e superiores a 70% para o Fósforo Total (P-Total) nos experimentos I (75,2%) e II (73,6%), além de 47,7% no experimento III. A remoção do Nitrogênio Total Kaedhjal (NTK) foi baixa, variou de 5 a 15% nos três experimentos. Enquanto o N-amoniacal alcançou 35,8% de remoção no experimento III. A matéria orgânica expressa em forma de DQO, apresentou remoção de 24,1%, 20% e 18,5% nos experimentos I, II e III, respectivamente.

A temperatura média do efluente antes de submetê-lo ao processo fotocatalítico era de 33,3°C, e a final, de 41,9°C. Os experimentos foram realizados entre os meses de fevereiro e março de 2005, período que compreende a estação climática do verão, do que decorre a elevada temperatura inicial do efluente em estudo.

Os parâmetros relacionados aos sólidos sofreram interferência do TiO₂ em suspensão, o qual, por possuir a consistência de um pó muito fino, não pôde ser removido completamente por filtração. Neste caso, os valores destes parâmetros no efluente, após processo fotocatalítico, não devem ser verdadeiramente considerados, devido ao arraste do semicondutor TiO₂, interferir nas análises.

Os resultados confirmam que a radiação UV com TiO₂ exibe eficiência bactericida e, segundo Maness et al. (1999), a desinfecção está relacionada à dosagem do semicondutor utilizada, até a concentração máxima de 1mg/mL, como é o caso deste experimento no reator de tubos concêntricos. Acima desse valor, pode resultar na diminuição da eficiência bactericida pela possível redução da intensidade de radiação UV sobre a suspensão celular com TiO₂, causadas pelas suas partículas em suspensão, encobrendo as células microbianas. Também a turbidez causada pelas partículas de TiO₂ em suspensão e o baixo poder de penetração da luz UV, pelo excesso de uso da mesma, reduzem a intensidade de radiação sobre as bactérias (HUANG et al., 1999).

Kim et al. (2003) pesquisaram a utilização da fotocatalise com TiO₂ para desinfecção na indústria de alimentos e constataram que a concentração do fotocatalisador que apresentou maior efeito bactericida foi de 1mg/mL.

5.2.2. Desinfecção do efluente do reator UASB

Ao aplicar-se a fotocatalise heterogênea para o tratamento do efluente do reator UASB, visando à remoção de coliformes termotolerantes, verificou-se eficiência do processo somente no experimento III, cuja remoção foi de 94% em relação à concentração inicial, conforme a Tabela 9.

Nos dois primeiros experimentos, considerando a densidade, para a concentração inicial de UFC/100mL, não foi observada remoção, provavelmente em virtude da proteção contra a radiação UV oferecida pelos sólidos, presentes em grande quantidade no efluente do UASB e pelas próprias partículas do semicondutor TiO_2 em suspensão, contra a dose inicial de radiação ultravioleta.

Tabela 9: Remoção de coliformes termotolerantes do efluente do reator UASB após fotocatalise.

Experimentos	UFC/100mL		Eficiência (%)
	Afluente	Efluente	
I	$1,25 \times 10^6$	$1,35 \times 10^6$	0
II	$5,85 \times 10^6$	$7,8 \times 10^6$	0
III	$7,55 \times 10^6$	$4,5 \times 10^5$	94

Considerando que a densidade de microrganismos, como citado anteriormente, é um parâmetro mais seguro para se avaliar a eficiência da desinfecção, observa-se, de acordo com os resultados obtidos que, embora os tratamentos promovidos pelos processos de fotólise e fotocatalise, utilizando o efluente do reator UASB, tenham levado à remoção em parte dos experimentos, registra-se ainda a elevada concentração de coliformes termotolerantes no efluente final ($10^6 - 10^5$ UFC/100mL), diferentemente da remoção obtida com o tratamento do

efluente do filtro anaeróbio de chicanas, que variou de 10^3 UFC/100mL até a total remoção. Levando-se em conta o lançamento deste efluente tratado em um corpo receptor, sem considerar a diluição, o efluente do reator de chicanas oferece menor risco potencial ao meio ambiente e à saúde humana. Já o efluente do reator UASB ultrapassa os limites permitidos pela legislação vigente.

Desse modo, por não ter havido remoção, o estudo da cinética de inativação bacteriana obteve os valores da constante (k) negativos nos experimentos I e II. No experimento III, $k=0,023\text{min}^{-1}$, com baixa correlação ($R^2=0,416$), demonstrando que a fotocatalise não é um processo eficiente para remoção de microrganismos do efluente do reator UASB.

Na Figura 10 é mostrado o comportamento do decaimento bacteriano do efluente do UASB em função do tempo de exposição à fotocatalise heterogênea. Observa-se que houve um decaimento irregular e remoção de uma casa logarítmica da concentração de coliformes termotolerantes apenas no experimento III.

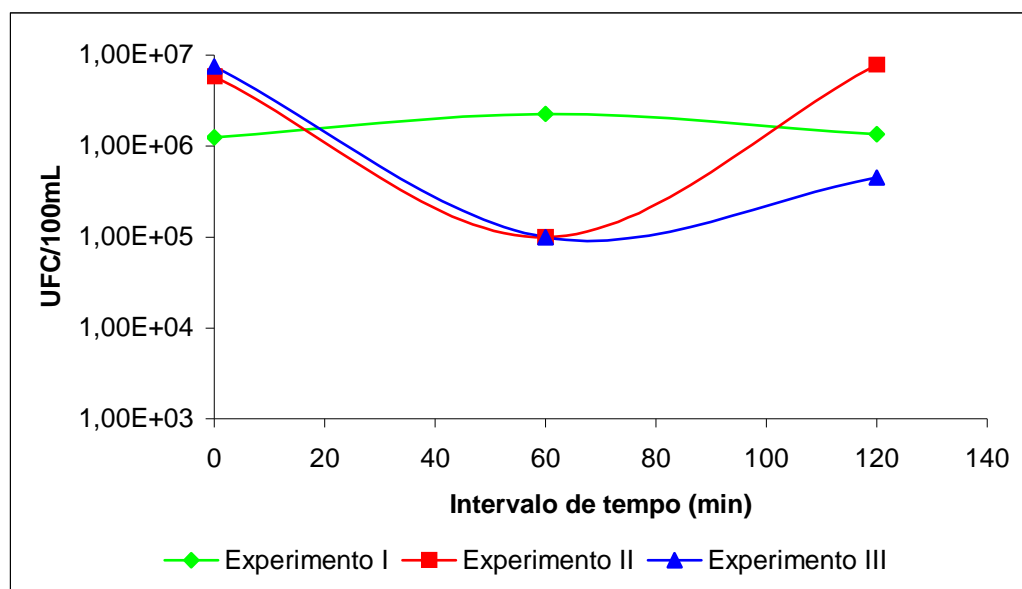


Figura 10: Remoção de coliformes termotolerantes do efluente do reator UASB em função do tempo de exposição ao processo de fotocatalise.

De acordo com Ireland et al. (1993) e Huang et al. (1999), a presença de matéria orgânica reduz a cinética de inativação bacteriana, competindo ostensivamente com as bactérias pelo radical hidroxila. A turbidez causada pelas partículas do TiO₂ em suspensão e o baixo poder de penetração da luz, também reduzem a intensidade da radiação sobre as células microbianas (CORDEIRO et al., 2004).

Os resultados dos parâmetros físicos e químicos analisados para o efluente proveniente do reator UASB submetido ao processo da fotocatalise, no reator de tubos concêntricos, são mostrados na Tabela 10.

Tabela 10: Caracterização física e química do afluente e efluente submetido a fotocatalise (efluente do reator UASB).

Variáveis	Experimentos					
	I		II		III	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Temperatura (°C)	38,8	41,5	30	40,5	32,5	41
pH	7,2	7,7	7,0	7,8	7,4	8,0
CE ($\mu\text{mho.cm}^{-1}$)	1.471	1.360	1.463	1.310	1.437	1.217
Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	385,53	321,63	366,36	296,07	364,23	261,99
Acalinidade HCO ₃ (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	332,72	283,67	290,61	240,57	310,78	244,60
NTK (mgNTK.L ⁻¹)	48,09	42,45	46,54	38,35	41,42	36,82
N-amoniacal (mgN-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	45,00	39,89	43,47	35,80	34,77	35,24
DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	429	156	340	151	-	-
ST (mg.L ⁻¹)	934	546	838	608	726	638
SV (mg.L ⁻¹)	308	158	328	128	256	240
SST (mg.L ⁻¹)	94	22	108	38	240	28
SSV (mg.L ⁻¹)	88	20	94	34	178	24
AGV (mg.L ⁻¹ HAc ⁻)	91,13	61,49	137,07	96,64	92,44	20,41

Com base na eficiência de remoção (%), observa-se, na Tabela 10, que a presença do TiO_2 favoreceu o desempenho do reator quanto à remoção de matéria orgânica, cujos valores foram de 63,3% e 55,6% de remoção da DQO nos experimentos I e II, respectivamente. Os mais altos índices foram observados, novamente, para P-total, com 70,9%, 69,5% e 75% e Ortofosfato, com 64,2%, 76% e 76,8% de remoção nos experimentos I, II e III, respectivamente. Elevada remoção foi verificada para os Ácidos Graxos Voláteis no terceiro experimento (77,9%), nos experimentos I e II a remoção foi de 32,5% e 29,5%, respectivamente. Houve consumo de 28% da alcalinidade total no terceiro experimento, sendo que no primeiro este valor foi de 17,8% e de 19% no segundo experimento. Nos demais parâmetros analisados, as remoções foram iguais ou inferiores a 21,3%.

O pH permaneceu entre 7,0 e 8,0 em todas as amostras, sem apresentar variações bruscas, semelhante ao comportamento dos experimentos anteriores. A temperatura média de entrada foi de 33,8°C, enquanto a de saída foi de 41°C.

Com relação aos parâmetros associados aos sólidos e suas frações, pode-se observar a grande quantidade dos mesmos presentes no afluente, no entanto, não é possível considerar seus valores no efluente final como reais, já que tanto o arraste do TiO_2 quanto a sua incompleta remoção através de filtração, interfere nos resultados destas análises.

Um dos fatores que podem ter influenciado o rendimento do reator de tubos concêntricos, ao tratar efluente do UASB, é a alta alcalinidade, pois a mesma está relacionada à concentração de carbono inorgânico na solução (HCO_3^- e CO_3^{2-}), o qual pode ser adsorvido sobre a superfície do TiO_2 e consumir radicais $\bullet\text{OH}$, prejudicando o processo de oxidação fotocatalítica (FERREIRA & DANIEL, 2004).

Portanto, comparando-se os dois efluentes submetidos ao processo, devido às suas características peculiares, a aplicação da fotocatalise em efluentes terciários será mais bem sucedida do que em efluentes secundários.

5.3. Fotocatálise em reator de placa impregnada com TiO₂

Com a finalidade de se avaliar o processo da fotocatalise heterogênea com TiO₂ sob luz solar para desinfecção de um efluente terciário, como é o caso do efluente do filtro anaeróbio de chicanas, trabalhou-se com o reator de placa, operando em quatro diferentes vazões: 13,2L.h⁻¹, 25L.h⁻¹, 42L.h⁻¹ e 75L.h⁻¹, cujos desempenhos estão descritos a seguir.

5.3.1. Desempenho do reator de placa impregnada com TiO₂ operando na vazão de 13,2 L.h⁻¹

5.3.1.1. Remoção de coliformes termotolerantes

Foram efetuados seis experimentos com a vazão de 13,2L.h⁻¹, cujo tempo de permanência ao sol para cada um deles correspondia a 4 horas, das 10h às 14h. Analisando-se a eficiência de remoção dos microrganismos neste caso, os resultados apresentaram rendimento satisfatório, chegando a 100% dos coliformes removidos no experimento II, como é mostrado na Tabela 11. Nos demais experimentos, a remoção de coliformes variou de 97 – 99%. Contudo, para este indicador, apenas os efluentes dos experimentos II e III apresentam-se dentro dos padrões permitidos para serem reutilizados para irrigação irrestrita (até 1000 UFC/100mL), segundo a Organização Mundial de Saúde (WHO, 2000).

Tabela 11: Remoção de coliformes termotolerantes usando fotocatalise solar na vazão de 13,2L.h⁻¹.

Experimentos	UFC/100mL		Eficiência (%)
	Afluente	Efluente	
I	8,25 x 10 ⁴	2,75 x 10 ³	97
II	9,5 x 10 ⁴	0	100
III	9,48 x 10 ⁴	7,5 x 10 ²	99
IV	2,65 x 10 ⁵	6,25 x 10 ³	98
V	6,75 x 10 ⁴	2 x 10 ³	97
VI	3,15 x 10 ⁵	5,25 x 10 ³	98

O comportamento do decaimento bacteriano em função do tempo de exposição ao processo fotocatalítico é mostrado na Figura 11.

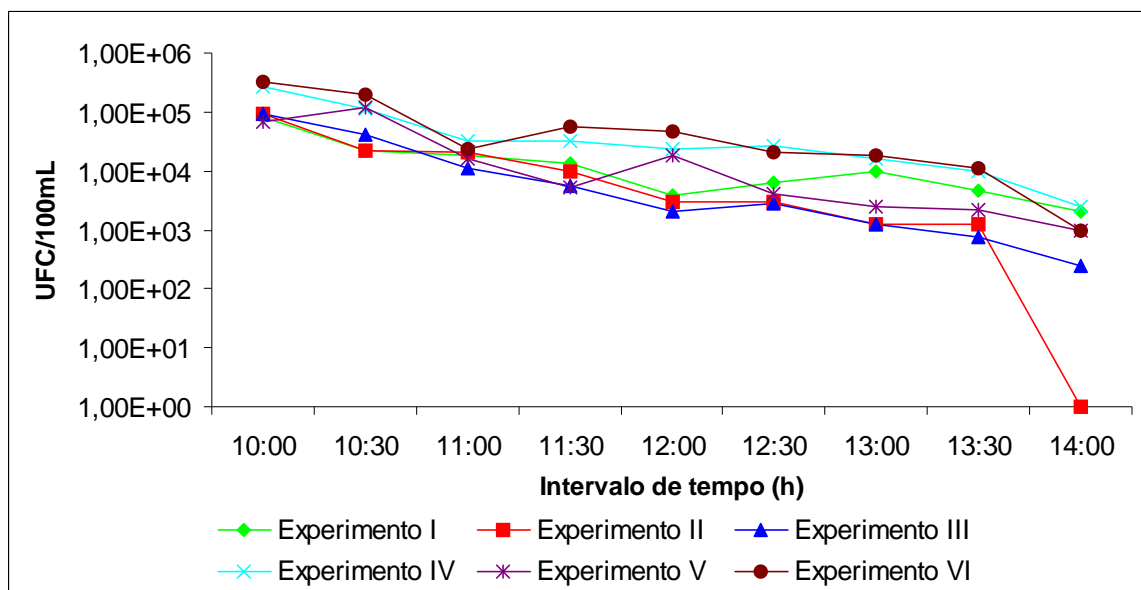


Figura 11: Remoção de coliformes termotolerantes em função do tempo de exposição à fotocatalise solar na vazão de 13,2L.h⁻¹.

Observa-se, na Figura 11, que o decaimento bacteriano se deu, de forma geral, uniforme e decrescente com o decorrer do tempo de exposição ao processo. Na maior parte

dos experimentos, já na 1ª hora, ocorreu remoção de uma casa logarítmica da concentração de coliformes. Todavia, apenas os efluentes dos experimentos II e III apresentaram remoções significativas.

A análise da cinética de inativação bacteriana seguiu o modelo de Chick (cinética de 1ª ordem), mostrando valores próximos àqueles verificados nos trabalhos de Watts et al. (1995), Bekbölet (1997) e Ferreira & Daniel (2004) utilizados com a mesma finalidade, os quais foram: $k= 0,011\text{min}^{-1}$ ($R^2= 0,7681$), $k= 0,034\text{min}^{-1}$ ($R^2=0,7238$), $k= 0,020\text{min}^{-1}$ ($R^2= 0,9223$), $k= 0,012\text{min}^{-1}$ ($R^2= 0,8383$), $k= 0,017\text{min}^{-1}$ ($R^2= 0,814$) e $k= 0,0148\text{min}^{-1}$ ($R^2= 0,8471$) nos experimentos I, II, III, IV, V e VI, respectivamente.

5.3.1.2. Intensidade da radiação solar

No decorrer do período experimental, foi medida, a cada 30 minutos, a intensidade da radiação UV solar (em mW/cm^2). A Tabela 12 apresenta os valores máximos, mínimos e médios da intensidade de radiação UV, bem como o percentual de líquido evaporado durante a realização dos seis experimentos.

Tabela 12: Dados da intensidade da radiação UV solar para a vazão de $13,2L.h^{-1}$.

Experimento	Radiação solar (mW/cm^2)					
	Máxima	Hora	Mínima	Hora	Média	Evaporação (%)
I	3,37	11:00	1,22	10:30	2,55	35,2
II	3,76	11:00	1,45	10:00	2,8	34
III	3,24	11:00	1,75	14:00	2,71	49
IV	3,25	11:00	0,613	12:30	2,17	42,5
V	3,39	11:00	1,73	14:00	2,68	46,4
VI	3,54	11:00	2,04	14:00	3	42

Os dados mostram que os valores elevados da radiação solar, registrados durante os testes com a vazão de $13,2\text{L.h}^{-1}$, realizados no mês de outubro/2005, aliado às altas temperaturas ambiente levaram, conseqüentemente, a uma perda considerável de efluente por evaporação.

5.3.1.3. Caracterização química do efluente

Os valores dos parâmetros químicos dos afluentes e efluentes finais do processo são apresentados na Tabela 13, a seguir.

Tabela 13: Caracterização química do afluente e efluente após fotocatalise solar na vazão de $13,2\text{L.h}^{-1}$.

Variáveis	Experimentos											
	I		II		III		IV		V		VI	
	A	E	A	E	A	E	A	E	A	E	A	E
pH	8,0	8,1	8,0	8,0	7,9	8,2	7,6	8,1	7,8	8,1	7,8	8,1
Alcalinidade Total ($\text{mgCaCO}_3\text{L}^{-1}$)	374,1	405,5	388,7	407,6	388,7	434,7	369,9	390,8	378,3	386,7	384,6	413,8
Alcalinidade HCO_3 ($\text{mgCaCO}_3\text{L}^{-1}$)	366,1	382,0	367,5	386,9	373,0	413,5	339,9	355,9	362,2	365,4	367,3	398,8
AGV ($\text{mg.L}^{-1}\text{HAc}$)	14	32,4	27,9	26,8	16,9	27,8	45,5	55,2	17,6	28,0	19,9	15,4
DQO ($\text{mgO}_2\text{L}^{-1}$)	73,3	153,7	68,6	112,1	55,4	119,6	81,9	121,1	72	100	72	68
NTK (mgNTK.L^{-1})	49,4	30,2	52,7	32,9	53,8	24,2	54,4	25,2	47,6	46,5	48,1	27,7
N-NH ₃ ($\text{mg N-NH}_3\text{L}^{-1}$)	47,8	27,5	50	30	51	19,8	50,5	20,9	45,4	17	45,9	22,1
P-Total (mgP.L^{-1})	7,16	8,99	7,55	9,36	7,79	9,79	7,95	10,4	7,52	6,51	7,27	10,2
Ortofosfato ($\text{mgP-PO}_4\text{L}^{-1}$)	6,86	8,21	7,29	8,90	7,13	9,78	7,46	10,2	6,94	5,77	6,94	8,82
ST (mg.L^{-1})	884	996	648	880	622	976	546	1032	564	744	686	1050
SV (mg.L^{-1})	262	364	64	174	35	131	20	94	64	364	154	100
SF (mg.L^{-1})	622	632	584	706	587	845	526	938	680	704	532	950

* A: afluente; E: efluente.

Com relação à eficiência de remoção (%), obtida nos efluentes finais dos seis experimentos realizados para a vazão de $13,2\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$ no reator de placa impregnada, observa-se taxas médias de remoção dos compostos nitrogenados NTK e N-amoniaco com valores de 38% e 67%, respectivamente. O pH sofreu leve aumento em todos os experimentos, variando em média de 7,8 no afluente para 8,1 no efluente final. Houve geração tanto da alcalinidade total quanto da alcalinidade a bicarbonato, ambas apresentaram aumento em todos os valores efluentes com relação aos seus valores iniciais. Os ácidos graxos voláteis obtiveram remoção de 37% e 22% nos experimentos V e VI, respectivamente, apresentando leve redução no experimento II e aumento nos valores efluentes dos experimentos I, III e IV. O teor de matéria orgânica, apresentada como DQO, mostrou aumento nos seus valores efluentes dos cinco primeiros experimentos que chegou a superar os 100% de acréscimo, obtendo leve redução apenas no experimento VI. Igual comportamento mostrou P-total e ortofosfato solúvel, com pequena remoção de ambos somente no experimento V. As frações de ST, SV e SF também foram aumentadas ao final dos experimentos, exceto para SV no experimento VI que teve remoção de 35%. Este comportamento incomum, em relação aos parâmetros químicos, pode ser explicado pelas altas taxas de evaporação (34 – 49%) do efluente em virtude da alta incidência de radiação solar durante as 4h de exposição, tendo em vista a época do ano em que foram realizados os experimentos (outubro/2005), provocando assim um aumento da concentração desses parâmetros no efluente ao final do processo.

5.3.2. Desempenho do reator de placa impregnada com TiO₂ operando na vazão de 25 L.h⁻¹

5.3.2.1. Remoção de coliformes termotolerantes

Para o experimento com o reator de placa operando na vazão de 25L.h⁻¹, foram realizadas três repetições, nas quais se obteve a remoção de 100% dos coliformes termotolerantes do efluente do filtro anaeróbio de chicanas, como mostra a Tabela 14.

Tabela 14: Remoção de coliformes termotolerantes usando fotocatalise solar na vazão de 25L.h⁻¹.

Experimentos	UFC/100mL		Eficiência (%)
	Afluente	Efluente	
I	1,25 x 10 ⁴	0	100
II	8,5 x 10 ³	0	100
III	6,25 x 10 ³	0	100

Esses resultados enquadram o efluente tratado nos padrões para águas classe 1, de acordo com o n^o de UFC/100mL, como ressalta a Resolução CONAMA n^o 357, podendo o mesmo ser reutilizado para irrigação irrestrita.

A Figura 12 mostra o comportamento do decaimento bacteriano em função do tempo de exposição à fotocatalise solar.

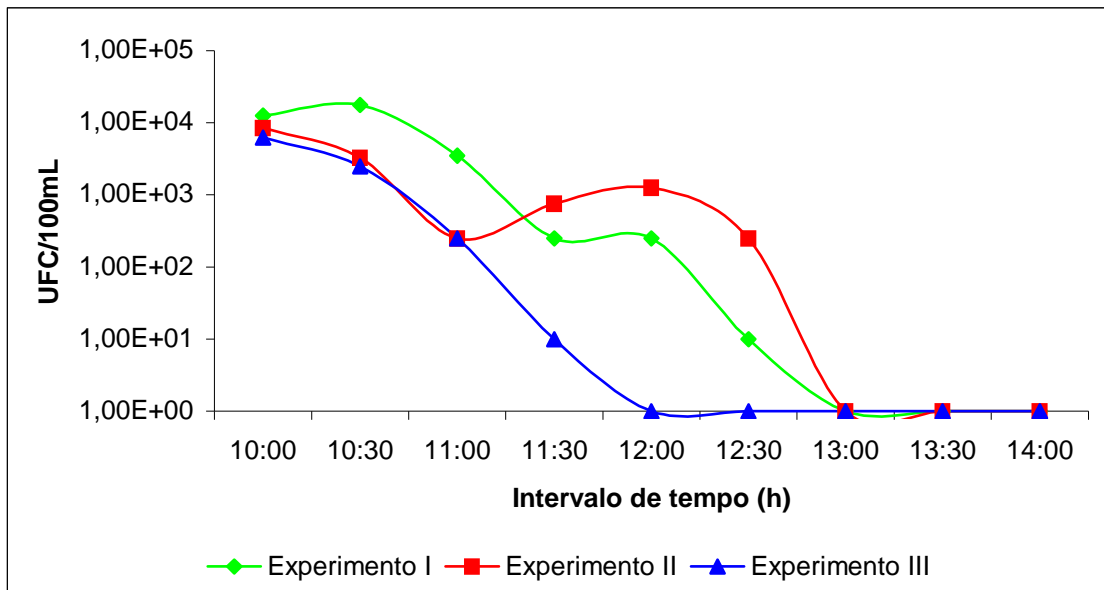


Figura 12: Remoção de coliformes termotolerantes em função do tempo de exposição à fotocatalise solar na vazão de $25L.h^{-1}$.

Observa-se, na Figura 12, que o efluente do experimento III apresentou total remoção de coliformes, após 2 horas de exposição, enquanto os outros dois apresentaram remoção completa na 3ª hora de exposição ao processo.

O estudo da cinética de inativação bacteriana mostrou resultados condizentes ao comportamento do decaimento observado. Também seguiu uma cinética de 1ª ordem (Lei de Chick), cujos valores da constante (k) e do coeficiente de correlação (R^2) foram: $k= 0,048 \text{ min}^{-1}$ ($R^2= 0,938$) no experimento I; $k= 0,040 \text{ min}^{-1}$ ($R^2= 0,817$) no II; e $k= 0,040 \text{ min}^{-1}$ ($R^2= 0,8002$) no III. Os valores da constante de inativação obtidos mostraram-se superiores aos verificados nos trabalhos de Watts et al. (1995), Bekbölet (1997) e Ferreira & Daniel (2004), porém, inferiores aos registrados por Sunada et al. (2003). Contudo, estes valores indicam um bom desempenho do processo para remoção dos microrganismos.

5.3.2.2. Intensidade da radiação solar

Os dados pertinentes às intensidades máxima, mínima e média da radiação UV solar no intervalo de tempo em que foram realizados os experimentos, e o percentual de efluente evaporado, em cada um dos três experimentos realizados na vazão de 25L.h⁻¹, são mostrados na Tabela 15.

Tabela 15: Dados da intensidade da radiação solar para a vazão de 25L.h⁻¹.

Experimento	Radiação solar (mW/cm ²)					
	Máxima	Hora	Mínima	Hora	Média	Evaporação (%)
I	3,30	11:00/ 12:30	1,8	14:00	2,76	50,3
II	3,22	11:30	1,7	14:00	2,73	49,4
III	3,63	11:00	1,05	10:00	2,65	48,8

Observa-se que altas taxas de evaporação foram alcançadas em razão dos valores elevados da radiação UV solar, detectados no período em que os testes foram realizados: novembro/2005. Este fator, aliado às altas temperaturas do ambiente, características da época, em consequência da emissão da radiação na faixa do infravermelho, a qual promove aquecimento, resultaram nas maiores perdas por evaporação verificadas durante todo o período experimental.

5.3.2.3. Caracterização química do efluente

Como pode ser visto na Tabela 16, a maior eficiência de remoção dos parâmetros químicos analisados ficou por conta dos compostos nitrogenados.

Tabela 16: Caracterização química do afluente e efluente após fotocatalise solar na vazão de 25L.h⁻¹.

Variáveis	Experimentos					
	I		II		III	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
pH	7,7	8,0	7,8	8,0	8,2	8,8
Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	386,65	422,18	386,65	399,19	397,1	376,2
Acalinidade HCO ₃ (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	362,61	399,21	376,32	375,53	367,9	351,8
AGV (mg.L ⁻¹ HAc)	33,53	31,34	6,08	32,76	43,9	34,2
DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	72	139	90	144	98,3	126,8
NTK (mgNTK.L ⁻¹)	48,14	21,03	48,14	19,92	47,04	19,37
N-amoniacal (mgN-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	47,04	16,06	45,38	12,17	44,27	12,73
P-Total (mgP.L ⁻¹)	7,53	10,30	7,61	9,51	7,53	7,70
Ortofosfato (mgP-PO ₄ ⁻³ .L ⁻¹)	7,11	9,14	7,07	9,42	6,50	6,71
ST (mg.L ⁻¹)	724	1252	668	1134	782	1074
SV (mg.L ⁻¹)	262	228	254	225	272	116
SF (mg.L ⁻¹)	496	990	404	909	510	958

Observa-se, na Tabela 16, que o NTK obteve uma média de remoção de 58% em relação ao seu valor afluente, enquanto o N-amoniacal alcançou, em média, 70% de remoção nos três experimentos realizados. O pH obteve leve acréscimo no seu valor, subindo, em média, de 7,9 no afluente para 8,3 no efluente final. A alcalinidade total apresentou geração no efluente final dos dois primeiros experimentos, e pequeno consumo de 5% no terceiro. Foi gerada alcalinidade a bicarbonato no experimento I, e houve um consumo nos outros dois experimentos. Dos AGV, em média, foram removidos 12,6%. Os sólidos voláteis (SV) tiveram, em média, uma remoção de 27,3%. No entanto, os parâmetros DQO, compostos fosfatados (P-total e Orto) e as frações de sólidos totais (ST) e fixos (SF), todos sofreram acréscimo no seu valor no efluente final. Esse comportamento deve ter sido ocasionado pelos

altos percentuais de evaporação, verificados nos três experimentos, em virtude da alta incidência de radiação solar e das altas temperaturas.

5.3.3. Desempenho do reator de placa impregnada com TiO₂ operando na vazão de 42 L.h⁻¹

5.3.3.1. Remoção de coliformes termotolerantes

O rendimento do reator quanto à eficiência de desinfecção para a vazão de 42L.h⁻¹ é apresentado na Tabela 17.

Tabela 17: Remoção de coliformes termotolerantes usando fotocatalise solar na vazão de 42L.h⁻¹.

Experimentos	UFC/100mL		Eficiência (%)
	Afluente	Efluente	
I	4,5 x 10 ³	0	100
II	2,65 x 10 ⁴	0	100
III	3,08 x 10 ⁴	0	100
IV	7,25 x 10 ⁴	5 x 10 ²	99,3
V	4,13 x 10 ⁴	0	100
VI	4,63 x 10 ⁴	0	100

Constata-se que a remoção dos microrganismos potencialmente indicadores de patógenos, coliformes termotolerantes, atingiu 100% em cinco dos seis experimentos realizados em condições semelhantes. A exceção está representada pelo experimento IV, cuja remoção foi incompleta, embora 99,3 % da concentração inicial de UFC/100mL do efluente tenham sido removidos. No entanto, este valor apresenta-se em níveis aceitáveis, de acordo

com os padrões estabelecidos pelo CONAMA (2005), em sua Portaria N^o 357, enquadrando o efluente nos padrões para as águas de classe 2, podendo o mesmo ser reutilizado para irrigação de hortaliças e frutas consumidas cruas. Já a Organização Mundial de Saúde (WHO, 2000), considera o efluente susceptível à irrigação irrestrita.

O estudo da análise da cinética de inativação bacteriana demonstrou valores da constante (k) e dos coeficientes de correlação (R^2). Os resultados obtidos nos testes com a vazão de 42L.h^{-1} foram: $k= 0,044\text{min}^{-1}$ ($R^2= 0,8085$); $k= 0,046\text{min}^{-1}$ ($R^2= 0,9159$); $k= 0,05\text{min}^{-1}$ ($R^2= 0,8641$); $k= 0,019\text{min}^{-1}$ ($R^2= 0,8503$); $k= 0,043\text{min}^{-1}$ ($R^2= 0,8343$); e $k= 0,033\text{min}^{-1}$ ($R^2= 0,699$) nos experimentos I, II, III, IV, V e VI, respectivamente. A determinação da constante k também demonstrou ter seguido a cinética de 1^a ordem (Lei de Chick), dado o efetivo desempenho do reator de placa na remoção de coliformes, como foi apresentado na Tabela 17.

O comportamento da remoção dos coliformes termotolerantes em função do tempo de exposição ao processo de fotocatalise sob luz solar é mostrado na Figura 13, a seguir.

Observa-se, na Figura 13, a alta eficiência do processo, quando, após 2 horas de exposição, o experimento I atingiu total remoção de coliformes. Este fato ocorreu, para os experimentos II e III, na 3^a hora e para os experimentos V e VI, após 4 horas de exposição ao processo.

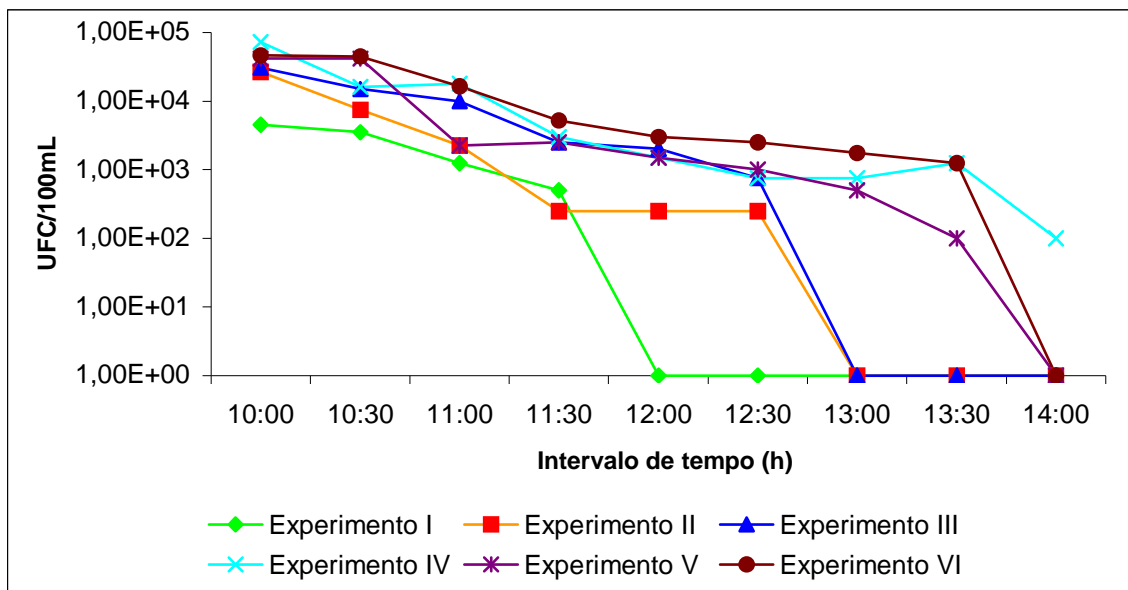


Figura 13: Remoção de coliformes termotolerantes em função do tempo de exposição à fotocatalise solar na vazão de $42\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$.

5.3.3.2. Intensidade da radiação solar

As intensidades máximas, médias e mínimas da radiação UV solar, verificadas durante os experimentos realizados com a vazão de $42\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$, como também as taxas de evaporação estão apresentadas na Tabela 18.

Tabela 18: Dados da intensidade da radiação UV solar para a vazão de $42\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$.

Experimentos	Radiação solar ($m\text{W}/\text{cm}^2$)					
	Máxima	Hora	Mínima	Hora	Média	Evaporação (%)
I	3,16	10:30	0,955	10:00	2,40	35
II	3,02	10:00	1,65	10:00	2,56	33
III	2,87	11:30	0,45	14:00	1,79	24,6
IV	2,87	11:00	1,54	14:00	2,44	31,4
V	3,13	10:00/ 11:30	0,61	13:30	2,11	29
VI	3,30	11:30	0,76	13:00	2,47	30

Os dados registrados condizem com a época do ano em que foram realizados estes experimentos (setembro/2005), caracterizada por menores média de temperatura, intensidade de radiação solar e taxa de evaporação, em relação às detectadas no experimento anterior (25L.h⁻¹).

5.3.3.3. Caracterização química do efluente

As características químicas afluente e efluente do processo fotocatalítico, através de radiação solar, na vazão de 42L.h⁻¹, são apresentadas na Tabela 19.

Tabela 19: Caracterização química do afluente e efluente após fotocatalise solar na vazão de 42L.h⁻¹.

Variáveis	Experimentos											
	I		II		III		IV		V		VI	
	A	E	A	E	A	E	A	E	A	E	A	E
pH	7,79	8,0	8,24	8,34	8,45	8,49	8,01	8,1	8,0	8,2	7,8	8,0
Alcal. Total (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	355,3	359,5	347	338,6	378,3	357,4	389	376	387	340,7	357	328
Alcal. HCO ₃ (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	335,8	340,1	330	320	356,7	342,1	365	355	365	320,7	338	311
AGV (mg.L ⁻¹ HAc)	24,48	24,23	19,51	22,77	28,56	16,12	33,4	29	28	25,4	24	20,7
DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	57	93	64	104	73	113	87	109	64,7	86,7	80	90,6
NTK (mgNTK.L ⁻¹)	25,45	12,73	33,20	11,07	41,17	13,72	38,9	18	42,8	18,67	36	14,3
N-NH ₃ (mg N-NH ₃ .L ⁻¹)	24,35	6,64	29,33	7,75	37,33	11,53	36,8	16	42,3	15,37	34	13,7
P-Total (mgP.L ⁻¹)	4,87	6,22	5,30	6,26	5,92	7,35	6,77	8,9	6,73	8,21	6,2	8,14
Orto (mgP-PO ₄ L ⁻¹)	4,39	5,56	4,92	5,89	5,80	7,13	6,30	8,5	6,27	7,95	5,6	7,54
ST (mg.L ⁻¹)	888	1162	1288	1868	648	1154	766	980	644	812	562	780
SV (mg.L ⁻¹)	322	179	228	106	506	194	206	182	168	88	208	71
SF (mg.L ⁻¹)	566	983	1060	1762	454	648	560	798	476	724	354	709

*A: afluente; E: efluente.

Observa-se que os valores do compostos nitrogenados merecem especial atenção, mais uma vez, devido à elevada taxa média de remoção do N-amoniacoal (66%) e do NTK (59%) após a realização do tratamento. Remoções consideráveis também obtiveram os sólidos voláteis (SV), cujo valor médio ficou em torno de 45%. O valor do pH subiu, em média, de 8,0 no afluente para 8,2 no efluente final. Os parâmetros DQO, P-total, ortofosfato e as frações de sólidos totais (ST) e fixos (SF) sofreram aumento com relação ao seu valor inicial, em todos os experimentos, chegando a superar os 100% de acréscimo no efluente final. Esse comportamento pode ser explicado pelas altas taxas de evaporação (29 – 35%) do efluente em virtude da alta incidência de radiação solar durante as 4h de exposição, o que provoca um aumento da concentração desses parâmetros ao final do experimento, mas, possivelmente, o desprendimento de TiO_2 da placa também deva interferir neste comportamento. Os demais parâmetros analisados não sofreram alterações significativas após a fotocatalise.

5.3.4. Desempenho do reator de placa impregnada com TiO_2 operando na vazão de 75 L.h^{-1}

5.3.4.1. Remoção de coliformes termotolerantes

A Tabela 20 apresenta o desempenho do reator de placa impregnada, em relação à desinfecção, para a vazão de operação de 75 L.h^{-1} .

Tabela 20: Remoção de coliformes termotolerantes usando fotocatalise solar na vazão de 75L.h⁻¹.

Experimentos	UFC/100mL		Eficiência (%)
	Afluente	Efluente	
I	7×10^3	0	100
II	$1,7 \times 10^4$	$2,5 \times 10^2$	98,5
III	$5,75 \times 10^3$	$7,5 \times 10^2$	87

Tomando como base a eficiência de remoção (%) dos coliformes termotolerantes, esta chegou a 100% no experimento I, a 98,5% no experimento II e a 87% no experimento III. Porém, considerando a concentração de microrganismos (nº de UFC/100mL), a remoção no efluente dos experimentos II e III foi apenas parcial, embora seja satisfatória do ponto de vista do seu reuso para irrigação, de acordo com a Organização Mundial de Saúde (WHO, 2000).

O comportamento do decaimento bacteriano em relação ao tempo de exposição à fotocatalise solar pode ser visto na Figura 14.

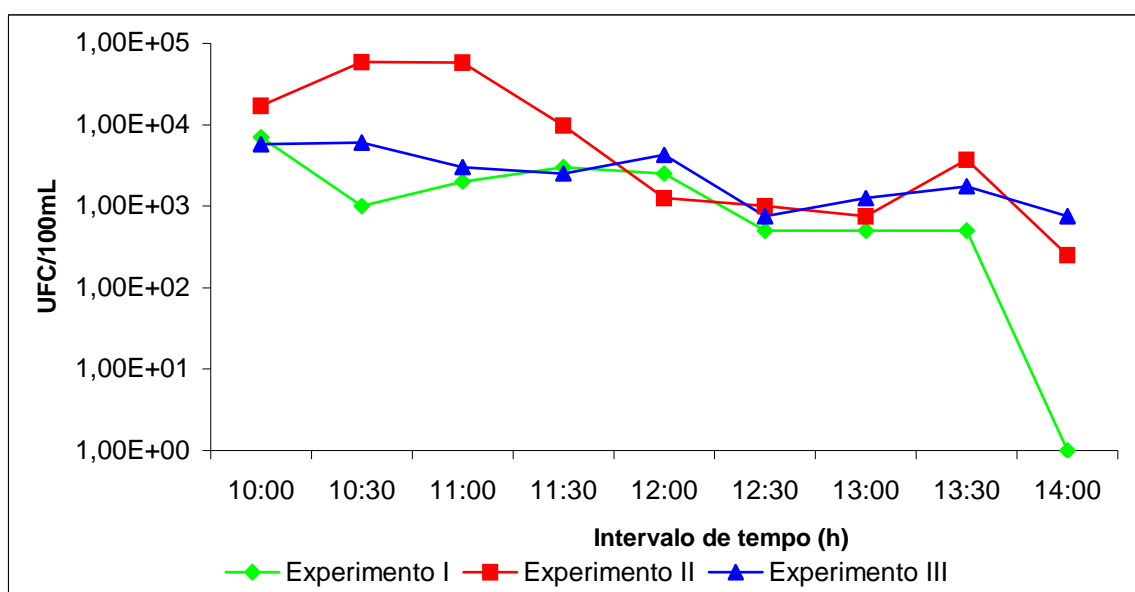


Figura 14: Remoção de coliformes termotolerantes em função do tempo de exposição à fotocatalise solar na vazão de 75L.h⁻¹.

Observa-se que a completa remoção de coliformes, verificada no experimento I, ocorreu somente ao final do procedimento, após 4 horas de exposição à luz solar.

O estudo da cinética de inativação bacteriana mostrou valores dos coeficientes de correlação (R^2) inferiores àqueles verificados nos testes anteriores, indicando menor interrelação entre as variáveis: tempo de exposição versus decaimento bacteriano. Os dados obtidos estão em conformidade com a irregularidade observada no decaimento bacteriano no decorrer das 4h de exposição à fotocatalise solar. Para o experimento I, os valores obtidos foram: $k= 0,023\text{min}^{-1}$ e $R^2= 0,552$; para o experimento II, $k= 0,020\text{min}^{-1}$ e $R^2= 0,701$; e para o experimento III, $k= 0,008\text{min}^{-1}$ e $R^2= 0,707$. Contudo, os valores da constante de inativação (k) mostraram-se próximos àqueles verificados nos trabalhos de Watts et al. (1995), Bekbölet (1997) e Ferreira & Daniel (2004).

A taxa de inativação fotocatalítica em águas residuárias é consideravelmente inferior devido à presença de sólidos em suspensão (WIST et al., 2002).

O decaimento se mostrou de forma irregular, provavelmente devido às baixas intensidades de radiação solar ocorridas durante o período experimental para a vazão de 75L.h^{-1} , como será discutido no item a seguir.

5.3.4.2. Intensidade da radiação solar

Os dados das intensidades máxima, média e mínima da radiação UV solar, coletados durante os experimentos realizados com a vazão de 75L.h^{-1} e as taxas de evaporação estão apresentados na Tabela 21.

Tabela 21: Dados da intensidade da radiação solar para a vazão de 75L.h⁻¹.

Experimentos	Radiação solar (<i>mW/cm²</i>)					
	Máxima	Hora	Mínima	Hora	Média	Evaporação (%)
I	2,59	12:00	1,73	10:00	2,19	22,8
II	1,55	14:00	0,55	12:30	1,01	25,2
III	3,06	11:00	0,57	10:00	1,25	24,6

É importante ressaltar que as médias obtidas foram inferiores às médias dos demais experimentos, tanto para radiação quanto para taxa de evaporação, em razão da época do ano em que foram realizados os experimentos: julho/2005, período correspondente à estação climática do inverno, com freqüente ocorrência de chuvas e médias de temperatura inferiores às demais estações do ano. Além disso, as chuvas favorecem o surgimento constante de grande densidade de nuvens, o que poderia diminuir a ação da luz UV.

5.3.4.3. Caracterização química do efluente

Os resultados relativos aos parâmetros químicos estudados são apresentados na Tabela 22, a seguir.

Tabela 22: Caracterização química do afluente e efluente após fotocatalise solar na vazão de 75L.h⁻¹.

Variáveis	Experimentos					
	I		II		III	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
pH	7,93	8,24	7,79	8,4	8,08	8,53
Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	382,6	337,3	394,2	345,26	402,96	342,74
Acalinidade HCO ₃ (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	376,43	328,82	374,17	329,61	391,81	331,22
AGV (mg.L ⁻¹ HAc)	-	-	25,50	17,01	7,70	8,54
DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	20,31	7,14	34,04	12,08	35,69	10,43
NTK (mgNTK.L ⁻¹)	14,27	3,84	31,29	9,33	34,59	8,24
N-amoniaco (mgN-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	4,29	4,02	5,12	5,73	5,03	4,88
P-Total (mgP.L ⁻¹)	3,94	3,48	4,88	5,54	4,77	4,61
Ortofosfato (mgP-PO ₄ ⁻³ .L ⁻¹)	43	59	58	82	88	95
ST (mg.L ⁻¹)	450	522	704	814	715	1047
SV (mg.L ⁻¹)	134	75	145	83	140	87
SST (mg.L ⁻¹)	11	9	8	17	9	15
SSV (mg.L ⁻¹)	9	7	6	11	4	8

Dentre os parâmetros químicos estudados, a maior remoção observada no efluente final refere-se novamente ao nitrogênio, neste caso o NTK. Em média, foram removidos 73,1% do valor do NTK afluente. Em seguida, a maior remoção se deu para a DQO, com uma média de 66,7%. Os sólidos voláteis (SV) também apresentaram remoção considerável em relação à sua concentração inicial, 41,5%. Houve consumo de alcalinidade total e a bicarbonato, de 13,1% e 13,5%, respectivamente. O pH, como em todos os testes anteriores, obteve leve acréscimo ao seu valor, elevando em média de 7,9 no afluente para 8,4 no efluente final. Os parâmetros ortofosfato e as frações de sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV), apresentaram aumento na sua concentração final, provavelmente, em virtude da evaporação do efluente após o tratamento. Os demais parâmetros analisados não mostraram ter sofrido alterações importantes.

Bonsen et al. (1997), em sua pesquisa sobre degradação de amônia através da fotocátalise com TiO_2 em suspensão, irradiado por lâmpada UV e luz solar, alcançou índices de remoção de amônia em torno de 70%, após 6h de exposição ao processo fotocatalítico. Os mesmos autores afirmam que o pH é um importante fator que interfere na decomposição da amônia, pois foi constatado que só há degradação deste composto quando o pH da solução estiver acima de 7,2 (para uma concentração de 0,1% de TiO_2), sendo que a faixa ótima para remoção se dá no pH 9,9 e quanto maior o tempo de irradiação, maior a eficiência.

No tratamento com radiação UV, com o semicondutor TiO_2 ocorre a combinação de dois processos, o ataque das células pelos radicais hidroxila ($\bullet\text{OH}$), gerados pela degradação na superfície do fotocatalisador, e a absorção direta da radiação UV pelas células, sendo que esta é responsável por parte significativa da inativação celular (CORDEIRO et al., 2004).

Como citado anteriormente, um fator que pode ter influência sobre o baixo rendimento do reator é a alta alcalinidade, cuja concentração de carbono inorgânico pode ter sido adsorvido na superfície da partícula de TiO_2 , consumindo radicais $\bullet\text{OH}$, o que prejudica o processo da fotocátalise (FERREIRA & DANIEL, 2004).

Em tratamentos com fotocátalise para desinfecção de águas residuárias, os sólidos suspensos podem levar a uma forte absorção da radiação que diminui o rendimento do processo com concomitante diminuição da inativação celular bacteriana (WIST et al., 2002).

Estudos com aplicação da fotocátalise heterogênea, para remoção de microrganismos patogênicos em águas residuárias, apontam para a capacidade que as bactérias possuem de reativar suas funções biológicas, após receber tratamento fotocatalítico (MELIÁN et al., 2000; WIST et al., 2002; KALISVAART, 2004).

Um dos principais problemas do uso da fotocátalise, principalmente em água potável, é a desvantagem do processo de não manter residual. Não podendo, assim, garantir a efetiva destruição dos agentes patogênicos (WIST et al., 2002).

Melián et al. (2000) destacam a necessidade de novos estudos para avaliar o efeito exato da fotocatalise com TiO_2 , com propósitos de desinfecção, e apontam algumas limitações do processo, como o longo tempo de exposição para obtenção de inativação segura dos microrganismos. Neste caso, os autores sugerem que uma boa opção seria associar a fotocatalise à cloração no tratamento de água de abastecimento, auxiliando na remoção de matéria orgânica, redução da adição de cloro e conseqüente redução na formação de organoclorados.

É importante destacar que os efluentes com os quais foram realizados os experimentos (efluente do UASB e do filtro anaeróbio de chicanas), nas duas fases desta pesquisa, eram efluentes reais, sujeitos a variações diárias, devido às influências externas do ambiente. Portanto, não foi possível obter um comportamento uniforme para os parâmetros estudados.

5.3.5. Dados operacionais do reator de placa impregnada com TiO_2

Na Tabela 23 estão apresentados os dados correspondentes às condições operacionais de trabalho do reator de acordo com as quatro diferentes vazões estudadas. Além deles, são também apresentados os valores médios da constante de inativação bacteriana (k) para todas as vazões de operação, a fim de comparar o desempenho do reator para a remoção de coliformes termotolerantes.

Tabela 23: Variáveis operacionais do reator de placa impregnada para desinfecção com fotocátalise solar e valores médios da constante de inativação bacteriana (k).

Q (L.h⁻¹)	θ_h (s)	V_{reator} (L)	δ (mm)	T_{irradiação} (min)	k_{média} (min⁻¹)
13,2	19,10	0,07	0,14	3,31	0,018
25	13,81	0,096	0,192	4,61	0,043
42	10,31	0,120	0,24	5,76	0,039
75	7,43	0,155	0,309	7,44	0,017

Ferreira & Daniel (2004) destacam que o tempo real de exposição do efluente à fotocátalise solar (T_{irradiação}) deve ser maior que o calculado, levando em conta as perdas de volume por evaporação além da retirada de amostras do efluente no decorrer das 4h de experimento.

De acordo com os dados das variáveis operacionais obtidos para as diferentes vazões, pode-se observar que quanto maior a vazão de operação do reator de placa impregnada com TiO₂, maior o tempo de permanência (T_{irradiação}) do efluente na placa, portanto, exposto ao processo da fotocátalise solar, durante as 4h de recirculação do tratamento. Maior é também a espessura da lâmina d'água (δ), o que pode dificultar a penetração da radiação solar, prejudicando assim a aquisição do processo.

Os resultados médios da constante de inativação bacteriana (k) mostraram que os melhores desempenhos do reator de placa impregnada, com relação ao decaimento bacteriano, se deram nas vazões de 25 L.h⁻¹ e 42 L.h⁻¹, como confirmam os dados obtidos para a remoção dos coliformes mostrados nas Tabelas 14 e 17, respectivamente.

6. CONCLUSÕES

Levando-se em consideração os resultados da análise dos dados deste trabalho, pode-se concluir que:

- Para a desinfecção do efluente do filtro anaeróbio de chicanas (efluente terciário), a ação da radiação UV isoladamente, emitida por lâmpadas, não atingiu remoção satisfatória, visto que os valores finais ultrapassam aqueles permitidos pelos padrões de lançamento de efluentes, estabelecidos pela legislação vigente para ser reutilizado para a irrigação irrestrita.
- Como alternativa para desinfecção de esgotos domésticos, pré-tratados, com uma concentração de coliformes termotolerantes em torno de $10^5 - 10^4$ UFC/100mL e remoção de matéria orgânica, a utilização da fotocatalise heterogênea com dióxido de titânio (TiO_2) foi mais eficiente quando comparada a fotólise para o tratamento no reator de tubos concêntricos.
- Com os experimentos realizados no reator de tubos concêntricos, comprovou-se que, para o tratamento do efluente do reator UASB (efluente secundário), os processos de fotólise e fotocatalise heterogênea não são recomendados, visto que não mostraram eficiência para desinfecção em virtude da alta concentração de sólidos em suspensão.
- O processo da fotocatalise heterogênea apresentou-se como uma alternativa eficiente para a desinfecção de efluentes terciários, com baixa concentração de sólidos em suspensão.
- O estudo da constante cinética de inativação bacteriana (k) revelou o melhor desempenho, no reator de tubos concêntricos, para o experimento com fotocatalise utilizando o efluente do filtro anaeróbio de chicanas. Já no reator de placa impregnada, o melhor desempenho foi observado na vazão de 25L.h^{-1} .

- O experimento com reator de placa impregnada com TiO_2 mostrou-se eficiente na remoção dos compostos nitrogenados, apresentando percentuais médios de remoção que variaram de 38% a 73,1% para NTK e de 66% a 70% para N-amoniacal.
- Elevadas taxas de evaporação, nos experimentos com o reator de placa impregnada, provocaram aumento na concentração final de alguns parâmetros, tais como DQO, compostos fosfatados (P-total e Ortofosfato) e os sólidos e suas frações.
- O desempenho de ambos os reatores comprova a viabilidade da fotocatalise em remover microrganismos patogênicos de efluentes terciários com radiação UV proveniente tanto de fonte artificial quanto natural.

7. RECOMENDAÇÕES

Em experimentos com fotocatalise no reator de tubos concêntricos é preciso buscar formas de recuperar o dióxido de titânio, de modo que o semiconductor possa ser reaproveitado.

Para um melhor aproveitamento do processo fotocatalítico, faz-se necessário a otimização do reator de placa impregnada com TiO_2 a fim evitar as perdas geradas por evaporação em estudos posteriores.

Propõe-se estudar a fotocatalise heterogênea para o tratamento de efluentes em uma escala maior.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGENDA 21. Proteção da qualidade e do abastecimento dos recursos hídricos: aplicação de critérios integrados no desenvolvimento, manejo e uso dos recursos hídricos. *Água em Rev.: Suplemento das Águas*; 1996. pp. 14-36.

AGUIAR, A. M. S.; NETO, M. L. F.; BRITO, L. L.A.; REIS, A. A.; MACHADO, P. M. R.; SOARES, A. F. S.; VIEIRA, M. B. C. M. & LIBÂNIO, M. Avaliação do Emprego da Radiação Ultravioleta na Desinfecção de Águas com Turbidez e Cor Moderadas. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, São Paulo, vol. 7, n° 1, pp. 37-47, jan/mar. 2002.

APHA. AWWA. WPCF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 15^a ed. Washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 1995. 1134 p.

ASSALIN, M. R.; FIGUEIREDO, R. F.; ZIOLLI, R. L. & GUIMARÃES, J. R. **Processos Oxidativos Avançados (POAs): Aplicação da Fotocatálise Heterogênea na Desinfecção de Águas de Abastecimento**. Trabalho apresentado ao XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, 2000.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2^a ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.

BARIONI, G. C. **Estudos de Fatores que Influem no Isolamento da *Salmonella spp.* a partir de Compostagem com Lodo de Esgoto**. Trabalho apresentado ao 1^o Seminário Nacional de Microbiologia Aplicada ao Saneamento, Espírito Santo, 2000.

BEKBÖLET, M. Photocatalytic Bactericidal Activity of TiO₂ in Aqueous Suspensions of *E. coli*. **Water Science and Technology**. Vol. 35, n° 11-12, pp. 95-100. 1997.

BONSEN, E-M.; SCHROETER, S.; JACOBS, H. & BROEKAERT, J. A. C. Photocatalytic Degradation of Ammonia with TiO₂ as Photocatalyst in the Laboratory and Under the Use of Solar Radiation. **Chemosphere**. Vol. 35, n° 7, pp. 1431-1445. 1997.

BORGES, J. T. & GUIMARÃES, J. R. **Inativação de *Escherichia coli* Utilizando-se Reator Solar em Fotocatálise Heterogênea com Dióxido de Titânio em Leito Fixo**. Trabalho apresentado ao 21^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa, 2001.

BRAGA, B. et al. **Introdução À Engenharia Ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2002. 305 p.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia Aplicada À Engenharia Sanitária**. 3º ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1986. 640 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria Nº 1.469, de 29 de dezembro de 2000. Norma de qualidade da água para consumo humano. Disponível em: http://dtr2001.saude.gov.br/svs/amb/pdfs/portaria_14_69.pdf> Acesso em: 21 mai. 2004.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria Nº 518, de 25 de março de 2004. Controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em: http://www.funasa.gov.br/sitefunasa/legis/pdfs/portarias_m/pm_518_2004.pdf> Acesso em: 14 jun. 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução Nº 020, de 18 de junho de 1986. Classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res2086.html>> Acesso em: 13 mai. 2004.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005. Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento e condições e padrões de lançamento de efluentes. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: 12 dez. 2005.

BUKHARI, Z.; ABRAMS, F. & LeCHEVALLIER, M. Using Ultraviolet Light for Disinfection of Finished Water. **Water Science and Technology**, vol. 50, nº 1, pp. 173-178. 2004.

CEBALLOS, B. S. O. Microbiología Sanitaria y Ambiental. In: MENDONÇA, S. R. **Sistemas de Lagunas de Estabilización - Cómo Utilizar Aguas Residuales Tratadas en Sistema de Regadío**. Santa Fe de Bogotá, D.C.: Mc Graw-Hill, 2000. pp. 68-106.

CHERNICHARO, C. A. L (Coord.) et al. **Pós-tratamento de Efluentes Anaeróbios**. Belo Horizonte: SEGRAC, 2001. 544 p.

CORDEIRO, A. C. S.; LEITE, S. G. F. & DEZOTTI, M. Inativação por Oxidação Fotocatalítica de *Escherichia coli* e *Pseudomonas sp.* **Revista Química Nova**, São Paulo, vol. 27, nº 5, pp. 689-694. 2004.

DANIEL, L. A. (Coord.); BRANDÃO, C. C. S.; GUIMARÃES, J. R.; LIBÂNIO, M. & De LUCA, S. **Processos de Desinfecção e Desinfetantes Alternativos na Produção de Água Potável**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2001. 115p.

DANIEL, L.A. & CAMPOS, J. R. Fundamentos e Aspectos de Projeto de Sistemas de Desinfecção de Esgoto Sanitário com Radiação Ultravioleta: **Revista da SABESP**, São Paulo, nº 163, jan/fev. 1992.

DANIEL, L.A. & CAMPOS, J. R. **Desinfecção de Efluentes de Sistemas de Tratamentos Aeróbio e Anaeróbio. Parâmetros Cinéticos de Desinfecção de Coliformes com Radiação Ultravioleta**. Trabalho apresentado ao XXVI Congresso Nacional da Asociación Colombiana da Ingeniería Sanitária y Ambiental y II del Caribe, Cartagena de Indias, Colombia, 1993.

DANIEL, L. A.; BRANDÃO, C. C. S.; GUIMARÃES, J. R.; LIBÂNIO, M. & De LUCA, S. J. Métodos Alternativos para Desinfecção de Águas de Abastecimento. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, São Paulo, vol. 5, nº 1, pp. 39-46. 2000.

DI BERNARDO, L. DI BERNARDO, A. & CENTURIONE FILHO, P. L. **Ensaio de Tratabilidade de Água e dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água**. São Carlos: RiMa, 2002.

DILLERT, R.; CASSANO, A. E.; GOLISH, R. & BAHNEMANN, D. Large Scale Studies in Solar Catalytic Wastewater Treatment. **Catalysis Today**. V. 54, pp. 267-282. 1999.

DONAIRE, P. P. R.; ZIOLLI, R. L.; GUIMARÃES, J. R. & JARDIM, W. F. **Aplicação da Fotocatálise na Desinfecção de Águas**. Trabalho apresentado ao XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, 2000.

DUNLOP, P. S. M.; BYRNE, J. A.; MANGA, N. & EGGINS, B. R. The Photocatalytic Removal of Bacterial Pollutants From Drinking Water. **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry**. Vol.6015, pp. 1-9. 2002.

EPA. Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual. United States Environmental Protection Agency. Office of Water (4607). April, 1999. 346p.

FARIA, D. A.; URRUCHI, W. M. I.; OTANI, C. & MASSI, M. **Efeitos na Turbidez, Cor, pH, Fe e Mn da Aplicação de Ozônio (O₃) em Água de Abastecimento**. Trabalho apresentado ao XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, 2005.

FEACHEN, R. G.; BRADLEY, D. J.; GARELICK, H. & MARA, D. D. **Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management**. World Bank Studies in Water Supply and Sanitations, nº 3, Chichester, John Wiley and Sons, 1983. 501p.

FERREIRA, I. V. L. & DANIEL, L. A. Fotocatálise Heterogênea com TiO₂ Aplicada ao Tratamento de Esgoto Sanitário Secundário. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, São Paulo, vol. 9, nº 4, pp. 335-342, out/dez. 2004.

GONÇALVES, R. F. (Coord.); VAN HAANDEL, A.; COURACCI FILHO, B.; VON SPERLING, M.; MELO, H. N. S.; De LUCA, S. J.; KATO, M. T.; AISSE, M. M.; LAPOLLI, F. R.; BASTOS, R. K. X. & PIVELI, R. P. **Desinfecção de Efluentes Sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. 438p.

GOSWAMI, D. Y. **Engineering o Solar Photocatalytic Detoxification and Desinfection Processes**. Advances in Solar Energy, K. W. Böer ed., vol 10, American Solar Energy Society, Boulder, CO, pp. 165-209. 1995.

HUANG, Z.; MANESS, P.; BLAKE, D. M.; WOLFRUM, E. J. & SMOLINSKI, S. L. Bactericidal Mode of Titanium Dioxide Photocatalysis. **J. Photochem. Photobiol. A. Chem.** 1999.

IRELAND, J. C.; KLOSTERMANN, P.; RICE, E. W. & CLARCK, R. M. Inactivation of *Escherichia coli* by Titanium Dioxide Photocatalytic Oxidation. **Applied and Environmental Microbiology**. Vol. 59, nº 5, pp. 1668-1670. 1993.

JORDÃO, E. P. & PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 3ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 683 p.

KALISVAART, B. F. Re-use of Wastewater: Preventing the Recorery of Pathogens by Using Medium-pressure UV Lamp Technology. **Water Science and Technology**, vol. 50, nº 6, pp. 337-344. 2004.

KELLER, R.; PASSAMANI-FRANCA, R. F.; PASSAMANI, F.; VAZ, L.; CASSINI, S. T.; SHERRER, N. RUBIM, K.; SANT'ANA, T. D. & GONÇALVES, R. F. Pathogen Removal Efficiency from UASB + BF Effluent Using Conventional and UV Post-Treatment Systems. **Water Science and Technology**, vol. 50, nº 1, pp. 1-6. 2004.

KIM, B.; KIM, D.; CHO, D. & CHO, S. Bactericidal Effect of TiO₂ Photocatalyst on Selected Food-Borne Pathogenic Bacteria. **Chemosphere**, vol. 52, pp. 277-281. 2003.

KÜHN, K. P.; CHABERNY, I. F.; MASSHOLDER, K.; STIKLER, M.; BENZ, V. W.; SONNTAG, H. & ERDINGER, L. Disinfection of Surfaces by Photocatalytic Oxidation with Titanium Dioxide and UVA Light. **Chemosphere**, vol. 53, pp. 71-77. 2003.

LÉON S., G. & CAVALLINI, J. M. **Tratamento e Uso de Águas Residuárias**. Campina Grande: UFPB, 1999. 110 p.

LIMA, G. G. C. **Análise de Fotorreatores Através da Técnica da Transformada Integral Generalizada**. João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba, 2002. 120 p. Tese (Doutorado).

MANESS, P. C.; SMOLENSKI, S.; BLAKE, Z. S.; HUANG, Z.; WOLFEUM, J. & JOCOB, W. Bacterial Activity of Photocatalytic TiO₂ React: Toward in Understanding of its Killing Mechanism. **Applied and Environmental Microbiology**. v. 65, n° 9, pp. 4090-4094. 1999.

MELIÁN, J. A. H. et al. The Photocatalytic Desinfection of Urban Waste Waters. **Chemosphere**, v. 41, pp. 323-327, 2000.

MEYBECK, M. **Global Freshwater Quality: A First Assessment**. In: MEYBECK, M.; CHAPMAN, D. V.; HELMER, R. Cambridge, Massachusetts: Blachwell, 1990. 306p.

MIRÓN, F. D. D. & ORTEGA, L. S. Desinfección de Agua con Luz Ultravioleta. **Agua Latinoamérica**, pp. 46-49, mar/abr. 2002.

MORAES, D. S. L. & JORDÃO, B. Q. Degradação de Recursos Hídricos e Seus Efeitos Sobre a Saúde Humana. **Revista de Saúde Pública**, Vol. 36, No 3, pp. 370-374. 2002.

MORAIS, M. R. **Comportamento de *Salmonella spp.*, Coliformes e Estreptococos Fecais, Num Rio Poluído com Esgotos (Campina Grande-PB)**. Campina Grande: UEPB, 2001. 139p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA, UFPB/ UEPB.

MOTA, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. 1ªed. Rio de Janeiro: ABES, 1997. 292p.

MOTA, S. Saneamento. In: ROUQUAYROL, M. Z. & ALMEIDA FILHO, N. **Epidemiologia e Saúde**. 5ª ed. Rio de Janeiro: MEDSI, pp. 405-429. 1999

NOGUEIRA, R. F. P. & JARDIM, W. F. A Fotocatálise Heterogênea e Sua Aplicação Ambiental. **Revista Química Nova**, São Paulo, n° 21, pp. 69-71. 1998.

PAGANINI, W. S.; SANTOS, C. R.; BOCCHIGLIERI, M. M. & MENDES, P. B. M. T. **A Poluição por Coliformes Termotolerantes (fecais) entre 1972 e 2002 no Rio Tietê: da Nascente até as Proximidades do Reservatório de Barra Bonita.** Trabalho apresentado ao XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, 2005.

PATERNIANI, J. E. S. & SILVA, M. J. M. Desinfecção de Efluentes com Tratamento Terciário Utilizando Energia Solar (SODIS): Avaliação do Uso do Dispositivo para Concentração dos Raios Solares. **Engenharia Sanitária e Ambiental.** Vol. 10, nº 1, pp. 9-13. 2005.

PELCZAR Jr., J. M.; CHAN, E. C. S.; KRIEG, N. R. **Microbiologia: Conceitos e Aplicações.** 2^a ed. São Paulo: Makron Books, 1996, v. II, 517p.

PERIN, K.; SEMIONATO, S.; JUVENATO, A. A. S.; GONÇALVES, R. F. & KELLER, R. **Avaliação da Presença de Salmonella, Coliformes Termotolerantes, E. coli e Ovos de Helminthos em Alfaces Hidropônicas Comercializadas em Feiras e Supermercados de Vitória – ES.** Trabalho apresentado ao XI SILUBESA – Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Natal, 2004.

RIBEIRO, L. F.; FASANARO, R. & LAPOLLI, F. R. **Dióxido de Cloro: Suas características e Aplicação na Desinfecção de Águas Residuárias.** Trabalho apresentado ao XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, 2000.

ROBERT, D. & MALATO, S. Solar Photocatalysis: A Clean Process for Water Detoxification. **The Science of the Total Environment.** pp. 2-13. 2001.

RODRIGUES, C. P.; ZIOLLI, R. L.; GUIMARÃES, J. R. & FIGUEIREDO, R. F. **Descontaminação Bacteriológica da Água de Abastecimento por Meio de Fotocatálise Heterogênea Utilizando Luz Solar.** Trabalho apresentado ao XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, 2000.

ROUQUAYROL, M. Z.; & GOLDBAUM, M. Epidemiologia, História Natural e Prevenção de Doenças. In: ROUQUAYROL, M. Z. **Epidemiologia e Saúde.** 5. ed. Rio de Janeiro: MEDSI, 1999.

SOUSA, J. T. & LEITE, V. D. **Tratamento e Utilização de Esgotos Domésticos na Agricultura.** 2^a ed. Campina Grande: EDUEP, 2003. 135p.

SOUZA, J. B. & DANIEL, L. A. Comparação Entre Hipoclorito de Sódio e Ácido Peracético na Inativação de *E. coli*, Colifagos e *C. perfringens* em Água com Elevada Concentração de Matéria Orgânica. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, São Paulo, vol. 10, nº 2, pp. 111-117, abr/jun. 2005.

SOUZA, J. B.; SARTORI, L. & DANIEL, L.A. **Influência da Cor e Turbidez na Desinfecção de Águas de Abastecimento Utilizando-se Cloro e Radiação Ultravioleta**. Trabalho apresentado ao XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, 2000.

SUNADA, K.; WATANABE, T. & HASHIMOTO, K. Studies on Photokilling of Bacteria on TiO₂ Thin Film. **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry**. Vol. 156, pp. 227-233. 2003.

TOMINAGA, M. Y. & MIDIO, A. F. Exposição Humana a Trihalometanos Presentes em Água Tratada. **Revista de Saúde Pública**, Vol. 33, No 4, pp. 413-421. 1999.

TUNDISI, J. G. Recursos Hídricos. **MultiCiência** – Revista Interdisciplinar dos Centros e Núcleos da Unicamp, nº 1. 2003.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Introdução À Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 2ª ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996. Vol. 1. 243 p.

VON SPERLING, M. **Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996. Vol. 2. pp. 11-32.

WATTS, R. J. et al. **Photocatalytic Inactivation of Coliform Bacteria and Viruses in Secondary Wastewater Effluent**. *Water Research*, vol. 29, nº 1, pp. 95-100, jan. 1995.

WHO. World Health Organization. Guidelines for the Microbiological Quality of Treated Wastewater Used in Agriculture: Recommendations for Revising WHO Guidelines. *Bulletin of the World Health Organization*, v. 78, nº 9, pp. 1104-1116. 2000.

WHO. World Health Organization. Guidelines for Drinking-Water Quality. Geneva, 2004.

WIST, J.; SANABRIA, J.; DIEROLF, C.; TORRES, W. & PULGARIN, C. Evaluation of Photocatalytic Disinfection of Crude Water for Drinking-Water Production. **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry**. v. 147, pp. 241-246. 2002.

ZIOLLI, R. L. & JARDIM, W. F. Mecanismo de Fotodegradação de Compostos Orgânicos Catalisada por TiO₂. **Revista Química Nova**. São Paulo, vol. 21, n^o 3, pp. 319-325, 1998.