



CNEN/SP

ipen Instituto de Pesquisas
Energéticas e Nucleares

AUTARQUIA ASSOCIADA A UNIVERSIDADE
DE SÃO PAULO

TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO COM O USO DE ACELERADOR DE ELÉTRONS

SUELI IVONE BORRELY

Dissertação apresentada como parte
dos requisitos para obtenção do Grau
de Mestre em Ciências na Área de
Tecnologia Nuclear.

Orientador:
Dra. Nélida Lucia Del Mastro

São Paulo
1995

INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES
Autarquia associada à Universidade de São Paulo

**TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO COM O USO DE ACELERADOR DE
ELÉTRONS**

SUELI IVONE BORRELY

Dissertação apresentada como parte dos
requisitos para obtenção do grau de Mestre
em Tecnologia Nuclear.

Orientadora:
Dra. Nélida Lucia del Mastro

SÃO PAULO
1995



DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus filhos, Carlos Eduardo, Lucas e Thales, agradecendo a compreensão pelos vários momentos de minha ausência e, principalmente ao meu querido companheiro, Arnaldo, agradecendo pelo carinho e dedicação oferecidos à nossa família e pelo apoio que sempre nos deu.

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora, Dra. Nélida, pela confiança, pela valiosa ajuda nas discussões e leituras do trabalho e todos os relatórios realizados para a CPG e pelo apoio moral, dedicados durante todo o período do meu curso de pós-graduação.

À Dra. Maria Helena, pela confiança em me aceitar para o seu grupo de trabalho, e pelo apoio durante o desenvolvimento das nossas atividades no projeto de tratamento de águas.

Aos colegas especialistas em informática, Gilberto, Hugo, Pedro, Rocca, Vladimir, pela valiosa ajuda nas muitas consultas sobre os microcomputadores, na parte gráfica e até mesmo na busca dos meus arquivos.

À todos os colegas do nosso departamento pelas valiosas consultorias e pelo apoio moral, e, principalmente, aos operadores dos irradiadores, engenheiros Carlos e Bete.

À Física Zélia, do Serviço de Proteção Radiológica, pelas medidas em EPR e pela paciência em participar de algumas das minhas experiências.

Ao pessoal da Microbiologia do Instituto de Ciências Biomédicas, USP, em especial à minha amiga Débora, pelo apoio e fornecimento das cepas pesquisadas.

À SABESP, em especial ao pessoal da ETE Mairiporã e ao grupo da ETE Barueri, pelo apoio nas amostragens, pela realização de muitas análises e pelas valiosas discussões e visitas realizadas por todos os nossos visitantes estrangeiros.

À direção do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares pela organização dos cursos e por me proporcionar esta oportunidade.

TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO COM O USO DE ACELERADOR DE ELÉTRONS

Sueli Ivone Borrely

RESUMO

Os aceleradores de elétrons têm importante aplicação na indústria desde a década de 60. Outras aplicações estão em pleno desenvolvimento, dentre elas a medicina nuclear e as aplicações ambientais. Neste último caso estudam-se aplicações importantes de aceleradores no tratamento de águas e lodo residuais, bem como no tratamento de gases tóxicos.

Este trabalho considera a aplicação de um acelerador industrial de elétrons para desinfetar e remover a carga orgânica dos esgotos afluentes e efluentes da Estação de Tratamento de Esgotos de Mairiporã. Estudou-se, também, a radiosensibilidade *in vitro*, na fonte gama de ^{60}Co , de algumas espécies de bactérias do gênero *Salmonella* mais frequentes em amostras de esgotos estudadas na cidade de São Paulo.

As doses entre 3,0kGy e 4,0kGy foram selecionadas para desinfecção uma vez que garantiram uma redução de 3 a 5 ciclos logarítmicos para bactérias do grupo dos coliformes e bactérias aeróbias totais em esgoto sanitário bruto e no efluente das lagoas facultativas, respectivamente. Com 3,0kGy a DBO e DQO foram reduzidas em, aproximadamente, 23% e 12%, embora observou-se que a redução foi mais eficiente quando os valores iniciais eram mais altos. Aparentemente, a irradiação não altera significativamente a concentração dos nutrientes analisados, nitrogênio e fósforo.

DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT BY ELECTRON BEAM IRRADIATION

Sueli Ivone Borrely

ABSTRACT

Electron beam accelerators have been successfully applied for industrial purposes since 60's. Since then, new applications have been developed in nuclear medicine and environmental sciences. In this case, important applications have been made for wastewater, sludge and flue gases treatment.

This work aims at the application of an industrial electron beam accelerator to disinfect sludge and to remove organic mater from the influent and effluent from the Mairipora Domestic Wastewater Treatment Plant. The in vitro ^{60}Co radiosensitivity of the major representative *Salmonella* species in wastewater from São Paulo city was also studied.

It was established the dose for disinfection of sewage between 3,0kGy and 4,0kGy, which reduces from 3 to 5 cicle log for coliforms and total aerobic bacteria (raw sewage and secondary effluent, respectively), This dose reduced BOD and COD near 23% and 12%, although the reduction is dependent on the initial concentration. It seems that radiation doesn't change the nutrients concentration, nitrogen and phosphorous, significantly.

SUMÁRIO

| | Página |
|-----------------------------------------------------|--------|
| 1 INTRODUÇÃO | |
| 1.1. Considerações gerais | 1 |
| 1.2. Objetivo | 4 |
| 1.3. Levantamento bibliográfico | 5 |
| 1.4. Interação da radiação com a matéria | 12 |
| 1.5. Radiólise da água | 16 |
| 1.6. Interação com compostos orgânicos | 17 |
| 1.7. Efeitos biológicos das radiações | 18 |
| 1.8. Inativação de microrganismos | 22 |
| 1.9. Sistemas irradiadores | 24 |
| 1.9.1 Fontes gama | 26 |
| 1.9.2 Aceleradores de elétrons | 31 |
| 2 TRATAMENTO DE ESGOTOS | 36 |
| 2.1 Fenômenos de depuração dos esgotos | 37 |
| 2.2 Lagoas de estabilização | 42 |
| 2.3 Outros processos de tratamento de esgotos | 45 |
| 3 MATERIAIS E MÉTODOS | |
| 3.1 Material | 48 |
| 3.2 Irradiações | 51 |
| 3.3 Equipamentos utilizados | 53 |

| | |
|-------------------------------------------------------------------------|----|
| 3.4 Métodos de análises | 54 |
| 3.4.1 Determinação de coliformes totais e fecais - Significado | 55 |
| 3.4.1.1 Método dos tubos múltiplos | 55 |
| 3.4.1.2 Coleta e processamento de amostras | 57 |
| 3.4.2 Contagem total de bactérias | 58 |
| 3.4.2.1 Método de análise | 58 |
| 3.4.3 Determinação da radioresistência de Salmonellas | 55 |
| 3.4.3.1 Significado das espécies selecionadas..... | 59 |
| 3.5 Determinação da demanda bioquímica de oxigênio | 60 |
| 3.5.1 Significado da DBO | 60 |
| 3.5.2 Metodologia | 60 |
| 3.5.2.1 Amostragem | 61 |
| 3.6 Determinação da demanda química de oxigênio | 62 |
| 3.6.1 Significado da DQO | 62 |
| 3.6.2 Metodologia | 62 |
| 3.6.2.1 Amostragem | 62 |
| 3.7 Determinação de resíduos sólidos | 62 |
| 3.7.1. Significado | 62 |
| 3.7.2 Metodologia | 63 |
| 3.8 Determinação do nitrogênio | 63 |
| 3.8.1 Importância sanitária | 64 |
| 3.8.2 Procedimento analítico | 64 |
| 3.8.3 Procedimento de coleta e irradiação | 65 |
| 3.9. Determinação do fósforo | 65 |
| 3.9.1 Importância sanitária | 65 |
| 3.9.2 Procedimento analítico | 65 |
| 3.10 Determinação da cor | 66 |
| 3.10.1 Significado | 66 |

| | |
|----------------------------------|----|
| 3.10.2 Metodologia | 66 |
| 4.0 Resultados e discussão | 68 |
| 5.0 Conclusões | 84 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 01. Principais instalações que usam irradiação de alta energia no tratamento de águas , no tratamento de efluentes líquidos. | 11 |
| 02. Processos fundamentais no tratamento de efluentes | 38 |
| 03. Variação da corrente do feixe de elétrons com a dose de radiação | 51 |
| 04. Frequência de Salmonellas em esgotos de São Paulo..... | 67 |
| 05. Valores mínimos e máximos para os parâmetros estudados no período de abril de 93 a março de 1995..... | 70 |
| 06. Redução de coliformes totais e fecais em função da irradiação..... | 71 |
| 07. Redução de bactérias mesófilas aeróbias em esgoto bruto pela irradiação..... | 74 |
| 08. Variação da DBO em função da dose de radiação..... | 78 |
| 09. Variação da DQO em função da dose de radiação..... | 79 |
| 10. Comportamento de nitrogênio e fósforo perante a radiação..... | 83 |
| 11. Influência da radiação na concentração de resíduos sólidos..... | 84 |
| 12. Variação da cor em esgotos brutos irradiados..... | 86 |

LISTA DE QUADROS

| | |
|---------------------------------------------------------|----|
| 01. Vantagens e desvantagens entre os irradiadores..... | 33 |
|---------------------------------------------------------|----|

LISTA DE FIGURAS

| | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 01. Perfil de distribuição de energia pela radiação gama e feixe de elétrons em função da espessura do produto. | 14 |
| 02. Esquema de desintegração do ^{60}Co | 28 |
| 03. Encapsulamento do ^{60}Co para compor a fonte..... | 29 |
| 04. Estruturas principais do acelerador de elétrons Dynamitron..... | 34 |
| 05. Planta de porte industrial com uso de acelerador de elétrons..... | 35 |
| 06. Composição dos esgotos domésticos | 37 |
| 07. Mecanismo de funcionamento da lagoa de estabilização..... | 46 |
| 08. Diagrama básico de uma ETE..... | 47 |
| 09. Fluxograma da ETE de Mairiporã..... | 50 |
| 10. Curvas de ressonância paramagnética eletrônica | 53 |
| 11. Fluxograma da colimetria | 56 |
| 12. Redução de coliformes pela irradiação | 72 |
| 13. Comparação da densidade de coliformes em amostras irradiadas e não irradiadas | 72 |
| 14. Redução de bactérias mesófilas aeróbias pela irradiação | 75 |
| 15. Comparação da desinfecção em amostras cloradas e irradiadas | 75 |
| 16. Radiossensibilidade de espécies de Salmonellas irradiadas em meio mínimo | 77 |
| 17. Redução da DBO pela irradiação | 82 |
| 18. Redução da DQO pela irradiação | 82 |
| 19. Influência da irradiação nos resíduos sólidos | 85 |

1 INTRODUÇÃO

1.1 - CONSIDERAÇÕES GERAIS

Este trabalho originou-se a partir de uma preocupação minha, desde os primeiros estudos que realizei na área de ciências biológicas, que é a importância da água como substância básica fundamental para a existência da vida e que, portanto, tem que ser preservada.

Qualquer organismo vivo apresenta de 65% a 90% de água na sua constituição e a importância vital da água ainda pode ser demonstrada pelas funções que ela desempenha no abastecimento público, industrial, agropecuário, na recreação, nos transportes e, principalmente, na manutenção da vida.

Lamentavelmente, nem sempre, a utilização dos recursos hídricos tem sido trabalhada com os devidos cuidados, principalmente quando se pensa em áreas de preservação de mananciais. A medida que os rios e os córregos, que além de constituírem fontes de abastecimento de água, representam o veículo natural para o escoamento dos produtos indesejáveis de atividades humanas, não só das atividades domésticas mas também das atividades industriais, os mananciais tornam-se progressivamente impróprios ao consumo das populações que por sua vez não deixam de crescer e concentrar-se em determinados pontos da superfície da terra e, principalmente, em torno de rios, lagos e mares.

As soluções existentes para o problema consistem em depurar a água que recebe o despejo, a fim de torná-la potável ou, ainda, depurar o próprio esgoto antes de lançá-lo ao curso de água. Ambas as soluções são empregadas,

simultaneamente, pelas civilizações modernas, desenvolvendo-se, cada vez mais, as duas técnicas: a de tratamento de água e a de tratamento de esgotos ⁴.

Tratar esgotos significa, principalmente, oxidá-los, tornando-os compostos mais simples. O tratamento dos esgotos domésticos consiste, basicamente, na remoção da matéria orgânica, de sólidos, de nutrientes, além da descontaminação. As etapas de um processo para tratar esgotos denominam-se tratamento primário, secundário, terciário e desinfecção.

O tratamento primário consiste em remover, por ações físicas, uma parcela significativa de material suspenso nos esgotos, enquanto o secundário garante, fundamentalmente uma redução maior da carga orgânica, medidas em termos de demanda química e bioquímica de oxigênio, DQO e DBO, respectivamente. Já o tratamento terciário tem como objetivo remover do efluente secundário as substâncias que o tornam impróprio ao corpo receptor, matéria suspensa mineral e orgânica e os nutrientes nitrogênio e o fósforo, principalmente. Dentre os tratamentos considerados terciários estão as lagoas de maturação, tratamento químico e até mesmo o uso de plantas aquáticas.

Há várias maneiras de se obter a oxidação dos esgotos e uma delas, que é muito empregada, pode ser realizada lentamente através de reações enzimáticas promovidas por microrganismos que se desenvolvem e proliferam rapidamente nesse meio rico em substâncias orgânicas que lhes servem de alimento⁷. Desse modo, a maioria dos processos de tratamento de esgotos envolve uma fase biológica de tratamento, geralmente denominada de tratamento secundário.

Muito embora o tratamento secundário consista fundamentalmente na ação dos microrganismos, fato esse que determina a grande importância da presença das bactérias na redução da carga orgânica dos esgotos, estas passam a ser um risco de contaminação assim que esses efluentes são incorporados por um corpo receptor

de águas, seja ele córrego, rio ou mar, pois os níveis de desinfecção obtidos nos tratamentos nem sempre são suficientes.

Os altos índices de mortalidade motivada por gastroenterites e por doenças de veiculação hídrica denunciam a necessidade de tratamento dos esgotos. Por outro lado, várias ocorrências de epidemias em regiões que têm asseguradas o tratamento da água e dos esgotos indicam que existem deficiências a nível de desinfecção.

A grande maioria dos processos de desinfecção de esgotos inclui a cloração cujos efeitos podem ser adversos aos organismos aquáticos, observados através de ensaios toxicológicos; podendo originar, ainda, a formação de compostos organoclorados pela reação do cloro com os ácidos húmicos e fúlvicos, presentes em determinados mananciais, além de não garantir uma remoção adequada para vírus e outros organismos, caso a remoção dos sólidos não tenha atingido os níveis adequados^{5,32,46}.

Nesse sentido, várias tecnologias têm sido estudadas com o objetivo de substituir a cloração ou adição de outros produtos químicos para fins de desinfecção. Os métodos que utilizam as radiações mais recentemente estudados empregam lâmpadas ultravioleta, fontes gama de cobalto-60 ou aceleradores de elétrons^{8,22,35}.

Este trabalho considera a aplicação da radiação ionizante na tentativa de melhorar as características de alguns efluentes com a intenção de sugerir alternativas de tratamento para casos específicos. Os esgotos tratados por irradiação são de origem doméstica e foram coletados na Estação de Tratamento de Esgotos, ETE, de Mairiporã, onde recebem um tratamento primário e secundário, por um sistema de lagoas de estabilização, sendo, então encaminhados para o tanque de cloração. Todos os pontos, afluente e efluentes, das lagoas foram

considerados para este estudo. O fluxograma dessa estação bem como algumas informações técnicas são apresentadas no Capítulo 3, Materiais e Métodos.

1.2 - OBJETIVO

Verificar a eficiência da radiação ionizante, obtida a partir de acelerador de elétrons e fonte gama de ^{60}Co no tratamento de esgotos domésticos, visando, principalmente, à desinfecção. Considerar-se-á, também, a remoção da matéria orgânica e de nutrientes.

O desenvolvimento do trabalho consiste de duas etapas. Na primeira delas estuda-se o efeito de feixe de elétrons de alta energia em amostras provenientes da Estação de Tratamento de Esgotos de Mairiporã. Os parâmetros considerados são Coliformes totais e Coliformes fecais, contagem total de bactérias, Demanda Química de Oxigênio, DQO, Demanda Bioquímica de Oxigênio, DBO, Resíduos sólidos e cor, além dos nutrientes nitrogênio e fósforo.

Na segunda etapa do trabalho estuda-se a radiosensibilidade de algumas espécies de bactérias *Salmonellas* para doses de radiação obtidas a partir da fonte gama de ^{60}Co , cuja representatividade em esgotos domésticos foi demonstrada por um estudo realizado em São Paulo⁴⁴.

1.3 - LEVANTAMENTO BIBLIOGRÁFICO

Desde o século passado ficou demonstrada a necessidade de se aprimorar as metodologias de desinfecção para as águas. Essas evidências foram obtidas através dos levantamentos de doenças e óbitos provocados por gastroenterites veiculados por via hídrica; as famosas epidemias de febre tifóide e de cólera na Europa; e, mais recentemente, surtos de salmoneloses que atingiram cerca de 16.000 pessoas na Califórnia, em 1965⁴⁴.

Em 1896, sugeriu-se, pela primeira vez, uma modalidade de radiação ionizante para o controle de bactérias. A radiação ultra-violeta foi a primeira a ser aplicada em larga escala⁵¹. Posteriormente, iniciou-se a produção de fontes de radiação em quantidades suficientes para permitir a sua aplicação em várias áreas. Essas fontes eram cátodos, emissores gama e geradores de raios-x.

O desenvolvimento das fontes, a experiência adquirida pela química das radiações somados à expectativa para a aplicação dessa tecnologia na engenharia sanitária apoiaram o desenvolvimento de vários projetos de pesquisa.

Em meados da década de 50 iniciaram-se pesquisas com fontes gama aplicadas para a redução da população bacteriana em águas contaminadas e em esgotos.

RIDENOUR e ARMBRUSTER (1956)⁵¹ estudaram amostras provenientes do Rio Huron, Michigan, de uma estação de tratamento de esgotos, efluente primário e efluente final antes da cloração, e amostras preparadas em laboratório, com a finalidade de avaliar se as fontes de radiação gama disponíveis eram promissoras na desinfecção de águas e esgotos. Em suas conclusões já destacavam a variação de radiosensibilidade apresentada pelos diversos organismos estudados.

LOWE Jr. et al. (1956)⁴¹ utilizaram -se de uma fonte gama de ^{60}Co com atividade de 10kCi para irradiar amostras procedentes de uma Estação Teste do Laboratório de Pesquisa e Desenvolvimento de Engenharia de Oak Ridge e, a partir daí, sugeriram que para essa finalidade as doses de irradiação seriam da ordem de 2,0 a 10,0kGy.

A partir da década de 60, com a disponibilidade de fontes, vários países passam a considerar a possibilidade de aplicar fontes de radiação, ^{60}Co e ^{137}Cs , para o tratamento de efluentes, vindo a originar muitos trabalhos científicos. Dentre esses países estão Alemanha, Canadá, Estados Unidos, Japão e a Índia.

Os programas iniciais previam a irradiação de lodo com baixas concentrações de sólidos, entre 4% e 6%. A partir de estudos econômicos e de aplicabilidade, os Estados Unidos modificaram um projeto de construção da planta piloto para irradiar lodos, inicialmente com 4% de sólidos, passando, finalmente, a irradiar o lodo com concentrações de sólidos entre 20% e 40%¹. O início dessa construção data de 1977, sendo a SANDIA Laboratories os responsáveis pela construção e operação.

Em 1973, a Alemanha instala o primeiro irradiador gama com ^{60}Co para desinfetar o lodo gerado na Estação de tratamento de Esgotos de Geiselbullach, atendendo uma população de 240.000 pessoas. Posteriormente, com os estudos realizados por LESSEL et al. (1975)³⁹, parte do lodo tratado por irradiação passa a ser aplicado na agricultura.

Diante da necessidade de metodologias alternativas para desinfecção, vários autores estudaram os efeitos da radiação em efluentes de esgotos^{13,34,62,66}. Desse modo, desenvolveu-se uma grande diversidade de trabalhos voltados a aplicações ambientais e sanitárias nas duas décadas subsequentes.

Muitos dos resultados obtidos com o desenvolvimentos de vários projetos de pesquisa e as tendências para as aplicações das radiações considerando os tratamentos convencionais na área de saneamento naquela época foram discutidos no International Symposium on the "Use of High-Level Radiation in Waste Treatment"²⁹, organizado pela Agência Internacional de Energia Atômica, em Março de 1975, em Munique. Vários pesquisadores verificaram as potencialidades dos aceleradores para o tratamento de águas e esgotos.

Em 1992 foi comissionada, na Índia, a segunda grande instalação tendo como irradiador uma fonte de ⁶⁰Co com 500 kCi de atividade, em sua planta de Tratamento de Esgotos, Gajerawadi, em Baroda, que processa 110m³/dia de lodo com 3% de sólidos. O lodo desinfectado é utilizado como fertilizante nos jardins da estação onde se localiza o irradiador³⁰.

Além das fontes de radiação e das lâmpadas ultravioleta, outro tipo de irradiadores passaram a se mostrar interessantes para essa aplicação, são estes os aceleradores de elétrons. Foram os Estados Unidos que desenvolveram os primeiros estudos com o uso de elétrons de alta energia para a desinfecção de lodo, cujo início data de 1974, na planta de Deer Island localizada em Boston⁶², e a segunda em Miami Dade¹⁵, na Flórida.

COOPER et al. (1991)¹⁵ publicaram, parcialmente, seus dados obtidos durante a década de 80, com o acelerador de elétrons instalado na Planta de Tratamento de Águas Residuárias de Virginia Key, Miami-Dade, na Flórida. No primeiro ano, o acelerador de elétrons de 1,5MeV, 50mA do tipo transformador de núcleo isolado, foi projetado, instalado e testado para desinfectar o lodo digerido anaerobicamente. Posteriormente, essa instalação é utilizada para eliminação de outros contaminantes presentes em águas para abastecimento público e águas residuárias, dentre eles, trihalometanos, tricloroetileno, percloroetileno e benzeno-tolueno e xileno. Em 1992 a SOCIEDADE AMERICANA DE ENGENHEIROS CIVIS¹

o “Estado-da-Arte” da Tecnologia das Radiações Aplicada ao Tratamento de Águas, Águas Residuárias e do Lodo. Realizou um levantamento que inclui dados obtidos sobre os usuários dessa tecnologia desde a década de 60 até 1991.

O Brasil considera a possibilidade de utilizar as radiações de alta energia para o tratamento de esgotos desde o final da década de 70, quando um grupo da CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, realizou estudos preliminares para a implantação de um acelerador linear de elétrons dedicado ao saneamento¹¹.

Nesse estudo foram levantadas todas as possibilidades de uso, abrangendo desde a desinfecção de lodos e de esgotos líquidos, degradação de contaminantes orgânicos de despejos industriais recuperáveis, até o tratamento de resíduos sólidos (aeroportuários e hospitalares) permitindo, em alguns casos, a reciclagem de vários tipos de resíduos. Esse levantamento ressaltou a necessidade futura de outros sistemas de tratamento que garantam a economia de energia e viabilize o aproveitamento do lodo residual gerado nas diversas estações de tratamento de esgotos, ETE, de São Paulo, e sugeriu ser os aceleradores a tecnologia adequada.

CASTAGNET et al. (1980)¹⁰ simularam o declínio bacteriológico em lodos digeridos, com o uso de várias soluções que pudessem se comportar como um dosímetro mediante várias doses de radiação. O estudo consistiu na comparação da curva de absorvância obtida para uma solução de azul de bromotimol degradada por radiação, com a curva de redução de bactérias presentes no lodo submetidas às mesmas doses de radiação.

Em 1990 o Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, IPEN, inicia um projeto de pesquisa que visa estudar a viabilidade técnica e econômica de se aplicar aceleradores de elétrons para o tratamento de águas potáveis, degradação de trihalometanos; desinfecção de esgotos domésticos e hospitalares; e degradação de

compostos químicos diversos em efluentes industriais. Os resultados preliminares obtidos com a irradiação de efluentes industriais e domésticos foram apresentados por BORRELY et al. (1991)⁵ e (SAMPA) et al. (1992)⁵². Esses autores demonstraram os níveis de redução obtidos para diversos contaminantes. Em 1993 inicia-se a construção de uma planta piloto para permitir a conclusão dos estudos de viabilidade técnica e econômica em sistema de fluxo contínuo. A planta piloto foi instalada no piso inferior do prédio que comporta o acelerador de elétrons do IPEN, ambos gerenciados pela Coordenadoria de Aplicações de Radioisótopos e Radiações na Engenharia e na Indústria⁵⁴.

A tabela 1 apresenta uma síntese das instalações que utilizam as radiações ionizantes visando o saneamento ambiental, em operação. Além das instalações já apresentadas, existem vários outros projetos em andamento que visam à montagem de irradiadores, fonte de cobalto ou aceleradores, destinados ao tratamento de resíduos líquidos, sólidos ou gasosos. Dentre elas algumas que devem ser citadas encontram-se:

- “Centro Sperimentazione di Tecnologie di Irraggiamento per l’Ambiente”, na Itália, tem como meta principal o uso de aceleradores de elétrons para aplicações ambientais, tais como descontaminação de águas residuárias e subterrâneas, redução da toxicidade de resíduos perigosos, esterilização de resíduos hospitalares e aeroportuários, entre outros⁶¹.
- Planta piloto com dois aceleradores para remover Nekal (emulsão com uma mistura de dibutilnaftaleno de sódio sulfonado), de efluentes líquidos da planta de borracha sintética de Voronezh, Rússia. A capacidade dessa

planta piloto é de 2.000m³/dia, e a irradiação torna esse produto biodegradável⁵⁰.

- Programa canadense, na fase de construção da planta de demonstração (full-scale) do “Sistema de Desinfecção de Lodo”, anexa a uma planta municipal de tratamento de efluentes que visa desinfectar lodo com 25% de sólidos com irradiador gama de ⁶⁰Co⁶⁰.

Tabela 1 - Principais Instalações que Usam Irradiação de Alta Energia no Tratamento de Águas

| LOCAL | FONTE | USO | P | Q | Dose (kGy) | FIM |
|----------|---------------------------------|---------------------|-----|-------|------------|----------------------|
| Austria | Ac.Elet. | Água Pot. | - | - | 0,2 | Tratamento Quim. |
| Austria | ⁶⁰ Co | Águas(*) | - | - | 0,01 | idem |
| Canadá | ⁶⁰ Co | Lodo seco | 12 | - | 6,0 | Pasteur. |
| Chekosl. | ¹³⁷ Cs | Água Pot. | - | - | 0,002/h | Biocida |
| Alemanha | ⁶⁰ Co | Lodo Liq. | 650 | 180 | 3,0 | Desin/Fert |
| Alemanha | ⁶⁰ Co | Águas 760 poços | - | var. | 0,2-0,4 | Biocida |
| India | ⁶⁰ Co | Esgotos Lodo(3%) | 500 | 110 | 3,0 | Desinf. |
| Japão | ⁶⁰ Co | Lodo seco | - | - | 20 | Compost. |
| Japão | Ac.Elet. | Lodo e Esgotos | 100 | 3.000 | 6,0 e 3,0 | Compost. Desinf. |
| Japão | ⁶⁰ Co+O ₂ | Chorume | - | - | | |
| Noruega | ambos | Efluentes e lodo | | | | Tratamento combinado |
| S.Africa | Ac.Elet. | Lodos | 120 | - | - | Pasteur. e venda |
| E.U.A. | Ac.Elet. | Águas e esgotos | 75 | 22 | 4,0 | Pesquisa |

(*) - Contaminação com fenol

P = Potência kW/kCi)

Q = Capacidade - (m3/dia)

Fonte - Sociedade Americana de Engenheiros Civis

1.4 - INTERAÇÃO DA RADIAÇÃO COM A MATÉRIA

Ao submeter-se um material a uma fonte de radiação ionizante ocorre a transferência de energia da fonte para o sistema exposto que deverá sofrer modificações devido, principalmente, aos fenômenos excitação e ionização. Ocorre que as partículas carregadas, como por exemplo, os elétrons produzidos no acelerador de elétrons, são freados no material exposto à radiação e perdem sua energia pela interação com os elétrons do material que os freou.

A perda de energia específica da partícula (transferência linear de energia, LET, dE/dx), é descrita pela equação de Bethe⁵⁸, mostrada de maneira simplificada, abaixo.

$$-\frac{dE}{dx} = A \cdot \frac{z^2 \cdot M \cdot N_e}{E} \cdot B \cdot C \quad (01)$$

onde:

A - constante,

z - carga da partícula,

M - massa da partícula,

E - energia da partícula,

N_e - densidade de elétrons (no. de elétrons por unidade de vol. da matéria que interage),

B - fator de freamento,

C - termo relativístico.

A partir da transferência de energia da fonte para o material exposto à radiação, torna-se necessário conhecer a quantidade de energia depositada pela radiação ionizante, em um volume conhecido do material exposto. Desse modo

introduziu-se o conceito dose absorvida. Dose absorvida é a quantidade integral de energia absorvida, por unidade de massa.

A unidade de dose absorvida utilizada atualmente é o Gray, Gy,

$$1 \text{ Gy} = 1 \text{ J/kg}$$

O Gray substituiu o rad, a partir de 1979 e corresponde as seguintes relações

$$(1 \text{ rad} = 100 \text{ ergs/g; } 1 \text{ Gy} = 100 \text{ rads}).$$

Nos processos por irradiação é fundamental que se conheça a quantidade de energia absorvida pelo material exposto à radiação ionizante, uma vez que os efeitos causados são dependentes da energia absorvida. A dose absorvida em um determinado ponto do material irradiado pode ser medida mediante a utilização de um sistema dosimétrico calibrado. Geralmente a calibração é feita com fonte de ^{60}Co , sendo que a medida da energia absorvida pelo material é obtida pelo uso de calorímetro, câmara de ionização ou, ainda, uma solução de sulfato ferroso ^{43, 63}.

Considera-se que as radiações ionizantes provenientes de raios gama e de feixes de elétrons (raios beta) são similares, embora a capacidade de penetração dos raios gama seja maior. Entretanto, há diferenças no perfil de distribuição de energia no material. A figuras 1A e 1B demonstram essa diferença.

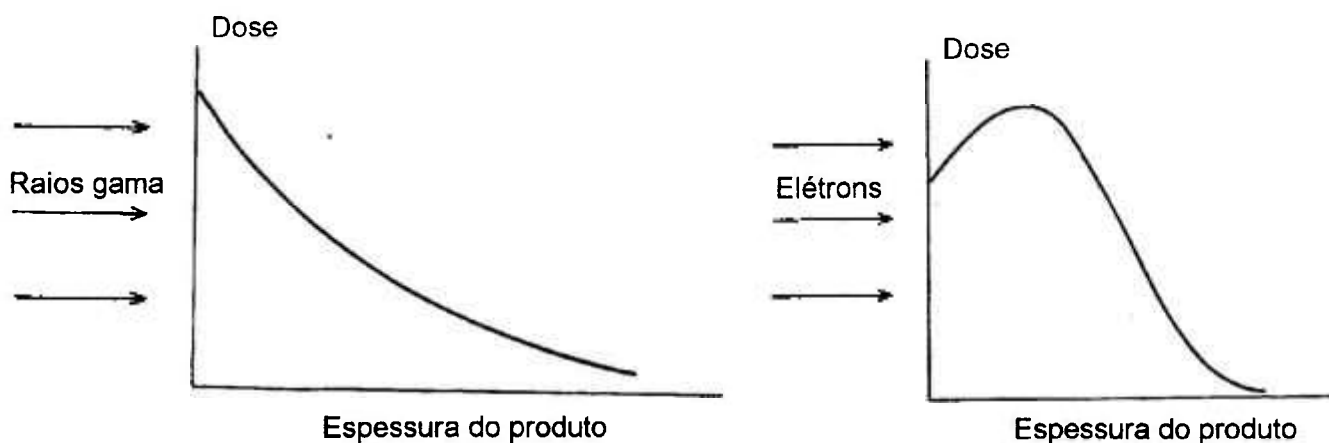
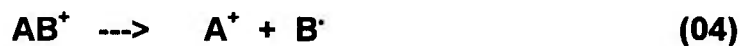


Figura 1 - Perfil de distribuição de energia para radiação gama e feixe de elétrons em função da espessura do produto.

A partir da incidência da radiação ocorre uma sequência de reações, que podem ser, resumidamente, explicadas conforme se segue.



Na reação (01), ou processo inicial, ocorre excitação eletrônica e ionização da molécula alvo, AB. A excitação eletrônica também pode ser produzida como uma consequência da recombinação de íons, reação (02). A molécula eletronicamente excitada, AB* pode fragmentar-se em espécies radicais livres, A[·] e B[·], reação (03); e o íon AB⁺ pode fragmentar-se em íon A⁺ e radical livre B[·], reação (04). Esta descrição embora simplificada tenta demonstrar que esses mecanismos provocam a fragmentação da molécula alvo, induzindo a formação de íons e radicais livres altamente reativos.

A ação da radiação pode ser direta ou indireta. Considera-se ação direta quando a radiação interage diretamente na molécula alvo, enquanto que na ação indireta a molécula alvo é afetada pelas espécies reativas que se formaram a partir das primeiras interações. Obviamente em compostos puros todos os efeitos são resultantes da ação direta, enquanto em soluções, a ação indireta será o mecanismo principal. Muitos dos efeitos significantes da radiação com as águas residuárias estão relacionados com a interação da radiação com as moléculas de água e suas espécies geradas por essa interação.

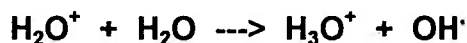
Num exemplo onde um efluente contenha, aproximadamente, 1% de matéria orgânica, a probabilidade de ocorrer a interação direta com as moléculas do soluto é bem menor pois a radiação será absorvida em sua grande maioria pelo solvente água.

Pelos conhecimentos adquiridos através da química das radiações hoje é possível conhecer não somente dados quantitativos sobre o rendimento dos produtos da radiólise mas também as taxas (constantes) para a reação dos produtos da radiólise com as várias moléculas de solutos orgânicos e inorgânicos.

Nos anos 60, BALLANTINE⁴ tentou explicar como a radiação poderia ser usada na redução da DBO e DQO e na destruição de bactérias, visando a melhoria da qualidade dos efluentes e garantindo o manuseio e disposição dos resíduos. Nesse processo, o conhecimento das espécies formadas a partir da radiólise da água, bem como da maneira pela qual a radiação afeta as moléculas dos compostos orgânicos tornou-se indispensável.

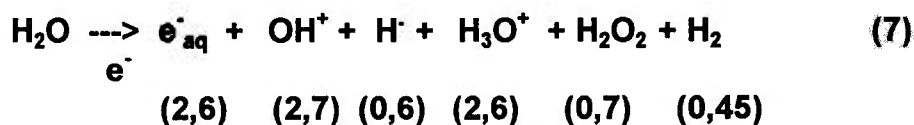
1.5 - RADIÓLISE DA ÁGUA

A radiólise da água é fundamental para a compreensão dos mecanismos de degradação dos contaminantes, bem como na compreensão dos mecanismos de ataque às células.



Formam-se espécies redutoras H^\cdot , elétrons aquosos, e espécies oxidantes, OH^\cdot , além dos produtos moleculares da oxidação, H_2O_2 .

O rendimento para os vários produtos formados pela irradiação tem sido determinado por diversas metodologias^{50,58}, que de maneira geral nos leva à reação 7.



onde os números em parentesis representam o valor de G, que corresponde ao número de espécies formadas ou decompostas, ou o número de eventos químicos, resultantes da absorção de 100eV de energia pelo sistema em estudo. Então, para a água pura, cada 100eV de energia absorvida formam-se: 2,7 radicais OH^\cdot , 0,6 radicais H^\cdot , 0,7 moléculas H_2O_2 , entre outras espécies.

Como as águas residuárias podem apresentar oxigênio dissolvido que reage com os radicais H^\cdot e com os elétrons aquosos, formam-se espécies oxidantes adicionais, neste caso, $O_2^\cdot^-$:



Para uma dada situação, é preciso conhecer a concentração do poluente de interesse, o valor de G para que ocorra a mudança química do poluente e, a partir daí, sugerir-se-á a quantidade de energia necessária para o tratamento.

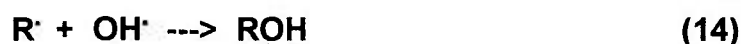
1.6 - INTERAÇÃO COM COMPOSTOS ORGÂNICOS

As espécies primárias H^\cdot , OH^\cdot , e e^-_{aq} , são altamente reativas e têm a capacidade de alterar as moléculas orgânicas. O ataque de uma delas pelo radical H^\cdot para chegar a um radical hidrocarboneto e uma molécula de hidrogênio podem ser representadas por ⁴:



O destino desse radical dependerá de sua reatividade, sua concentração e da reatividade relativa, assim como da concentração de outros radicais livres ou dos componentes da mistura capazes de reagir com os radicais livres, podendo resultar:





A reação 11 representa uma simples recombinação; as reações 12 e 13 combinação de dois radicais hidrocarboneto. Já a reação 14 pode ser visualizada como uma simples oxidação, enquanto que a reação 15 demonstra um caso especial de oxidação por um oxigênio molecular dissolvido.

Observa-se que estas reações não degradam totalmente a molécula orgânica. Em 11, forma-se uma molécula similar e de 12 a 14 ocorre a formação de novas moléculas orgânicas, que por sua vez podem ser mais facilmente atacadas pelas bactérias e, neste caso, ocorreria uma significativa redução da demanda bioquímica de oxigênio, DBO, devido à formação de moléculas mais biodegradáveis.

1.7 - EFEITOS BIOLÓGICOS DAS RADIAÇÕES

Da mesma forma que em qualquer outro material, a radiação ionizante atua nos sistemas biológicos alterando as moléculas que os compõem. Como a maioria das células apresentam em média 80% de água, utiliza-se, novamente, a radiólise da água, através de suas espécies reativas, para explicar as ionizações primárias que ocorrem a nível celular, que podem afetar os componentes químicos de natureza diversa, como as proteínas, os carboidratos, os lipídeos, os sais minerais, entre outros.

As moléculas de água ao serem ionizadas reagem formando radicais livres de hidrogênio ou hidroxila, estes radicais podem produzir hidrogênio molecular, peróxido de hidrogênio (H₂O₂) que são espécies químicas reativas e que quando

formadas podem reagir com outras moléculas existentes no interior da célula, produzindo rupturas moleculares em proteínas e ácidos nucleicos. Portanto, é mais provável que a maioria dos efeitos na célula seja o resultado da ação indireta da radiação, sendo a molécula de DNA, contida no interior da célula, o alvo crítico para o dano da radiação⁹.

Considerando que todos os organismos vivos, sejam unicelulares ou pluricelulares, são constituídos de células e que os efeitos biológicos da radiação, EBR, são os resultados dos danos produzidos a nível celular, tornam-se necessárias algumas considerações sobre componentes celulares e como essas estruturas são afetadas pela absorção de determinadas doses de radiação, bem como a interação da radiação com as macromoléculas presentes nos sistemas biológicos.

Os EBR resultam, principalmente, da interação das radiações com os átomos e moléculas constituintes das células, desencadeados na seguinte ordem:

- 1º) Fenômeno físico: ionização e excitação;
- 2º) Fenômeno químico: rupturas de ligações moleculares;
- 3º) Fenômenos bioquímicos e fisiológicos.

Dentre as estruturas celulares que são afetadas pela irradiação, algumas já são bem conhecidas e podem ser citadas. Entre elas incluem-se o sistema de membranas de estrutura lipoproteica, onde doses de 30Gy a 50Gy podem induzir mudanças e/ou ruptura da estrutura com conseqüente alteração da permeabilidade e expansão do retículo endoplasmático, vindo a causar alterações também a nível de mitocôndrias, que em decorrência da alteração da permeabilidade do sistema de membranas podem sofrer perda enzimática para o espaço intracelular⁹.

A nível de metabolismo, podem ocorrer, por exemplo, redução na fosforilação, produção do ATP, devido à quebra da sequência fosforilação-oxidação, provavelmente em decorrência de falhas no sistema de transporte de elétrons.

Os dois tipos de ácidos nucleicos, o ácido ribonucleico, RNA, e o ácido desoxiribonucleico, DNA, presentes na célula apresentam-se em associação com as proteínas na formação das nucleoproteínas. Determinadas doses de radiação podem levar a perdas de rendimento na síntese de DNA em função da diminuição da concentração enzimática, que regula a síntese. Em decorrência disso, o RNA também pode ter sua síntese reduzida pois o DNA serve de modelo para a replicação⁹.

Dentre os danos verificados nos ácidos nucleicos, podem destacar-se: troca de uma base e/ou perda de uma das bases; quebra da ponte de hidrogênio entre as cadeias; fratura de uma fita simples; fratura de uma fita dupla (ambas as cadeias simultaneamente); "crosslinking" entre as hélices, entre outras moléculas de DNA, e/ou entre proteínas.

Um exemplo de EBR sofrida por uma das células mais estudadas pode ser utilizado para ilustrar. Em bactéria *E.coli*, após incidência de raio-X, observou-se a inibição na produção da enzima beta-galactosidase sob determinadas condições. Em células normais essa enzima é produzida quando recebe um estímulo. Experiências mostraram que as células que foram submetidas à irradiação antes do estímulo, tiveram a formação da enzima suprimida. Há indícios dessa ocorrência estar diretamente relacionada a danos no DNA que por sua vez deixa de servir como modelo para a produção do RNA-mensageiro, prejudicando, dessa forma, todo o processo de divisão celular⁴⁹.

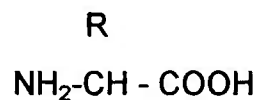
Aberrações estruturais nos cromossomos também podem ocorrer pela incidência de doses baixas de radiação, em qualquer fase do ciclo mitótico, embora

se visualize melhor nas fases metáfase e anáfase da divisão celular, e são classificadas de acordo com as porções do cromossomo onde se iniciaram as alterações.

As aberrações cromossômicas podem envolver as 2 cromátides em local idêntico que reagem como se fossem resultado de uma única quebra no cromossomo antes da replicação de cromátides. As aberrações podem ser, ainda, do tipo cromátide e subcromatídica e neste último caso, a maioria das falhas pode ser reparada pela rejunção da fita cromossômica.

A nível de macromoléculas, as proteínas se destacam a nível de importância pois estão intimamente envolvidas com quase todas as funções celulares. Entre as proteínas encontram-se vários elementos estruturais da célula, enzimas que catalizam a maioria das reações químicas essenciais, hormônios que regulam processos metabólicos e os anticorpos que são produzidos para agir contra agentes indesejáveis⁹.

As proteínas simples são cadeias de amino-ácidos enquanto as proteínas conjugadas apresentam grupos orgânicos ligados aos amino-ácidos. Exemplificando, a nucleoproteína apresenta ácido nucleico e cadeias de amino-ácidos, assim como as glicoproteínas apresentam carboidratos ligados aos amino-ácidos. A fórmula geral de um amino-ácido é representada por



e na sua formação os grupos amino reagem com grupos carboxila, por ligações peptídicas.

A perda da função de uma proteína pela irradiação não é usualmente devida a quebra de ligações peptídicas ou ruptura na estrutura primária de uma cadeia peptídica, mas pode ser resultado da mudança na cadeia crítica ou da quebra de pontes de hidrogênio ou da quebra das pontes de dissulfeto que mantêm as estruturas secundárias e terciárias. Tal ruptura pode induzir um desdobramento parcial das cadeias peptídicas espiraladas podendo promover uma desorganização na estrutura interna, a distorção da relação do espaço de cada grupo de cadeias ou na exposição dos grupos de amino-ácidos resultando em mudanças na atividade bioquímica.

Estudos com radiólise de pulso desenvolvidos recentemente em amino-ácidos aromáticos, tornaram evidente que a estrutura eletrônica de uma molécula individual é o fator determinante na distribuição dos pontos de ataque do $-OH^{24}$.

1.8 - INATIVAÇÃO DE MICRORGANISMOS

Ao contrário dos organismos superiores, onde a resposta das células aos danos provocados pela radiação deriva da célula danificada e das células adjacentes, existem sistemas biológicos onde os componentes celulares são relativamente independentes.

Os microrganismos são classificados no reino Monera devido à sua relativa simplicidade celular. As bactérias são células independentes, sem núcleo diferenciado e protegido por sistemas de membranas. Assim sendo, o efeito da radiação nessa célula torna-se mais facilmente compreendido e, pode ser observado, também, pela perda da capacidade da célula em se dividir após a absorção da energia da radiação, que pode ser medido, por exemplo, pela capacidade de formação de colônias.

Os primeiros estudos em biologia das radiações evidenciaram a existência da relação direta entre redução do número de microrganismos e exposição à radiação. A partir daí desenvolve-se a Teoria do Alvo por D.E. Lea, 1955⁵⁸. Essa teoria postula que a produção de ionização em algumas moléculas ou estrutura alvo é a responsável pelo efeito medido. O alvo pode ser a célula em si, parte da célula, ou uma molécula crítica. Geralmente, o sistema estudado é uma população de células nas quais o efeito medido pode ser a morte da célula ou a impossibilidade de crescer ou dividir-se.

A primeira simplificação da teoria assume que o grau do efeito não é influenciado pela taxa de dose. Embora não totalmente justificada, essa teoria serviu para descrever a cinética de resposta de mecanismos da ação da radiação em uma larga variedade de populações compostas de células simples. A teoria do alvo também tenta estimar o tamanho do alvo baseado na dose.

Sendo, um roentgen, aproximadamente, 2×10^{12} ionizações por grama de tecido, D_0 a dose que resultará num ataque ao alvo, e supondo o alvo esférico pode-se calcular o volume desse alvo por: $D_0 \times 2 \times 10^{12} = 1 / \text{vol. alvo}$.

Foi postulada, também, a teoria de alvos múltiplos e, neste caso, considera-se que certos organismos apresentam mais de um alvo e para inativar todo o organismo, cada alvo deve receber um ataque.

Pode expressar-se, matematicamente, a probabilidade do alvo não ser atingido, (equação 02) e este valor será equivalente a porcentagem de sobrevivência dos organismos⁹.

$$S = e^{-kD} \quad (02)$$

S = fração de sobrevivência dos microrganismos;

D = dose absorvida;

k = probabilidade de interação da radiação com o DNA e produzir lesão letal, por unidade de dose; coeficiente k representa a radiosensibilidade dos microrganismos, que depende da quantidade de DNA presente no núcleo da célula.

Esta tem sido a teoria considerada com maior frequência, embora se estude a teoria de múltiplos ataques, para se explicar certos dados. Postula-se que alguns sistemas contêm um alvo simples que deve ser atacado várias vezes a fim de inativá-lo.

Há que se considerar, também, alguns fatores que influenciam a resistência dos sistemas biológicos às radiações, a saber, a presença do oxigênio, que aumenta os danos da radiação, a umidade, e compostos químicos radioprotetores como o sulfeto de hidrogênio e os alcoois alifáticos (glicerol), entre outros. Vários estudos demonstraram que o valor de D_{10} (dose que elimina 90% dos organismos) para diferentes espécies de bactérias foi diminuído num fator entre 2,5 a 4,5 quando a suspensão bacteriana estava saturada de oxigênio^{43,58}.

1.9 - SISTEMAS IRRADIADORES

O processamento de materiais por radiações pode ser obtido através do uso de aceleradores industriais de elétrons e de fontes gama de ^{60}Co e ^{137}Cs , embora esta última seja pouco expressiva. Mais de 20 anos de pesquisas demonstram a eficiência das fontes gama na redução de contaminantes químicos e microbiológicos.

Segundo PIKAEV (1993)⁵⁰, contabilizam-se, atualmente, em operação, 180 irradiadores gama de ^{60}Co , correspondendo a uma atividade total de $5,55 \times 10^{16}\text{Bq}$

(Bequerels) que na unidade anterior corresponde a 150MCi de atividade, e mais de 900 aceleradores de elétrons, incluindo os de pesquisas, totalizando, aproximadamente, 30MW de potência.

Dentre as preocupações dos projetistas de instalações que utilizam processos por radiação estão o grande volume de produto a ser tratado e a competitividade de custos. As principais instalações para processamento por radiação utilizam fontes gama de ^{60}Co e aceleradores de elétrons com feixes de energia na faixa de 0,2MeV a 10MeV. Na maioria dos casos, as instalações comerciais são projetadas para tratar um produto específico, e a aplicação mais expressiva até o momento tem sido a esterilização de produtos e instrumentação médico-cirúrgica, com fonte de ^{60}Co . Nessas instalações são tomados cuidados com a distribuição uniforme das doses, o que depende da geometria do produto em relação à fonte e dos valores de densidade do produto e da espessura das embalagens.

Nas instalações com aceleradores de elétrons, a distribuição da dose é mais uniforme, ao longo da largura do sistema de varredura do feixe. A distribuição da dose ao longo da espessura do produto submetido à irradiação pode ser garantida pela escolha adequada da energia do feixe de elétrons, pela restrição na espessura da camada do produto para garantir a penetração do elétrons, ou irradiando em ambas as faces sucessiva ou simultaneamente.

Segundo a comprovação experimental de vários autores, não há indução de radioatividade nos produtos irradiados quando se seleciona corretamente a energia do irradiador. No caso dos fótons a energia máxima permitida é de 5MeV, enquanto para elétrons, a energia máxima permitida é de 10MeV⁴³.

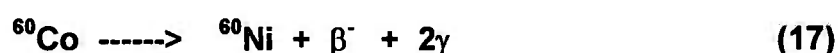
1.9.1 - Fontes Gama

As instalações industriais que utilizam fontes de radionuclídeos, seja ^{60}Co ou ^{137}Cs , são construídas de modo similar, sendo que as fontes em si consistem em arranjos em forma de lápis ou pastilhas do radioisótopo, encapsuladas em aço inoxidável, cujas cápsulas são seladas e dispostas em geometria tal a permitir que o material receba a dose mais homogênea possível.

Os raios gama são ondas eletromagnéticas obtidas pela desintegração do ^{60}Co . Obtém-se o ^{60}Co a partir de um reator nuclear pela absorção de um nêutron, representada pela reação 16.



Como qualquer átomo instável, o ^{60}Co tende a se estabilizar e desse modo libera energia na forma de uma partícula beta e dois raios gama. Esse processo de decaimento resulta num isótopo estável ^{60}Ni , representado pela reação 17.



Essa desintegração nuclear pode ser mencionada em função da meia-vida do radioisótopo, tempo necessário para que o número de átomos instáveis seja reduzido à metade do valor inicial. O ^{60}Co apresenta uma meia-vida de 5,27 anos³¹. Para compor a fonte, o cobalto é acondicionado em cápsula de aço inoxidável e o encapsulamento é capaz de frear a partícula beta, sendo aproveitados, os 100% de ambos os fótons do gama com energias de 1,17MeV e 1,33MeV. Desse modo

obtem-se a energia total dos fótons, P, emitida a partir de cada uma das desintegrações do ^{60}Co .

$$\begin{aligned} P &= (1,17+1,33) \times 10^6 = 2,5 \times 10^6 \text{ eV} && (03) \\ &= 2,5 \times 10^6 \times 1,6 \times 10^{-19} \\ &= 4,0 \times 10^{-13} \text{ J} \end{aligned}$$

Sendo que uma fonte com atividade de 1 Bq emite $4,0 \times 10^{-13}$ J, para uma fonte com 1MCi ($3,7 \times 10^{16}$ Bq), a potência nominal dessa instalação seria de :

$$P = 4,0 \times 10^{-13} \cdot 3,7 \times 10^{16} =$$

$$P = 1,48 \times 10^4 = 15 \text{ kW.}$$

As figuras 2 e 3 mostram o esquema de desintegração do cobalto-60 e o seu encapsulamento para compor uma fonte comercializável.

A radiação gama proveniente de uma fonte de ^{60}Co e o feixe de elétrons oriundo de um acelerador industrial diferem no poder de penetração. A radiação gama tem um grande poder de penetração, mas baixa intensidade (10^2 a 10^4 Gy/s). No caso do acelerador de elétrons, a corrente e a energia do feixe devem ser selecionadas de acordo com a velocidade de produção e a profundidade requerida de tratamento, respectivamente. A faixa de penetração efetiva de um feixe de elétrons chega a ser quase proporcional ao seu nível de energia ($0,4 \text{ g/cm}^2$ por MeV). A penetração do feixe de elétrons é dada em g/cm^2 , e, é função da energia e do produto da densidade (g/cm^3) pela espessura da camada do material a ser irradiado (cm)⁶³.

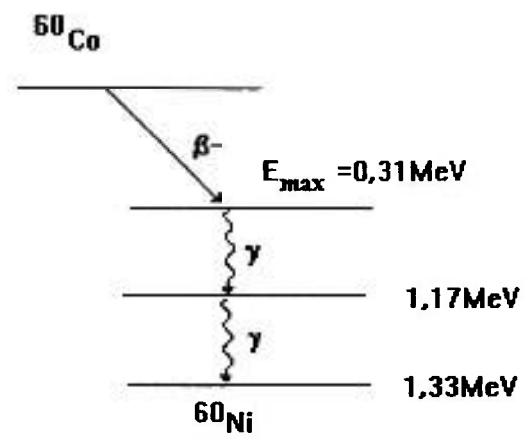


Figura 2 - Esquema de Desintegração do ^{60}Co

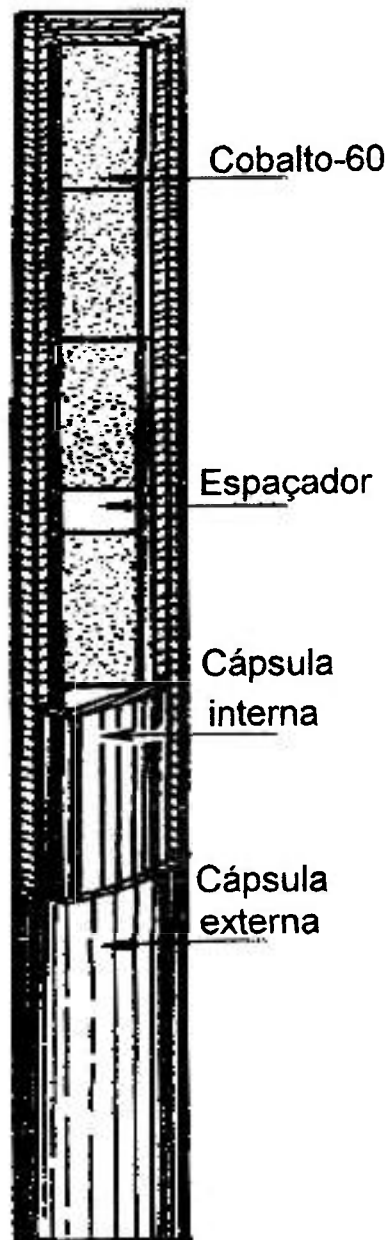


Figura 3 - Encapsulamento do ^{60}Co para compor a fonte

1.9.2 - Aceleradores de Elétrons

Um acelerador de partículas pode ser definido como um equipamento que aplica forças a partículas carregadas por meio de alguma combinação de campos elétricos e magnéticos, gerando íons de alta velocidade e alta energia cinética. Quando se estabelece um potencial de alta voltagem entre cátodo e ânodo, no vácuo, o cátodo emite feixe de elétrons, chamados raios catódicos ou feixes eletrônicos, seguindo o mesmo princípio do tubo de televisão, onde a diferença fundamental é que este último utiliza 25.000 volts de energia, aproximadamente, enquanto o acelerador utiliza da ordem de bilhões de volts.

A dinâmica do feixe de elétrons apresenta uma dependência entre o movimento das partículas e parâmetros do campo na estrutura de aceleração, criando forças de interação com o feixe em movimento. O produto da intensidade do feixe ou corrente elétrica formada por partículas carregadas em movimento no acelerador de elétrons, expressa em mA (mili amper) , pela energia do feixe, expressa em eV (elétron volt), corresponde à potência do feixe de elétrons. A potência média do feixe de elétrons está diretamente relacionada com o rendimento da taxa de dose de irradiação.

Uma vez que é fundamental que se conheça a quantidade de energia absorvida pelo material exposto à radiação ionizante, desenvolveram-se vários sistemas dosimétricos. Dentre eles os calorímetros, dosímetros químicos (Fricke, de filmes plásticos e radiocrômicos), cujas faixas de dose devem ser adequadamente selecionadas^{43,50,63}.

Os principais componentes e sub-sistemas de um acelerador de elétrons são a fonte de alta tensão, o tubo acelerador com o seu sistema de vácuo, o canhão de

elétrons, sistema de rádio-frequência, a câmara de irradiação, o painel de controle e um sistema de segurança que inclui a blindagem da radiação.

Vários autores classificam os aceleradores de elétrons conforme a sua faixa de energia. Outros os classificam de acordo com a estrutura de aceleração do feixe^{47,48}. Uma das possibilidades em classificação, os divide em Aceleradores de Ação direta; Aceleradores Ressonantes R.F.; Aceleradores Lineares Ressonantes; e Aceleradores de Indução.

Dentre os aceleradores de ação direta encontram-se aqueles cujo campo de aceleração é do tipo eletrostático, corrente contínua ou alternada, e é excitado por um gerador de alta voltagem. Dentre eles estão os aceleradores Van de Graaff; Cockroft-Walton; transformadores de núcleo isolado e os Dynamitron. Todos os aceleradores desta família utilizam uma estrutura de aceleração semelhante, sendo um tubo de vácuo com uma série de eletrodos formando um campo do tipo eletrostático e moldado para dar propriedades focais e boa transmissão do feixe.

No acelerador Dynamitron, a alta voltagem é gerada por um sistema multi-estágio de retificação em cascata, convertendo uma potência alternada de alta frequência (rf) em uma potência DC de alta voltagem⁴⁰.

As figuras 4 e 5 mostram, respectivamente, as estruturas principais de um acelerador de elétrons e uma instalação industrial que utiliza esse equipamento.

Quadro 1 - Vantagens e Desvantagens entre os Irradiadores

| IRRADIADOR | VANTAGENS | DESVANTAGENS |
|--------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Aceleradores de Elétrons | <p>Intensidade de radiação alta</p> <p>Condução do material a ser exposto mais facilitada</p> <p>Maior rendimento de energia</p> <p>Licenciamento similar ao Raio-X</p> <p>Sistema Liga-desliga/Cessa emissão</p> | <p>Necessita operadores especializados</p> <p>Custo do equipamento e instalações</p> |
| Fontes Gama | <p>Não requer operadores especializados</p> | <p>Operação contínua evitando desperdício de energia</p> <p>Contínua radioatividade.</p> <p>Aceitação pública</p> <p>Dificuldades para licenciamento, recarga e transporte da fonte</p> |

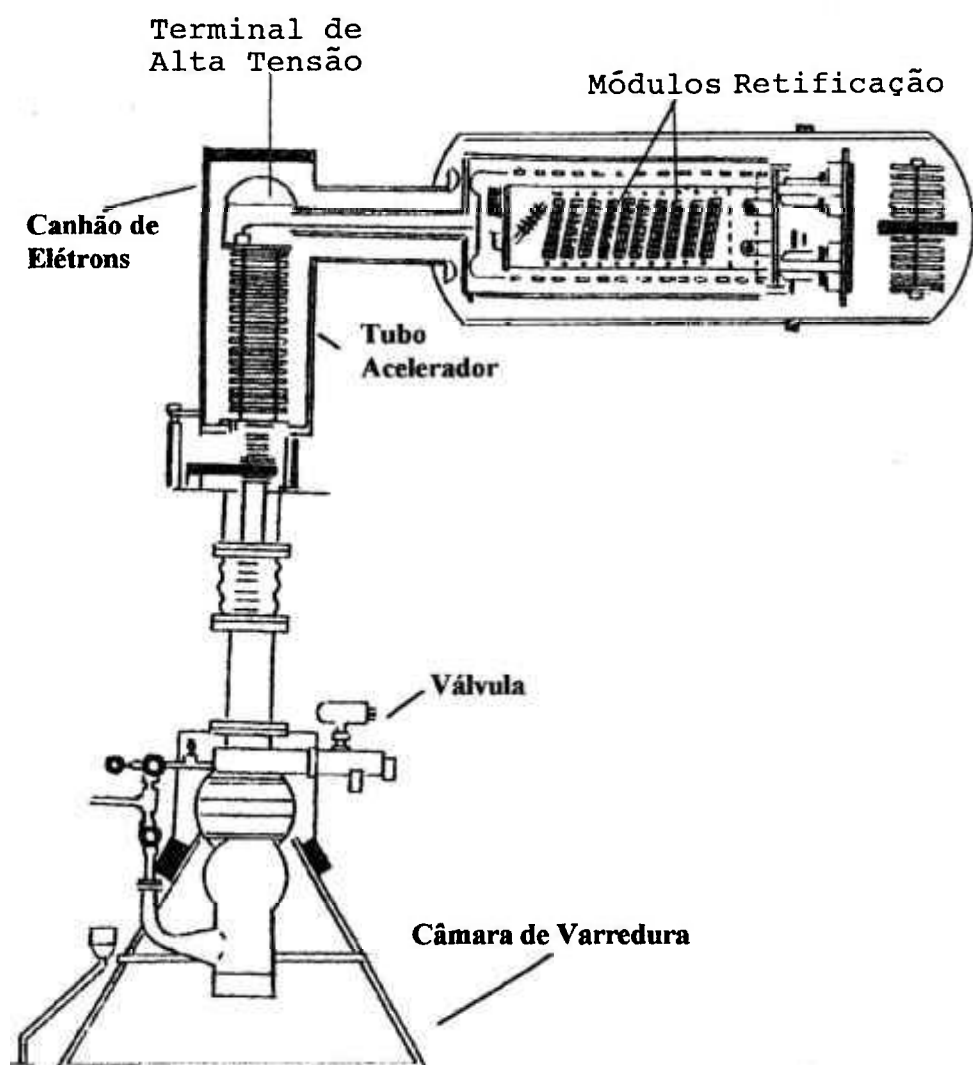


Figura 4 - Estruturas principais do acelerador de elétrons Dynamitron

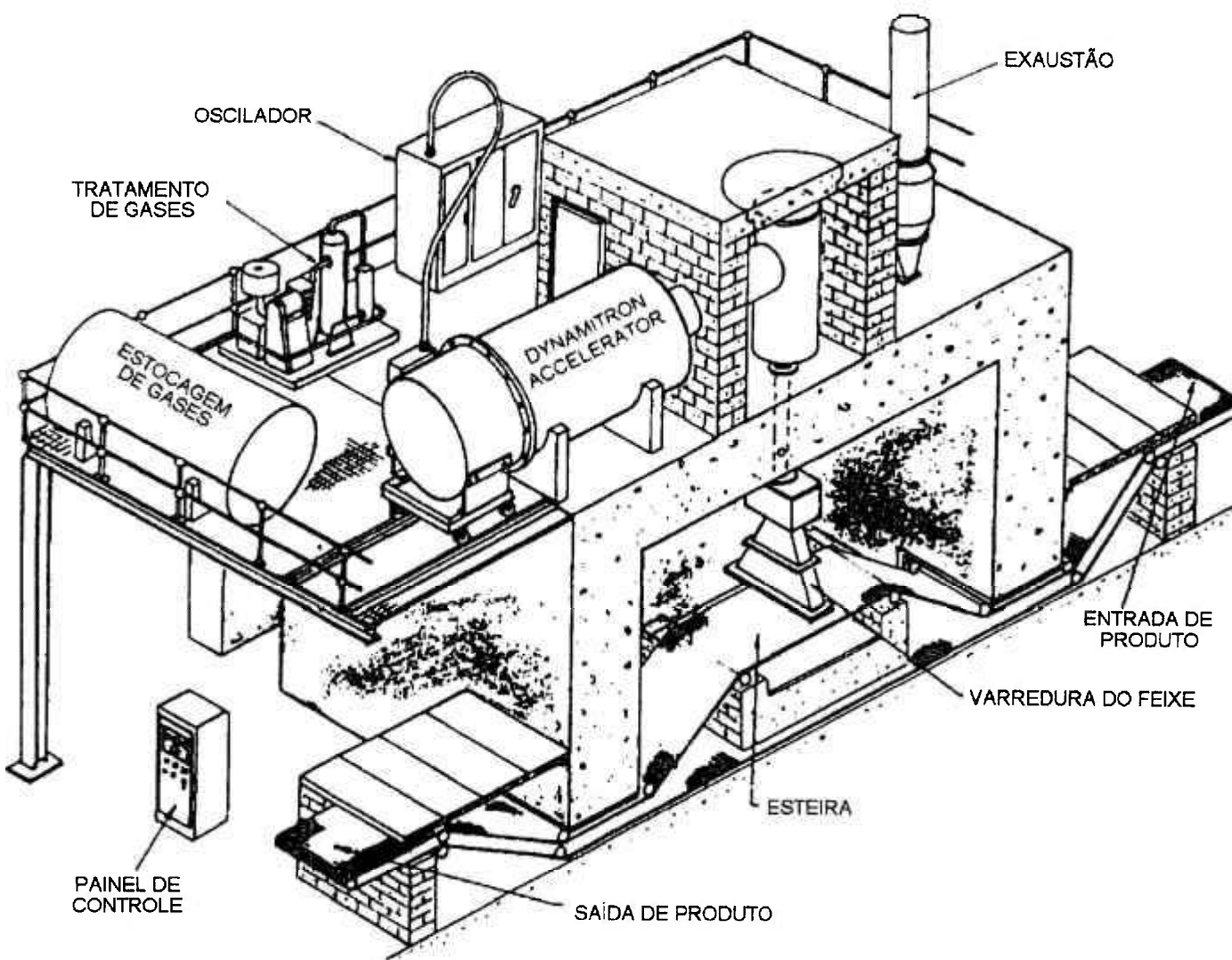


Figura 5 - Planta de irradiação, porte industrial, com acelerador de elétrons

2 TRATAMENTO DE ESGOTOS

Os esgotos classificam-se de acordo com sua origem em domésticos ou sanitários, industriais, infiltrações e vazões adicionais, e pluviais. Os esgotos domésticos são as águas utilizadas para fins higiênicos em sanitários, cozinhas, lavanderias, etc, provenientes de residências, prédios comerciais, locais públicos entre outros.

Cada indivíduo gera 1,8 litros de excretas diariamente, correspondendo a 350 gramas de sólidos secos, incluindo 90 gramas de matéria orgânica, 20 gramas de nitrogênio e outros nutrientes como o fósforo e o potássio. A contribuição devida aos esgotos domésticos depende, fundamentalmente, do sistema de abastecimento de água, gerando uma nítida correlação entre a quota per capita de água e o despejo dirigido para a rede de esgotos. No Brasil, onde as vazões de esgotos são estimadas em função das vazões de abastecimento de água, a quota per capita mínima adotada para o abastecimento de água em pequenas comunidades é de 80 l/hab.dia, podendo alcançar uma média de 200 l/hab.dia, esse valor pode atingir 400 l.hab/dia sendo que nos Estados Unidos o valor médio é de 300 l/hab.dia. Parte da água utilizada nos sistemas de abastecimento não entra no sistema coletor de esgotos^{19,28}.

O lançamento de esgotos de origem doméstica é, geralmente, ininterrupto, a composição do efluente é essencialmente orgânica, constituído de 99,9% de água e 0,1% de sólidos suspensos, coloidais e dissolvidos. A fração inorgânica dos esgotos corresponde a 30% da quantidade da matéria sólida existente. Seus principais componentes são os detritos minerais pesados, sais e metais. A composição dos esgotos domésticos pode ser representada pela figura 6.

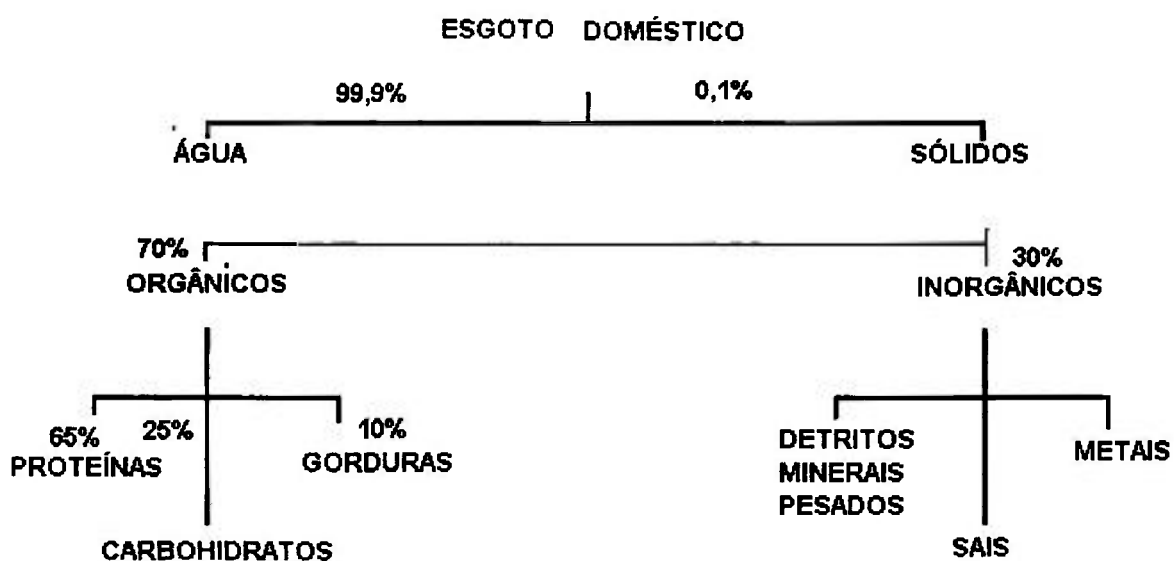


Figura 6 - Composição dos Esgotos Domésticos

Assim como os constituintes dos esgotos são elementos físicos, químicos e biológicos, a sua depuração também envolve os três processos físicos, químicos e biológicos, que estão sintetizados da tabela 2.

2.1 - Fenômenos de Depuração dos Esgotos

Os processos físicos alcançam apenas as substâncias que não se encontram dissolvidas, portanto, o material em suspensão. As substâncias em estado coloidal podem ser removidas da água por floculação (processos que levam as moléculas a se transformarem em partículas que sejam atingidas pela depuração física, sob a forma de sólidos em suspensão), ou então transformando-as em gases a serem dissipados na atmosfera.

Tabela 2 - Processos Fundamentais no Tratamento de Efluentes

| PROCESSOS | OBJETIVOS | PRINCIPAIS EXEMPLOS |
|------------|----------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Físicos | remoção de sólidos grosseiros, sedimentáveis, flutuantes, umidade do lodo. | gradeamento, filtração, sedimentação, flotação, incineração, etc. |
| Químicos | degradação, desinfecção, coagulação | precipitação, oxidação química, desinfecção química, correção de pH, etc |
| Biológicos | oxidação biológica, e digestão do lodo | lagoas de estabilização, lodos ativados, filtros biológicos, vales de oxidação digestores de lodos |

No limite entre as substâncias dissolvidas e não-dissolvidas encontram-se as suspensões coloidais, que podem transformar-se em substâncias insolúveis por processos físicos, químicos ou eletroquímicos por um fenômeno que se denomina floculação e coagulação, ou , ainda, formar soluções verdadeiras. Os colóides dos esgotos podem ser coagulados e depois se solubilizar pela ação das enzimas bacterianas ²⁸.

As substâncias minerais são aquelas em que não se encontra o carbono ou, se for encontrado, este se encontra saturado de oxigênio, sob a forma de anidrido carbônico (CO₂) ou um de seus derivados. Entretanto a hulha e outras formas de carvão, assim como alguns compostos carbonáceos (carbonetos, monóxido de carbono) pertencem à química inorgânica, e como tal se comportam sob o ponto de vista sanitário.

Os compostos orgânicos encontrados nos esgotos, na maioria das vezes, não são combinações perfeitamente definidas sob o ponto de vista químico, mas antes resíduos complexos do metabolismo animal e vegetal. Entre essas substâncias podem ser citadas especialmente a uréia e a albumina, que, além do carbono, contém nitrogênio. A albumina contém o enxofre e de sua decomposição resulta o ácido sulfídrico. Praticamente todos os compostos encontrados nos esgotos são instáveis e se decompõem rapidamente. Raramente apresentam-se processos estritamente químicos, a maioria dos fenômenos de depuração dos despejos está ligada à atividade de organismos vivos. São os chamados processos biológicos ou bioquímicos.

Um fator importante é o comportamento dos componentes dos esgotos em relação ao oxigênio. Sob o ponto de vista químico, a atividade biológica pode verificar-se pela: combinação com o oxigênio, oxidação, ou a perda de oxigênio, redução. O tratamento biológico do efluentes é um caso de oxidação (combustão úmida); a digestão do lodo é um caso de redução^{7,28}.

A matéria orgânica presente nos efluentes provém na maioria das vezes de substâncias vegetais e animais. O oxigênio tem a tendência de transformar essa matéria perecível em produtos estáveis, os óxidos. Neste caso, as bactérias aeróbias servem como agentes, e enquanto houver oxigênio livre disponível na água. Esgotada a fonte de oxigênio, a atividade das bactérias aeróbias é substituída pela das anaeróbias que utilizam o oxigênio dos nitratos e dos sulfatos.

As bactérias são constituídas de células microscópicas e macroscopicamente se apresentam como uma mucilagem rica em água. Reproduzem-se por divisões sucessivas e formam grupamentos denominados colônias. Na técnica de depuração dos efluentes elas são percebidas sob a forma de flocos no processo dos lodos ativados, ou sob a de películas recobrimdo as pedras dos filtros biológicos ou

os grânulos dos campos de infiltração. Nestes casos as bactérias se encontram incorporadas numa substância mucosa, comumente em companhia de protozoários e outros animais inferiores, no caso de haver contato direto com o ambiente.

As bactérias são sensíveis a variações de pH e temperatura. A troca de substâncias é feita através da membrana celular que só permite a passagem de água, gases ou soluções verdadeiras, portanto, os sólidos ou colóides presentes nos esgotos têm de ser transformados em compostos solúveis em água. Essa transformação é promovida pelas enzimas das bactérias através do metabolismo que deve ser um fenômeno contínuo quando as substâncias nutritivas são adicionadas sem interrupção e em condições ótimas, por exemplo, em filtros biológicos, digestores^{7,28}.

O tratamento biológico é classificado em processos aeróbios e anaeróbios. O tratamento biológico aeróbio é mais utilizado e corresponde a fenômenos que se verificam na água contendo ar em solução. A depuração em si pode não ser atribuída somente às bactérias, mas, também, à adsorção, portanto trata-se de um fenômeno de superfície proveniente das membranas e dos flocos nos quais vivem as bactérias. Tal fenômeno seria paralisado se as substâncias adsorvidas não fossem constantemente metabolizadas pelas bactérias. Estas, portanto, mantêm o efeito de adsorção por meio de sua atividade vital. Para a oxidação dos compostos, elas necessitam constantemente de oxigênio e este deve ser dissolvido ininterruptamente na água a partir do ar.

Os produtos mais importantes da oxidação pelas bactérias são o gás carbônico, o ácido nítrico e o ácido sulfúrico, mas como os esgotos contém substâncias alcalinas em quantidade suficiente, os ácidos são neutralizados durante sua formação, daí resultando sais solúveis na água (carbonatos, nitratos, sulfatos) com exceção de uma parte do gás carbônico.

A atividade anaeróbica das bactérias é pouco empregada na depuração dos efluentes no Brasil, entretanto, é um processo importantíssimo na decomposição do lodo de esgotos nos digestores. Os países europeus se utilizam muito dos processos anaeróbios para o tratamento de esgotos.

Dessa forma, observa-se que são várias as possibilidades de concepção de plantas de tratamentos para águas residuárias. Algumas mais complexas que outras, dependendo sempre das necessidades em termos de remoção, do custo, e da carga a ser tratada. Evidentemente cada projeto é desenhado de maneira mais adequada para dada situação, levando em consideração a disponibilidade de área, o lençol freático e a disponibilidade de energia. Adiante mostram-se dois exemplos de estações de tratamento de esgotos, a saber, lagoas de estabilização, e tratamento biológico para esgotos domésticos com sistema de lodos ativados^{19,20,45}.

As lagoas de estabilização, já mencionadas na tabela 2 é um dos processos utilizados no Brasil com bastante sucesso, devido às condições climáticas. Na maioria dos casos segue-se o modelo do Sistema Australiano de Lagoas, onde os esgotos são descarregados numa fase anaeróbia do sistema, passando, posteriormente, para outra fase facultativa⁷.

Neste capítulo serão feitas considerações mais detalhadas dos sistemas de lagoas de estabilização tendo em vista tratar-se de uma das metodologias empregadas neste trabalho.

2.2 - LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

A partir de 1950, estudos demonstraram que entre os organismos que participam mais ativamente no processo de depuração dos esgotos estão as bactérias, decompondo a matéria orgânica, e as algas como fonte de oxigênio indispensável à respiração aeróbia. Desse modo, trata-se de um processo de estabilização semelhante aos demais, porém, sendo o oxigênio fornecido por via bioquímica, como resultado da reação de fotossíntese, ao invés de ser insuflado por processos mecânicos ou por simples contato com o ar atmosférico. A classificação das lagoas em anaeróbia, facultativa e aeróbia baseia-se na predominância do metabolismo bacteriano^{7,45}.

O mecanismo de estabilização, empregado nas lagoas, consiste na ação das bactérias aeróbias e anaeróbias sobre a matéria orgânica decompondo-a em moléculas mais simples e estáveis, a partir de suas enzimas e de processos oxidativos em grande escala, liberando nutrientes para as algas, tais como gás carbônico e sais minerais. Já as algas utilizam os nutrientes e, através da fotossíntese liberam o oxigênio que ajuda a manter as condições aeróbias⁷.

De maneira geral, os sistemas que empregam lagoas de estabilização consistem de lagoas com dimensões definidas por projetos que se baseiam na carga orgânica esperada. Os esgotos encaminhados permanecem um determinado período de tempo que permita a ação enzimática das bactérias.

Na Austrália, Brasil e em outros países, tem sido utilizado um sistema em que o esgoto, ao invés de sofrer tratamento primário clássico, é lançado, diretamente, a uma lagoa de volume reduzido, onde permanece por um tempo de detenção relativamente curto, cerca de 5 dias, dando origem, assim, a condições anaeróbias,

antes de ser lançado na lagoa aeróbia. O objetivo inicial desse processo era apenas o de remover a sedimentação do material em suspensão, porém, verificou-se que há grande redução de DBO graças à fermentação anaeróbia⁴⁵.

Nas lagoas anaeróbias, a degradação da matéria orgânica é realizada pelas bactérias formadoras de ácidos orgânicos e as bactérias metanogênicas. As primeiras convertem os compostos orgânicos complexos, presentes no esgoto em moléculas orgânicas mais simples. Os carboidratos, como a celulose e o amido são convertidos em ácidos orgânicos, aldeídos e álcoois; os lipídios (gorduras e óleos), em glicerol e ácidos graxos que posteriormente serão transformados em álcoois, aldeídos e ácidos; as proteínas são degradadas em aminoácidos que por sua vez são convertidos em ácidos orgânicos, mercaptanas e aminas. Estes produtos de degradação ácida, principalmente o ácido acético, são o substrato para ação das bactérias metanogênicas, que convertem este material para metano e dióxido de carbono. As bactérias metanogênicas são microrganismos estritamente anaeróbios, sendo o oxigênio dissolvido extremamente tóxico para eles, são, ainda, sensíveis às mudanças de temperatura e pH.^{7,49}

O tratamento que se verifica na lagoa anaeróbia não depende da irradiação solar, não havendo necessidade de grande superfície exposta, o que permite lagoas mais profundas que as aeróbias, 1,5 a 2,0 metros. No processo de depuração formam-se gás-carbônico e metano que se desprendem sob forma de bolhas, promovendo a agitação e mantendo partículas em suspensão. O sucesso das lagoas anaeróbias depende do equilíbrio entre as duas populações bacterianas (a formadora de ácidos orgânicos e a formadora de metano), ou seja, as temperaturas devem permanecer acima de 15°C e o pH entre 6,8 e 7,4⁴⁹.

Posteriormente, os efluentes da lagoa anaeróbia são encaminhados para a lagoa facultativa, em que há uma camada superior aeróbia e outra anaeróbia mais profunda. Nessas lagoas prevalecem as bactérias aeróbias. Ainda, a presença das

algas é indispensável, assim como o fator luminosidade, para garantir a fotossíntese e a conseqüente introdução de oxigênio na massa líquida de modo a permitir a eficiência desejada.

As lagoas facultativas são assim chamadas porque são caracterizadas por uma camada aeróbia superficial, uma zona facultativa intermediária e uma camada anaeróbia no fundo da lagoa. Neste tipo de lagoa, processos de oxidação bacteriana convertem o material orgânico à dióxido de carbono, amônia e fosfatos. As bactérias envolvidas nestes processos oxidativos são, principalmente, as *Pseudomonas sp*, *Flavobacterium sp* e *Alcaligenes sp*. A presença de nutrientes, NH_4^+ , PO_4^{-2} , proporciona um ambiente adequado ao desenvolvimento das algas e através de sua atividade fotossintética produzem mais oxigênio. Este oxigênio está disponível para as bactérias continuarem a oxidação aeróbia da matéria orgânica. Portanto, em lagoas facultativas existe uma relação mutualística entre algas e bactérias, embora certas espécies de algas presentes em lagoas de estabilização possam também utilizar material orgânico diretamente⁷.

Como o suprimento de oxigênio para a camada aeróbia das lagoas facultativas depende da atividade fotossintética das algas, que por sua vez depende das condições climáticas e da reaeração superficial, as maiores concentrações de oxigênio são registradas entre 12 e 16 horas. A fotossíntese intensa pode remover dióxido de carbono mais rapidamente do que sua reposição pela atividade bacteriana, causando um aumento no pH, até valores de 10,5, o que ocorre devido a dissociação dos íons bicarbonato presentes na água que ao liberarem CO_2 , necessário às algas, também liberam íons hidroxila, responsáveis pelo aumento de pH.

A relação ideal de área da lagoa anaeróbia para a da aeróbia é a de um para cinco⁷ e, assim sendo, as lagoas facultativas são, na grande maioria, mais rasas, 1,5 a 2,0 metros, e mais amplas.

Lagoas aeróbias ou de maturação são empregadas como último estágio numa sequência de lagoas anaeróbias - facultativas - aeróbias ou como lagoas de polimento do efluente, tendo como principal função a destruição de microrganismos patogênicos e outros parasitas intestinais.

As lagoas de estabilização são sugeridas para regiões de clima quente, onde haja disponibilidade de terras e atendem a populações de pequeno e médio porte. A figura 8 explica o funcionamento de uma lagoa de estabilização.

A seguir, apresenta-se, na figura 8, um diagrama básico de uma estação de tratamento de esgotos convencional, onde ocorre a separação do lodo, que pode ser tratado biologicamente por digestão.

2.3 - OUTROS PROCESSOS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

Como já mencionado anteriormente, cada planta de tratamento de águas residuárias deve ser planejada em função da qualidade e a carga do afluente que recebe e, principalmente, da classe do corpo receptor de seu efluente. Assim sendo, na grande maioria dos casos aplicam-se o tratamento biológico, onde é fundamental observar as condições necessárias para a manutenção da flora bacteriana presente a fim de garantir a eficiência do tratamento através do equilíbrio do sistema. Já os resíduos sólidos remanescentes do tratamento do líquido devem ser tratados adequadamente, garantindo uma disposição segura.

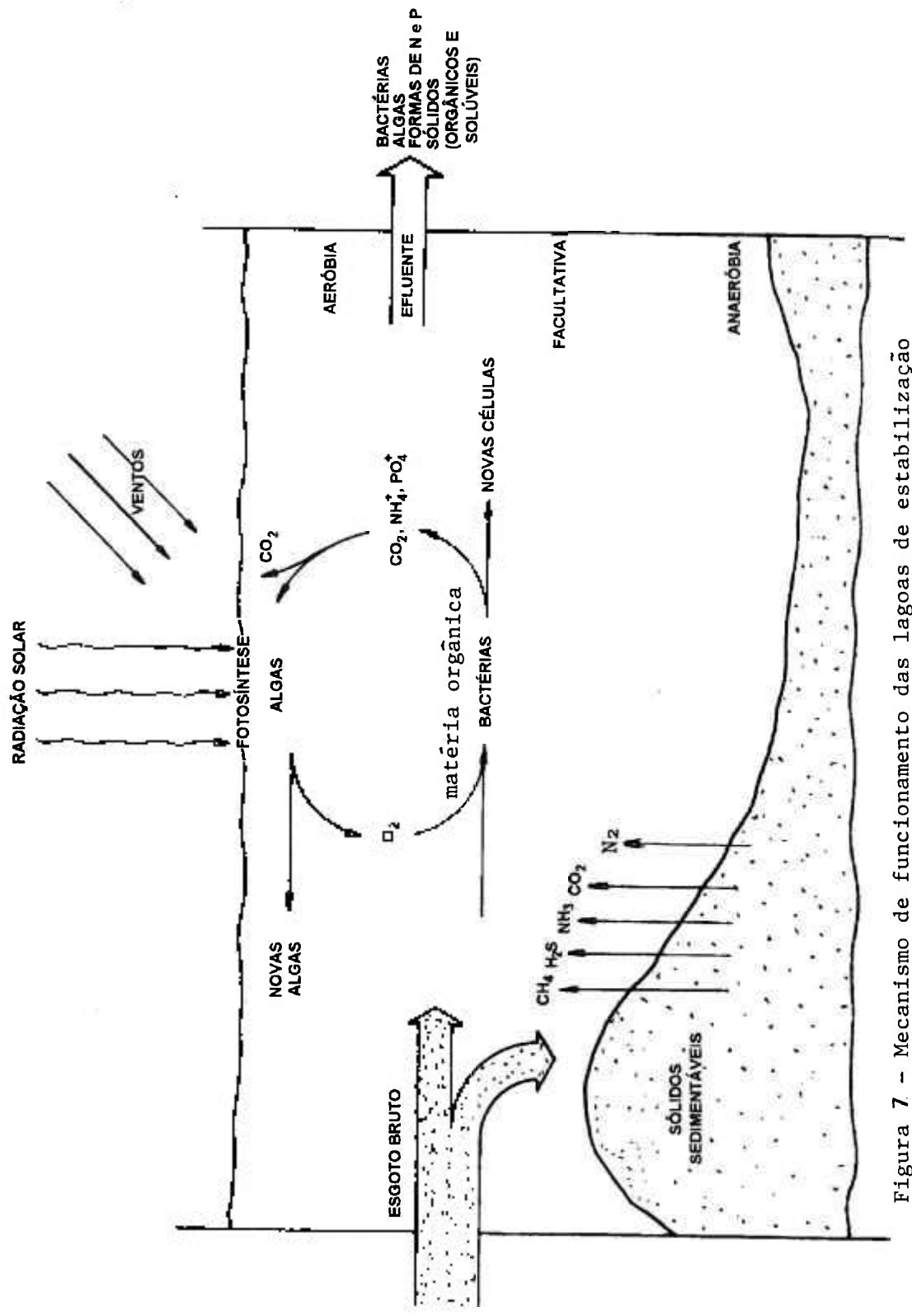


Figura 7 - Mecanismo de funcionamento das lagoas de estabilização

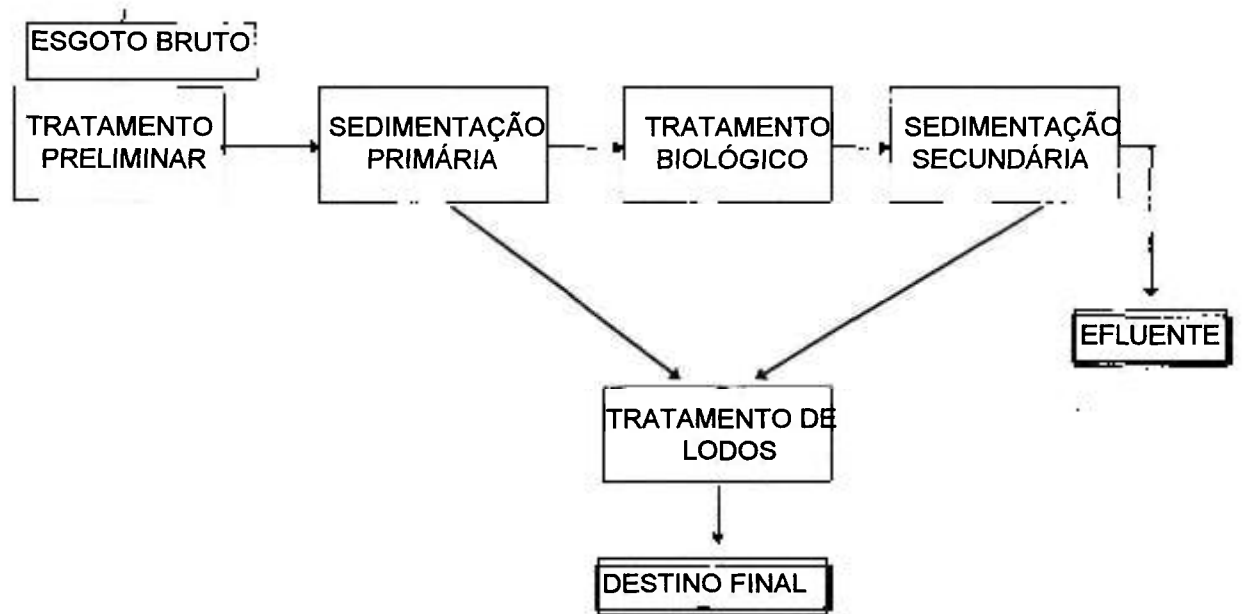


Figura 8 - Fluxograma Geral de Tratamento Biológico

Fonte: Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos, 1990⁴⁵

3 MATERIAIS E MÉTODOS

O trabalho consistiu de duas etapas. Na primeira, associaram-se duas metodologias, **o tratamento biológico e a tecnologia nuclear**. Esta a partir de doses de radiação aplicadas com o acelerador de elétrons e aquela através de um sistema de lagoas de estabilização de onde se originavam as amostras, de modo a verificar o quanto e em que fase do processo do tratamento dos esgotos, a radiação ionizante poderia auxiliar na desinfecção, na remoção de compostos orgânicos e de nutrientes.

Na segunda etapa do trabalho, verificaram-se a radiosensibilidade de bactérias do gênero *Salmonella* mantidas *in vitro*, cujas espécies foram selecionadas a partir de um levantamento bibliográfico.

Para o desenvolvimento da primeira parte do trabalho, irradiaram-se amostras coletadas em vários pontos da Estação de Tratamento de Esgotos de Mairiporã, cujo fluxograma consta da Figura 9, brevemente descrita a seguir.

3.1 - Material

O material foi procedente da Estação de Tratamento de Esgotos de Mairiporã, ETE Mairiporã, que começou a operar em julho de 1974, tendo como vazão média de esgoto afluente 16,6 litros por segundo, que correspondia a 56% da vazão nominal de projeto que é de 30 litros por segundo. A estação consiste de dois conjuntos de duas lagoas, sendo cada conjunto formado por uma lagoa anaeróbia e

a outra facultativa, em série. O tempo de residência estimado para a permanência dos efluentes nas lagoas é de 6 dias e 9 dias, respectivamente.

Posteriormente, os efluentes das lagoas facultativas são encaminhados para o tanque de cloração, onde recebem cloro gasoso numa concentração de 10 mg/l. Passando, então, a serem lançados no córrego Mairiporã, afluente do Rio Juqueri, enquadrado na Classe I (a montante da represa).

Dados de 1980 revelam que essa ETE atendia a seguinte população:

| | |
|-------------------|--------------------------------------------------|
| População urbana: | 18.914 habitantes |
| População rural: | 8.627 habitantes |
| Projeção 1985: | 29.105 (urbana e rural) |
| Projeção 1992: | 60.000(levantamento da Justiça Eleitoral - 1994) |

Referem-se às amostras coletadas e irradiadas da seguinte forma:

- Ponto A: afluente da ETE, que corresponde a esgoto bruto;
- Ponto B: efluente da lagoa anaeróbia;
- Ponto C: efluente da lagoa facultativa;
- Ponto D: efluente da ETE com cloração (10mg/l Cl livre).

As águas classificadas como Classe I destinam-se ao abastecimento doméstico, sem tratamento prévio ou com simples desinfecção. Não sendo permitidos lançamentos de efluentes mesmo tratados.

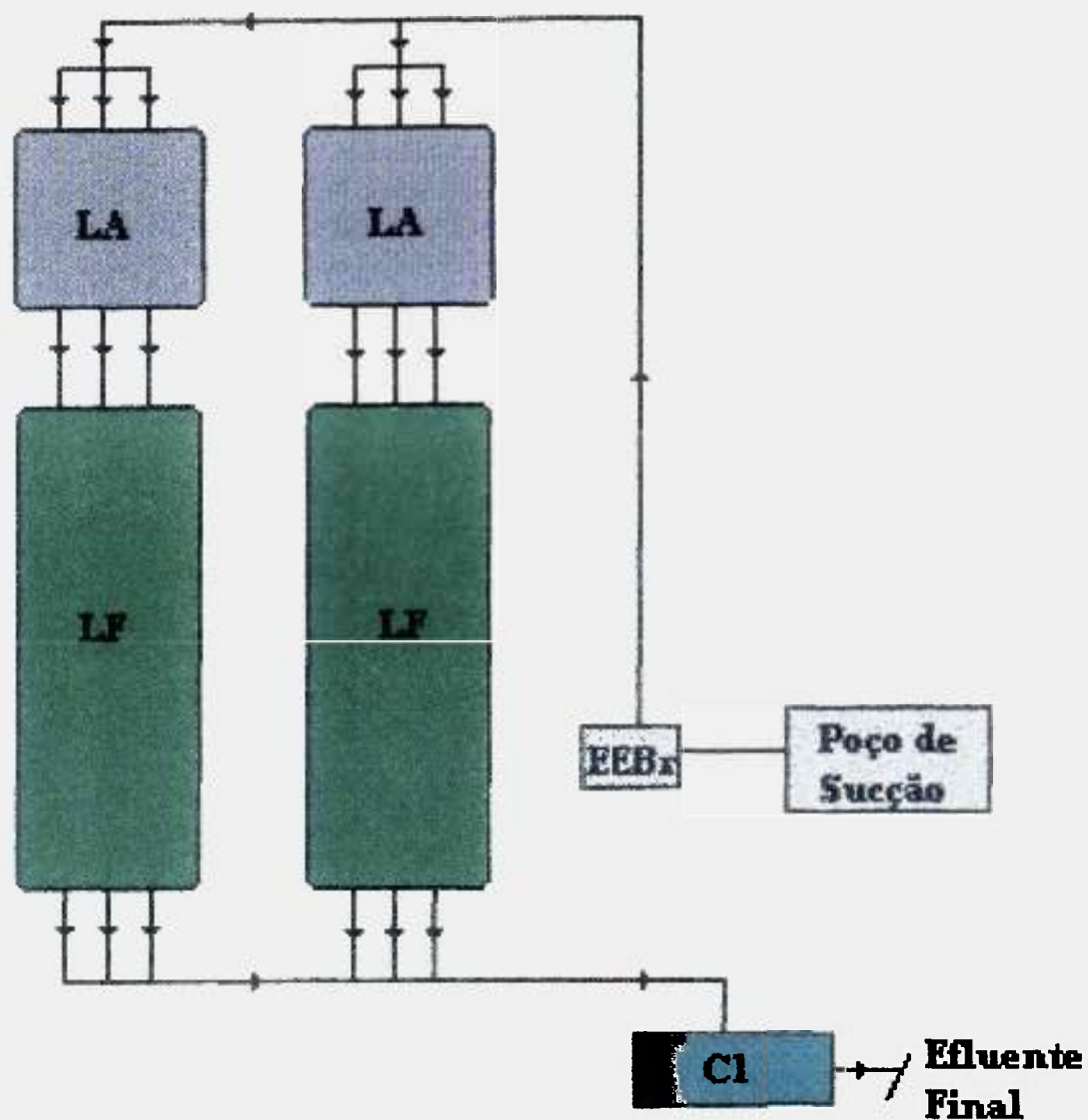


Figura 9 - Fluxograma da Estação de Tratamento de Esgotos de Mairiporã

3.2 - Irradiações

Para o desenvolvimento da primeira etapa do trabalho, irradiaram-se todas as amostras procedentes das lagoas de estabilização com feixe de elétrons, enquanto que para a experiência *in vitro*, a irradiação foi realizada com uma fonte gama de ^{60}Co , que permitiu a obtenção de doses de radiação menores.

No acelerador de elétrons, fixaram-se os valores dos seguintes parâmetros: varredura do feixe - 112cm, energia do acelerador - 1,4MeV, velocidade da bandeja onde se apoiam as amostras - 6,72 m/min, enquanto os valores de corrente foram variados conforme a tabela 3. Considerou-se a densidade da amostra igual a 1,0 g/cm³ e a espessura da amostra igual a 4,0mm, controlada a partir do volume da amostra.

Tabela 3 - Variação da corrente do feixe de acordo com as doses de radiação desejadas

| CORRENTE (mA) | DOSE (kGy) |
|------------------|---------------|
| 2,4 | 2,0 |
| 3,6 | 3,0 |
| 4,8 | 4,0 |
| 6,0 | 5,0 |
| 7,2 | 6,0 |
| 8,4 | 7,0 |
| 9,6 | 8,0 |
| 10,8 | 9,0 |
| 12,1 | 10,0 |

Realizaram-se as irradiações em sistema "batch", os porta-amostras eram posicionados sobre uma bandeja de alumínio localizada a 215mm da saída do feixe de elétrons.

Para as amostras procedentes da ETE Mairiporã, os métodos de coleta e de preservação seguiram, rigorosamente, o "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1985)².

Para as irradiações, as amostras foram acondicionadas em formas pyrex e/ou placas de Petri com dimensões que permitiam totalizar volumes de 60ml e 250ml, respeitando a espessura de 4,0mm da camada do esgoto, de modo que com a energia fixada, 1,4 MeV, toda a amostra recebesse a dose nominal apresentada na tabela 1. Os porta-amostras eram, então, cobertos com uma camada de filme de PVC transparente para proteger as amostras, durante o transporte e a irradiação.

Para o desenvolvimento da segunda parte do trabalho, foram utilizadas amostras de bactérias do gênero Salmonella, em solução tampão de pH neutro. Neste caso, variaram-se os tempos de exposição, de acordo com as doses desejadas. Expuseram-se as amostras à fonte de cobalto em frascos de vidro esterilizados por calor seco, totalizando um volume de 80 mililitros.

As doses médias efetivamente absorvidas pelas amostras foram monitoradas com o uso de dosímetros de DL-alanina, calibrados previamente com dosimetria de Fricke. As leituras dos sinais de radicais livres induzidos pela irradiação da alanina foram realizadas no espectrômetro de ressonância paramagnética eletrônica, Modelo JES-ME 3X, fabricante Japan Eletron Optics Laboratory Co. Ltd., do Laboratório de Calibração e Dosimetria do Serviço de Proteção Radiológica do IPEN, por pessoal especializado¹⁷. Os espectros obtidos constam da figura 10.

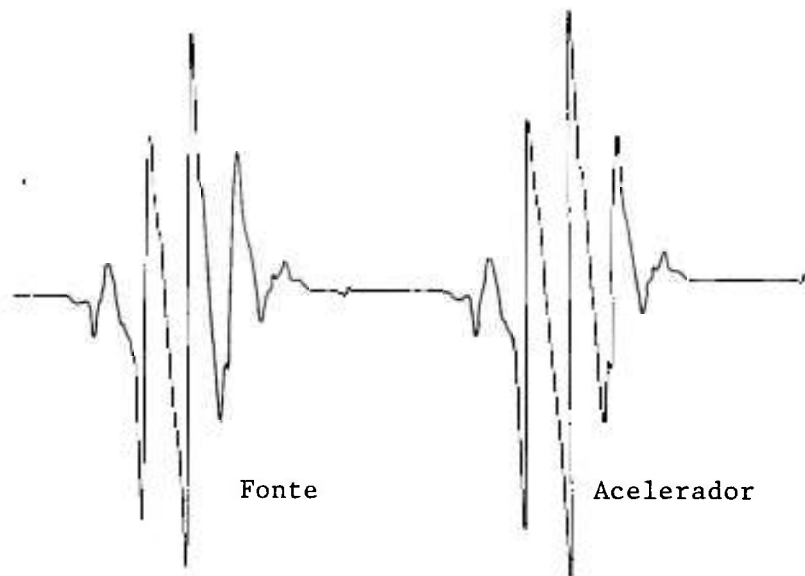


Figura 10 - Curvas de EPR em amostras irradiadas a 3,0kGy.

As metodologias utilizadas para os parâmetros estudados, Coliformes totais e Coliformes fecais, bactérias totais e bactérias do gênero Salmonella, DBO, DQO, sólidos, e cor serão apresentadas separadamente.

3.3 - Equipamentos Utilizados

Irradiadores

- Acelerador Industrial de Elétrons, modelo Dynamitron II, fabricado pela Radiation Dynamics Inc., com energia de 1,5MeV, corrente variável até 25mA;
- Fonte gama de ^{60}Co , tipo panorâmica, produzida por Yoshizawa Kiko Co, Ltd, com atividade inicial de 5.000Ci, em 1991.

Laboratório de Microbiologia

- Incubadora bacteriológica, Mod. 002CB, FANEM;
- Banho-Maria com agitação;
- Autoclave vertical, FABBE;
- Contador de Colônias Bacterianas, Mod 2001, BIOMATIC;
- Capela de Fluxo Laminar;
- Analisador digital de pH, Mod 10, CELM.

Laboratório de Físico-Química

- Incubadora para DBO, Mod. Q.315.D16, QUIMIS;
- Sistema de aquecedor com refluxo para DQO, ÉTICA;
- Sistema de filtração com pré-filtro AP 40, Millipore;
- Forno tipo mufla, FEL
- Estufa de secagem e esterilização, Mod.315 SE, FANEN;
- Colorímetro Mod. PY-28, PROCYON.
- Centrifugador FANEM.

3.4 - Métodos de Análise

As análises de nitrogênio e fósforo não foram desenvolvidas pelo IPEN, sendo totalmente realizadas nos laboratórios da SABESP, por pessoal especializado. As análises de DBO, DQO e Sólidos foram desenvolvidas no IPEN, sendo realizadas parcialmente pela Sabesp e pelo IPEN. As análises microbiológicas foram realizadas no IPEN na sua totalidade.

3.4.1 - Determinação de Coliformes Totais e Fecais - Significado

As bactérias do grupo coliformes constituem o indicador de contaminação fecal mais utilizado em todo o mundo, sendo empregadas como o parâmetro bacteriológico básico na definição de padrões para o monitoramento da qualidade das águas destinadas ao consumo humano, bem como para a caracterização e avaliação da qualidade das águas em geral, e também, na classificação de cursos de água e controle da eficiência das estações de tratamento de águas e esgotos.

Os coliformes são definidos como bacilos Gram negativos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, não formadores de esporos, que fermentam a lactose com produção de gás em 24-48 horas, a 35°C. Coliformes totais incluem, além dos coliformes fecais (*E.coli*) os gêneros: *Citrobacter*, *Enterobacter* e *Klebsiela*.

3.4.1.1 - Método do Tubos Múltiplos

Basicamente são aceitos dois métodos para a quantificação de coliformes em águas, a saber, método da membrana filtrante e método dos tubos múltiplos. Este último é o mais indicado para analisar amostras de esgotos de origem doméstica, onde se espera que a densidade de coliformes seja elevada e, principalmente, pela presença de resíduos.

A técnica dos tubos múltiplos, utilizada neste trabalho, baseia-se no princípio de que as bactérias presentes em uma amostra podem ser separadas uma das outras por agitação, resultando em uma suspensão de células bacterianas individuais, uniformemente distribuídas na amostra original. Consiste na inoculação de volumes decrescentes da amostra em meio de cultura adequado ao crescimento dos microrganismos pesquisados¹⁴, sendo cada volume inoculado em uma série de

tubos. O número de séries será tanto maior quanto maior for a densidade de células esperada.

Através de diluições sucessivas da amostra, são obtidos inóculos cujas sementeiras fornecem resultados negativos em pelo menos um tubo da série em que os mesmos foram inoculados. A combinação de resultados positivos e negativos permite obter uma estimativa de densidade original das bactérias pesquisadas, através da aplicação de cálculos de probabilidade. O resultado é expresso pelo Número Mais Provável para 100 mililitros de amostra, NMP/100 ml.

O exame inclui, no mínimo duas etapas, o teste presuntivo e o confirmativo, resumido na figura 11.

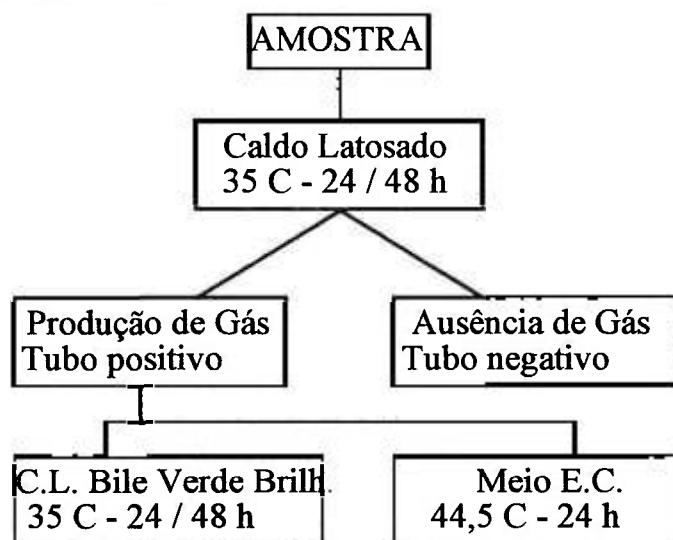


Figura 11 - Fluxograma resumido da análise de coliformes pelo método dos tubos múltiplos.

3.4.1.2 - Coleta e Processamento das Amostras

As amostras eram coletadas sempre nos mesmos pontos das lagoas, e acondicionadas em frascos de vidro estéreis, com a tampa protegida externamente por papel kraft. Em todos os experimentos as amostras foram coletadas e processadas sempre em períodos inferiores a oito horas. Durante o transporte, mantinham-se as amostras refrigeradas em caixa de isopor contendo gelo. Todas as amostras correspondentes ao ponto D, efluente clorado, eram estocadas em frascos que continham uma solução a 1,8% de tiosulfato de sódio para inativar o efeito do cloro (0,1ml para 100ml de amostra), e permitir alguma contagem microbiológica da amostra mesmo tendo sido desinfectada pelo cloro.

O manuseio das amostras, durante e após a irradiação, era cuidadosa visando os aspectos de assepsia, sendo toda a vidraria estéril. As amostras brutas e irradiadas eram, então analisadas e incubadas segundo a técnica dos tubos múltiplos. Para a diluição das amostras foi utilizada solução tampão de fosfato monopotássico e cloreto de magnésio, faixa de pH entre 6,8 a 7,2, esterilizadas por calor úmido em 15 minutos. A sequência de diluições foi realizada a partir de 1,0 ml da amostra em 9,0ml do tampão, sendo que procediam-se oito diluições para as amostras brutas, e em média quatro a cinco diluições para as amostras irradiadas. A partir das diluições obtidas incubavam-se cinco tubos de ensaio contendo 1,0ml da solução para cada diluição, no caldo lactosado, marca Difco, 35°C, por 24/48 horas, as bactérias desenvolvidas nos tubos positivos eram repicadas, conforme a sequência da figura 11.

3.4.2 - Contagem Total de Bactérias

A contagem total de bactérias representa a densidade de microrganismos mesófilos^(*) aeróbios presente na amostra. Embora essa técnica não nos permita identificar as espécies, faz-se importante na medida em que quantifica todas as bactérias que se enquadram entre as aeróbias e as anaeróbias facultativas e se desenvolvem numa faixa ideal de temperatura entre 34°C e 37°C, onde se encontra a maioria das bactérias.

3.4.2.1 - Método de Análise

A quantificação foi feita através de diluições sucessivas das amostras até o nível esperado de contaminação, 10^{-7} , 10^{-8} , em solução tampão de fosfato monopotássico e cloreto de magnésio, pH neutro e estéril, a partir de 1ml da amostra original. Posteriormente, plaqueava-se, em triplicata, 1ml das diluições onde eram esperadas contagens positivas, normalmente entre 10^{-5} até 10^{-7} , em placas de Petri, vertendo-se, em seguida, ágar nutriente, marca Difco. A incubação era feita entre 35°C e 36°C, durante 48 horas. As colônias formadas eram contabilizadas com o auxílio de um contador de colônias. O resultado é expresso por Unidades Formadoras de Colônias, UFC/ml.

(*) Bactéria mesófilas - faixa de temperatura ideal para o crescimento de 25° a 40°C.

3.4.3 - Determinação da Radioresistência de Salmonellas

Dentre os microrganismos patogênicos, os mais comumente encontrados são as bactérias do gênero *Salmonella*, amplamente distribuídas na natureza e responsáveis por elevado índice de infecções gastrointestinais. Sua incidência vem se tornando cada vez maior em todo o mundo e, por isso, constituem um problema de saúde pública. As bactérias desse gênero além de se veicularem através de águas contaminadas por fezes, também, se propagam por alimentos contaminados. Em determinadas circunstâncias sobrevivem durante mais tempo que os coliformes e podem ser detectadas em águas com baixa densidade de coliformes. Sua resistência às condições ambientais justifica a sua utilização como parâmetro de estudos em metodologias que visam à desinfecção.

3.4.3.1 - Significado das Espécies Seleccionadas

Por tratar-se de um microrganismo patógeno cuja presença nos esgotos só é confirmada quando há contribuição de indivíduos infectados, e, principalmente, pela grande dificuldade na identificação das espécies, que somam mais de duas mil, este trabalho considerou algumas das espécies que foram as mais frequentemente citadas em trabalhos realizados em esgotos de pontos de estudos do município de São Paulo. O trabalho consistiu em contaminar amostras e verificar a sensibilidade dessas bactérias às diferentes doses de radiação.

As espécies foram seleccionadas a partir de levantamentos sanitários, optando-se por: *Salmonella typhimurium*, *Salmonella derby*, *Salmonella infantis* e

Salmonella meleagridis, as mais frequentes em esgotos da cidade de São Paulo⁴⁴. Obtiveram-se as cepas do Laboratório de Microbiologia Ambiental do Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo e mantiveram-se em laboratório em ágar nutritivo marca Difco. Por ocasião dos experimentos, procediam-se enriquecimentos de cada uma das espécies de Salmonellas em caldo selenito, marca Difco, a 42,5°C em banho-maria. Após 48 horas de enriquecimento, contaminaram-se soluções tampões de fosfato monopotássico e cloreto de magnésio, pH neutro, estéreis com densidades conhecidas das bactérias em estudo e irradiaram-se as amostras, água tamponada com Salmonellas, na fonte de cobalto do IPEN. As culturas das amostras foram feitas com ágar xilose lisina desoxicolato, marca Difco, em placas de Petri, triplicata, e incubadas em incubadora bacteriológica, a 36°C, por 48 horas.

3.5.0 - Determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio, DBO

3.5.1 - Significado - A determinação da demanda bioquímica de oxigênio é um teste empírico no qual os procedimentos de laboratório são padronizados e usados para determinar as exigências relativas de oxigênio dos esgotos, efluentes e águas poluídas. O teste mede o oxigênio necessário para a degradação bioquímica da matéria orgânica, ou seja, demanda carbonácea, e mede também o oxigênio utilizado para oxidar a matéria inorgânica, como os íons sulfetos e ferrosos. Por tratar-se de metabolismo bacteriano, as condições de incubação devem ser seguidas rigorosamente.

3.5.2 - Metodologia - O método consistiu em colocar a amostra em um frasco específico para DBO completamente cheio e hermeticamente fechado e incubá-la sob condições específicas a 20°C por um período de incubação de cinco dias.

Como a maioria das amostras continha compostos que demandaram mais oxigênio do que a quantidade disponível na água saturada de ar, fez-se necessária uma prévia diluição da amostra e, ainda, uma vez que o crescimento bacteriano exige nutrientes como o nitrogênio, o fósforo e traços de metais, estes foram adicionados na água de diluição, que foi tamponada para assegurar que o pH da amostra incubada permaneça numa faixa ideal para o crescimento das bactérias.

A determinação da DBO foi obtida através da diferença do valor de oxigênio dissolvido (OD) inicial e final. Obtém-se o valor do oxigênio dissolvido a partir de cálculos que usam os volumes consumidos na titulação da solução que contém: solução de sulfato manganoso, reagente alcalino iodeto-azida e ácido sulfúrico concentrado, com solução de tiosulfato de sódio 0,025N. Nessa reação ocorre formação de iodeto, e o ponto de viragem é detectado utilizando-se gotas de amido, como indicador, obtendo-se a mudança de coloração de azul para incolor.

3.5.2.1 - Amostragem - Para se conseguir valores representativos de DBO, e toda vez que se trabalhou com esgoto bruto, fez-se necessária a amostragem composta. Neste caso a coleta das amostras iniciava-se às 6 horas de um dia, com alíquotas de 300ml em 300ml, a cada duas horas, completando-se o volume definido após 24 horas. Durante esse período as amostras eram mantidas sob refrigeração. As amostras compostas eram fracionadas no laboratório, irradiadas com doses que variaram entre 3,0kGy e 10,0kGy e seguiam para o laboratório para a devida incubação.

3.6.0 - Determinação da Demanda Química de Oxigênio

3.6.1 - Significado - A DQO representa a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica. É um teste aplicado para esgotos domésticos, despejos industriais, águas residuárias, águas de rios, lagos e represas.

3.6.2 - Metodologia - O método consiste em se oxidar a matéria orgânica da amostra com um agente oxidante, dicromato de potássio, em meio fortemente ácido (ácido sulfúrico) a quente. Com amostras muito poluídas procedeu-se às diluições necessárias. Em seguida, em meio ácido contendo o dicromato de potássio e a amostra, a solução foi levada para refluxar por duas horas. Posteriormente, titulou-se o excesso de dicromato com solução de sulfato ferroso amoniacal 0,25M, utilizando-se como indicador a ferroína, até se obter o ponto de viragem de verde-azulado para marrom-alaranjado. Um cálculo simplificado permitiu a obtenção do valor da DQO a partir dos volumes de soluções utilizados.

3.6.2.1 - Amostragem - Os procedimentos de coleta e de irradiação seguiram o item 3.5.2.1.

3.7.0 - Determinação de Resíduos Sólidos

3.7.1 - Significado - Os resíduos sólidos presentes numa amostra líquida correspondem às quantidades de sólidos suspensos e dissolvidos nela, filtráveis e

não filtráveis, que podem afetar adversamente a água ou o efluente. À concentração excessiva de sólidos dissolvidos na água associa-se palatabilidade inferior, assim como as águas com excesso de minerais são impróprias para diversos usos industriais. Desse modo, os resíduos sólidos fazem parte dos padrões para emissão de qualquer efluente, que deve ter sua concentração de sólidos sedimentáveis até 1,0 ml/l, para descarga direta nos rios e 20,0 ml/l, para lançamento na rede de esgotos.

3.7.2 - Metodologia - Numa capsula de porcelana com capacidade para 100ml de amostra, desumidificada, levou-se esse volume de amostra a secagem em banho-maria e, posteriormente, a estufa de secagem entre 103°C a 105°C por uma hora. O resíduo que permaceu na cápsula após a evaporação da amostra e secagem na estufa corresponde aos sólidos totais. Esse valor é obtido por cálculo a partir da diferença de peso da cápsula e o volume de amostra. A partir dos sólidos totais obtiveram-se os fixos e os voláteis. As capsulas secas e pesadas foram calcinadas em forno mufla a 550°C ± 50°C, por 20 minutos e, posteriormente, repesadas. À fração perdida pela calcinação referem-se os sólidos voláties, enquanto os peso remanescente corresponde aos sólidos fixos.

Os sólidos sedimentáveis foram mensurados com auxílio do cone de Imhoff, a partir de um litro de amostra de esgotos doméstico homogeneizado. Após 45 minutos de descanso da amostra no cone, procedeu-se uma mistura suave girando lentamente o cone. O volume de resíduo sedimentado foi lido diretamente pela graduação do cone de Imhoff, em uma hora.

3.8 - Determinação de Nitrogênio

3.8.1 - Importância Sanitária - Nos despejos orgânicos, o nitrogênio aparece combinado em quatro tipos de compostos: amoniacais, orgânicos, sais nítricos e sais nitrosos. A determinação do nitrogênio total é feita a partir dos teores do elemento nitrogênio nos dois compostos, nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal.

Nos esgotos sanitários normalmente são encontrados os seguintes compostos nitrogenados: carbonato de amônia, hidróxido de amônia, nitritos e nitratos e nitrogênio orgânico. O carbonato de amônia resulta da hidrólise da uréia presente na urina. O amoníaco resulta da oxidação biológica da matéria nitrogenada presente no esgoto doméstico que, por sua vez, se hidrolisa formando hidróxido de amônia (NH_4OH)⁵³. O nitrogênio orgânico é encontrado nas moléculas de proteínas ou dos aminoácidos que ainda não foram assimiladas. Os teores de nitrito e nitrato, em esgoto doméstico bruto são apenas traços. Há, ainda, o nitrogênio gasoso que se dissolve na água pela interface com a atmosfera.

3.8.2 - Procedimento Analítico - A determinação do nitrogênio foi realizada pelo método de Kjeldahl. Na presença de ácido sulfúrico (H_2SO_4), o sulfato de potássio (K_2SO_4), e o sulfato de mercúrio como catalisador, converte-se o nitrogênio-amino, presente em muitos compostos orgânicos, em sulfato de amônia, assim como a amônia livre e o nitrogênio amoniacal também são convertidos.

Basicamente se utiliza uma digestão com formação de um complexo mercúrio-amônia que, posteriormente se decompõe com tiosulfato de sódio. Após essa decomposição, a amônia é destilada em meio alcalino e absorvida em ácido bórico ou sulfúrico e pode ser determinada por método colorimétrico ou por titulação com uso de um ácido mineral.

3.8.3 - Procedimento de Coleta e Irradiação - As amostras foram coletadas em frascos de vidro, preservadas a pH < 2 com ácido sulfúrico. Para alguns experimentos procedeu-se aeração da amostra previamente às irradiações, com auxílio de uma bomba de vácuo, por 15 minutos. As doses de irradiação variaram de 0 a 10,0kGy.

3.9.0 - Determinação do Fósforo

3.9.1 - Importância Sanitária - O fósforo, analogamente ao nitrogênio, é um nutriente muito importante para o crescimento e reprodução dos microrganismos que promovem a estabilização da matéria orgânica presente nos esgotos e despejos industriais biodegradáveis. Porém, quando introduzidos num manancial, em quantidades excessivas, podem provocar um florescimento irregular de algas que, por sua vez, podem introduzir toxinas e causar sabor e odor indesejáveis nas águas.

A expressão do fósforo nas análises de águas residuárias refere-se à quantidade do elemento fósforo presente, sendo que, em esgotos sanitários, aparece em duas formas: compostos orgânicos, exemplo proteínas, e em compostos minerais, principalmente nos polifosfatos e ortofosfatos.

3.9.2 - Procedimento Analítico - a determinação do fósforo em águas envolve, basicamente, duas etapas: a) a conversão do fósforo em ortofosfato e determinação deste colorimetricamente.

3.10.0 - DETERMINAÇÃO DA COR

3.10.1 - Significado - Em despejos de origem doméstica, a cor é um parâmetro que está associado à quantidade de matéria orgânica presente na amostra, da sua decomposição natural, e alguns compostos inorgânicos, como os de ferro. A cor das águas é extremamente dependente do valor de pH.

3.10.2 - Metodologia - A cor pode ser medida pelo método de comparação visual com o uso de soluções coloridas com concentrações conhecidas de cobalto-platina (forma do íon cloroplatinato) ou por espectrofotometria. Neste estudo utilizou-se o método de comparação visual, sendo as amostras previamente centrifugadas por uma hora, obtendo-se a cor aparente. Posteriormente, procedeu-se a filtração das amostras com sistema Millipore filtro AP-40, obtendo-se a cor real. Todas as leituras eram realizadas juntamente com a leitura do pH.

Tabela 4 - Frequência de Salmonellas em esgotos da cidade de São Paulo

| SOROTIPOS | LOCAIS DE AMOSTRAGEM | | | | | | | | | |
|-------------------------------|----------------------|------|------|------|------|------|----|------|------|------|
| | EI | EPP | ERS | EP | EJ | ER | AC | HM | HT | HZ |
| Grupo B | | | | | | | | | | |
| <i>S. agona</i> | 27,9 | 12,2 | 2,5 | 33,3 | 5,7 | 41,7 | - | 13,1 | 9,2 | - |
| <i>S. typhimurium</i> | 3,9 | 11,2 | 1,7 | 8,6 | - | - | - | 86,9 | 41,5 | 70,7 |
| <i>S. derby</i> | 11,5 | 12,8 | - | 3,1 | 10,5 | 12,5 | - | - | 4,6 | 2,0 |
| <i>S. bredeney</i> | 1,5 | 11,2 | - | 3,5 | 0,3 | 1,4 | - | - | - | - |
| <i>S. paratyphy B</i> | - | - | - | - | 6,6 | - | - | - | - | - |
| Grupo C₁ | | | | | | | | | | |
| <i>S. infantis</i> | 2,1 | - | - | 6,3 | 5,1 | 100 | - | - | 1,0 | - |
| <i>S. inganda</i> | - | - | - | 9,4 | - | - | - | - | - | - |
| <i>S. oronienburg</i> | - | -3,4 | 0,4 | - | - | - | - | 18,5 | 4,0 | - |
| Grupo C₂ | | | | | | | | | | |
| <i>S. newport</i> | 5,4 | 2,6 | 0,8 | 0,4 | - | - | - | - | - | - |
| Grupo C₄ | | | | | | | | | | |
| <i>S. infantis</i> | 1,8 | 0,5 | 7,6 | 0,4 | 34,3 | 11,1 | - | - | - | 13,1 |
| Grupo D₁ | | | | | | | | | | |
| <i>S. panama</i> | 12,4 | - | 7,6 | 6,7 | - | - | - | - | - | 1,0 |
| <i>S. enteritidis</i> | - | - | - | 5,1 | - | - | - | - | - | - |
| <i>S. javiana</i> | 3,6 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Grupo E₁ | | | | | | | | | | |
| <i>S. anatum</i> | 22,4 | 3,2 | 26,3 | 17,2 | 7,8 | - | - | - | - | - |
| Grupo L | | | | | | | | | | |
| <i>S. minnesota</i> | 5,1 | 9,6 | 29,7 | 0,4 | 9,9 | 11,1 | - | - | 12,3 | - |
| Grupo Y | | | | | | | | | | |
| <i>Salmonella sp</i> | 0,9 | - | 0,8 | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Salmonella sp (rugosa)</i> | - | 33,5 | 19,5 | - | - | 16,7 | - | - | - | - |

EI - ETE Ipiranga
ERS - Estação Roosevelt
EJ - ETE Jabaquara
AC - Aeroporto de Congonhas
HT - Hospital do Tatuapé
EPP - ETE Ponte Pequena
EP - ETE Pinheiros
ER - Estação Rodoviária
HM - Hospital do Mandaqui
HZ - Hosp. Zona Norte

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para o estudo da desinfecção, foram analisados os dados de todos os pontos da Estação de Tratamento de Esgotos de Mairiporã, A, B, C e D. Já os parâmetros físico químicos foram basicamente do esgoto bruto, ponto A, de modo a evitar interferências nos métodos analíticos (na lagoa facultativa, ponto C, a presença das algas, no ponto D a introdução do cloro). A eficiência obtida com a irradiação das amostras mais contaminadas, seria extrapolada para as amostras menos carregadas e que já passaram por um tratamento primário e/ou secundário. Com dados do ponto C, que corresponde ao efluente tratado pelo sistema de lagoas, antes da cloração, foi estudada a eficiência da irradiação, permitindo, assim, observar a possibilidade de substituir o método de desinfecção de cloração pela irradiação.

A tabela 5 sintetiza os valores encontrados para a maioria dos parâmetros analisados durante o período de estudo das lagoas de estabilização de Mairiporã, abril de 1993 a março de 1995, sem considerar a irradiação. A variação observada é consequência de diversos fatores como sazonalidade, diluição de amostras nos períodos de chuvas, ineficiência do processo de tratamento pela introdução de sobrecarga de contaminantes, entre outros.

A nível de desinfecção, estudaram-se, principalmente, as bactérias do grupo coliformes por serem os principais indicadores de contaminação fecal de animais homeotérmicos em águas. Esses dados constam da tabela 6. O grau de desinfecção obtido é representado pela figura 12.

A partir dos resultados obtidos com os coliformes verificou-se a necessidade de incluir outras espécies bacterianas de diferente sensibilidade à radiação numa situação de amostragem real. Iniciaram-se estudos que incluíam, além da colimetria,

uma contagem total de bactérias, cujos resultados constam da tabela 7 e figura 13. Essa contagem total de bactérias corresponde à contagem das bactérias mesófilas aeróbias presentes na amostra.

A figura 12 mostra a curva de redução de coliformes obtida com doses que variaram de 2,0kGy a 5,0kGy, aplicadas a amostras de esgoto doméstico bruto. As indicações de séries 1 e 2 correspondem aos coliformes totais e fecais, respectivamente. A curva foi traçada a partir da média dos valores obtidos em doze experimentos. O número mais provável obtido na contagem inicial desses organismos, representado na curva, foi de 50.000.000 e 24.000.000 para 100ml da amostra, respectivamente. Pela tabela 6 observa-se que a doses de 3,0kGy foi a mais estudada e garantem uma redução entre 3 a 4 ciclos logarítmicos para coliformes totais e fecais. Já uma dose de 4,0kGy praticamente elimina os coliformes, sendo que para os coliformes fecais, que correspondem às *Escherichia coli sp*, com essa mesma dose chegou-se ao limite de detecção, quando se considera que o NMP/100ml é < 2.

A maioria dos trabalhos que envolve desinfecção considera, também, as bactérias do grupo coliformes, devido ao seu significado sanitário. Entretanto, há algumas divergências quanto à dose e eficiência. TRUMP et al. (1982)⁶², conseguiram uma redução de 99,999%, para doses de 3,0kGy para águas residuárias com contaminação doméstica. COOPER et al. (1991)¹⁵ apresentaram uma redução de 3 a 4 ciclos logarítmicos para coliformes com 6,0kGy. FAROOQ et al. (1992)²¹ apresentaram reduções de 4 a 5 logs de redução para coliformes totais e bactérias totais e 2 logs de redução pra colifagos com uma dose de 462krads (4,62k Gy) com irradiação por elétrons, em amostras de esgoto bruto.

Tabela 5 - Valores pontuais mínimos e máximos encontrados entre abril de 93- a março de 1995 , nas Lagoas de Estabilização

| AMOSTRA | A | ELA | ELF | EF |
|----------------------------------|--------------------------------------------------|--------------------------------------------------|--------------------------------------------------|--------------------------------------------------|
| PARÂMETRO | (A) | (B) | (C) | (D) |
| DBO (mg/l) | 160 - 650 | 132 - 340 | 61 - 248 | 51 - 165 |
| DQO (mg/l) | 250 - 766 | 208 - 432 | 154 - 383 | 170 - 490 |
| pH | 6,6 - 9,9 | 6,7 - 9,6 | 6,7 - 11,5 | 6,7 - 10,5 |
| Res.Totais(mg/l) | 394 - 722 | 268 - 484 | 233 - 526 | 224 - 486 |
| Res.Volat.(mg/l) | 150 - 504 | 136 - 232 | 112 - 268 | 128 - 228 |
| Coli.Totais NMP/100 ml | 3,3 x 10 ⁵ - 5,0 x 10 ⁸ | 8,0 X 10 ⁵ - 2,4 X 10 ⁷ | 2,2 X 10 ⁴ - 3,6 X 10 ⁶ | 40 - >1600 |
| Coli. Fecais (NMP/100 ml) | 7,0 x 10 ⁴ - 1,6 x 10 ⁸ | 7,0 X 10 ⁴ - 2,4 X 10 ⁶ | 1,7 X 10 ⁴ - 1,6 X 10 ⁶ | 6,0 - 130 |
| Bact.Mesófilas Aerób.(UFC/ml) | 1,3 x 10 ⁷ - 5,0 x 10 ⁸ | - | - | 2,0 x 10 ² - 5,2 x 10 ² |

A - Afluente da ETE (esgoto de entrada)

ELA - Efluente da Lagoa Anaeróbia

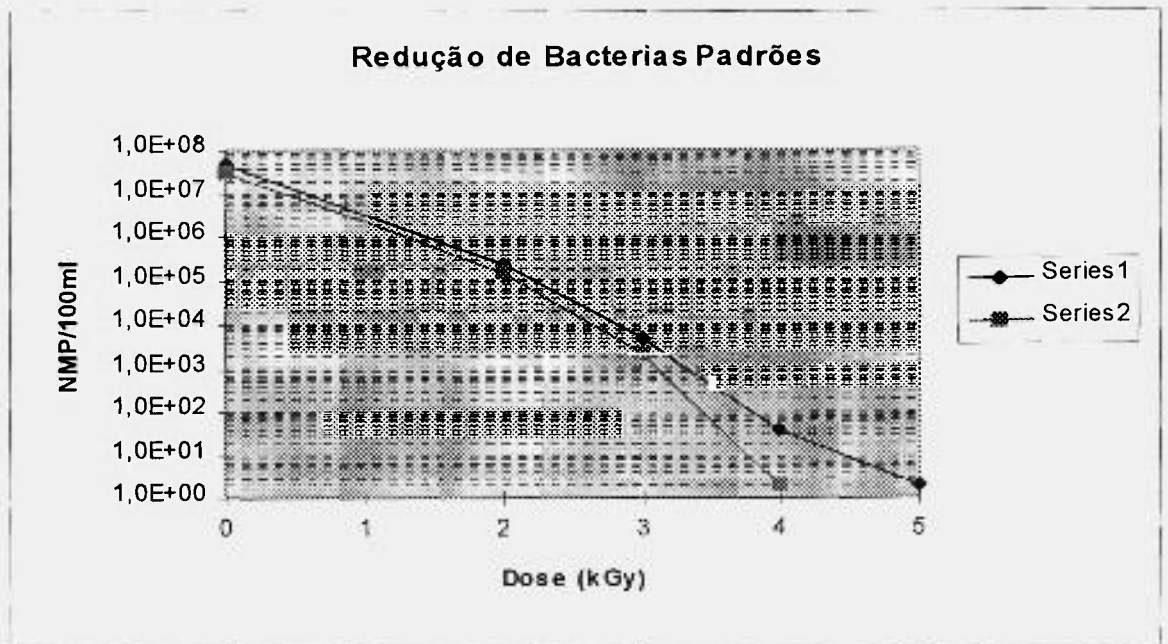
ELF - Efluente da Lagoa Facultativa

EF - Efluente Final

Tabela 6 - Redução de Coliformes Totais e Fecais em função da irradiação (Número Mais Provável/100ml)

| DOSE (kGy) | AM. DATA | A (A) | | EL A (B) | | ELF (C) | | EF (D) | |
|---------------|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| | | C.Totais | C.Fecais | C.Totais | C.Fecais | C.Totais | C.Fecais | C.Totais | C.Fecais |
| 0 | 04/93 | 2,80E+07 | 3,30E+06 | - | - | - | - | - | - |
| 2 | 04/93 | 1,30E+04 | 1,30E+03 | - | - | - | - | - | - |
| 0 | 08/93 | 1,60E+06 | 2,60E+05 | 3,00E+05 | 7,00E+04 | 2,20E+06 | 1,70E+05 | 3,00E+04 | - |
| 3 | 08/93 | 2,70E+01 | 1,70E+01 | 2,70E+01 | 1,70E+01 | 1,30E+01 | <2 | <2 | - |
| 0 | 11/93 | 3,30E+07 | 7,00E+06 | 2,60E+07 | 1,60E+07 | 5,00E+04 | 2,20E+04 | 2,20E+02 | 8,00E+01 |
| 3 | 11/93 | 5,00E+03 | 1,60E+03 | 2,20E+03 | 2,00E+03 | 5,00E+01 | <2 | 7,00E+00 | <2 |
| 0 | 02/94 | 5,00E+06 | 2,40E+06 | 1,60E+07 | 1,60E+07 | 1,60E+05 | 5,00E+04 | 1,60E+03 | 1,00E+02 |
| 3 | 02/94 | 3,00E+02 | 2,30E+01 | 7,00E+02 | 4,00E+00 | 4,00E+00 | 2,00E+00 | 1,30E+02 | 1,30E+00 |
| 0 | 03/94 | 5,00E+06 | 5,00E+06 | 5,00E+06 | 1,60E+06 | 9,00E+05 | 1,70E+05 | 9,00E+02 | - |
| 4 | 03/94 | 5,00E+01 | 5,00E+01 | - | - | 1,10E+02 | 2,00E+00 | 4,00E+00 | - |
| 0 | 04/94 | 1,60E+07 | 9,00E+06 | 2,40E+07 | 9,00E+06 | 3,00E+06 | 8,00E+05 | - | - |
| 3 | 04/94 | 1,70E+02 | <2 | 2,40E+02 | 1,30E+02 | 9,00E+03 | 2,80E+03 | - | - |
| 0 | 05/94 | 2,40E+07 | 9,00E+06 | 5,60E+06 | 3,00E+06 | 1,60E+06 | 1,60E+06 | 5,00E+02 | 1,30E+02 |
| 3 | 05/94 | 3,00E+04 | 2,40E+04 | 3,00E+03 | 8,00E+01 | 9,00E+02 | 9,00E+02 | 3,00E+00 | 4,00E+00 |
| 0 | 06/94 | 7,00E+05 | 5,00E+05 | - | - | - | - | 4,00E+02 | 9,00E+01 |
| 3 | 06/94 | 2,00E+00 | <2 | - | - | - | - | 9,00E+00 | <2 |
| 0 | 07/94 | 1,60E+06 | 7,00E+05 | - | - | 9,00E+05 | 2,40E+05 | 5,00E+03 | 9,00E+02 |
| 4 | 07/94 | 1,30E+01 | 4,00E+00 | - | - | 3,00E+01 | 2,00E+00 | 6,00E+00 | <2 |
| 0 | 08/94 | 5,00E+07 | 5,00E+07 | - | - | - | - | - | - |
| 3 | 08/94 | 5,00E+03 | 2,20E+03 | - | - | - | - | - | - |
| 0 | 09/94 | 9,00E+07 | 5,00E+07 | 8,00E+06 | 2,40E+06 | 3,00E+06 | 2,40E+05 | 2,30E+03 | 5,00E+02 |
| 3 | 09/94 | 1,60E+03 | 1,60E+03 | 5,00E+02 | 3,00E+02 | 2,00E+00 | <2 | <2 | <2 |
| 0 | 10/94 | 5,00E+08 | 5,00E+08 | - | - | - | - | - | - |
| 3 | 10/94 | 2,40E+04 | 2,40E+04 | - | - | - | - | - | - |

A- Afluente; ELA - Efluente da Lagoa Anaeróbia; ELF - Efluente da Lagoa Facultativa; EF - Efluente Final



Série 1 Coliformes totais Série 2 - Coliformes fecais

Figura 12 - Redução de coliformes totais e fecais em função da dose de radiação, aplicadas em amostras de esgoto doméstico bruto.

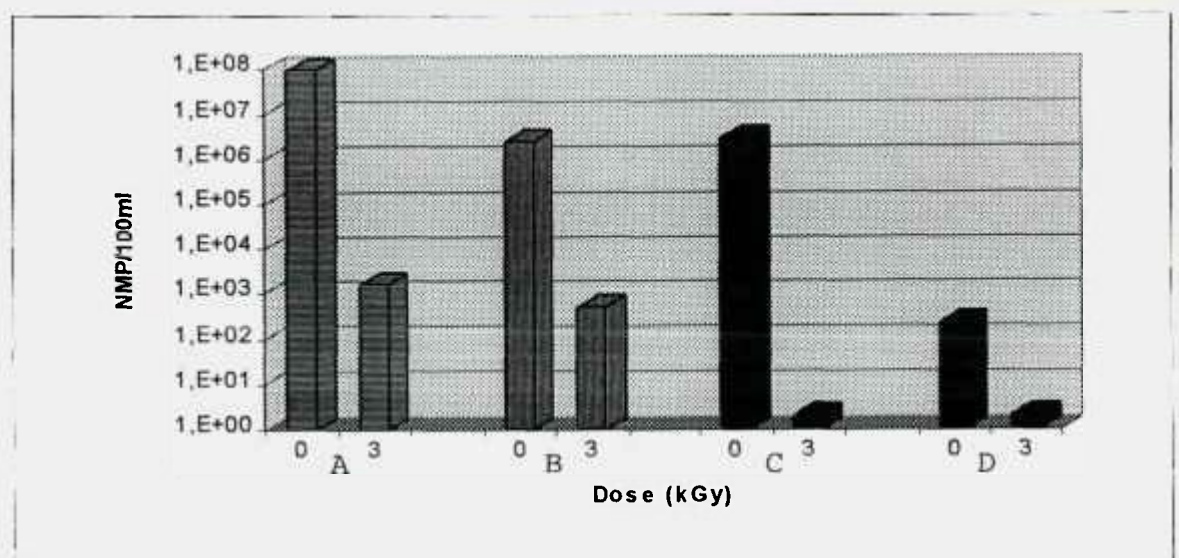


Figura 13 - Comparação da densidade de coliformes em amostras não irradiadas e irradiadas com dose de 3,0kGy, pontos A,B, C, D, respectivamente.

A contagem total de bactérias, que corresponde aos organismos mesófilos aeróbios, considera uma flora diversificada. Ao se utilizar de um meio de cultura bastante nutritivo, que favorece o desenvolvimento da maioria das bactérias presentes nas amostras, obtém-se contagens mais altas quando comparadas às contagens de coliformes. Esse fato foi demonstrado por SERMKIATTIPONG, et al. (1990)⁵⁶ quando estudaram a microbiologia dos lodos provenientes de esgotos domésticos. Esses autores, ainda, testaram diferentes meios de cultivo para *S.typhimurium*. O ágar nutriente permitiu contagens mais altas, e, a partir daí selecionou-se esse mesmo meio de cultura, Ágar Nutritivo - Difco, para as contagens de bactérias mesófilas aeróbias (contagem total), onde considera-se estar contabilizando também as *Salmonellas* contidas nas amostras dos esgotos da ETE Mairiporã.

A figura 14 permite observar uma redução de 4 ciclos logarítmicos com doses entre 3,0kGy e 4,0kGy, para amostras de esgoto sem tratamento prévio, o que corresponde a uma redução de 99,99%. A figura 15 representa uma comparação do potencial de desinfecção da irradiação nas amostras cloradas. Pode ser observada a sensível redução obtida pela irradiação dessas amostras.

TABELA 7 - Redução de bactérias mesófilas aeróbias (contagem total de bactérias) em esgoto bruto, a partir da irradiação

| DOSE (kGy) | CONTAGENS | | | | | |
|---------------|--------------------------------------------|----------|-----------|----------|----------|----------|
| | (Unidades Formadoras de Colônias - UFC/ml) | | | | | |
| 0 | 5,50E+06 | 3,70E+07 | 4,90E+07 | 3,30E+07 | 3,90E+07 | 3,27E+07 |
| 2,0 | 6,40E+04 | - | - | 7,60E+04 | 1,90E+04 | 5,30E+04 |
| 2,4 | - | 2,00E+03 | 4,00E+04 | - | - | 2,01E+04 |
| 3,0 | 8,1E+03 | 4,18E+03 | 1,900E+03 | 6,00E+03 | 5,05E+03 | - |
| 4,0 | 1,20E+02 | 7,10E+03 | 4,00E+03 | 2,10E+02 | 2,70E+02 | 2,34E+03 |
| 5,0 | 5,30E+03 | 1,63E+03 | 1,30E+02 | 2,10E+02 | 1,79E+03 | - |

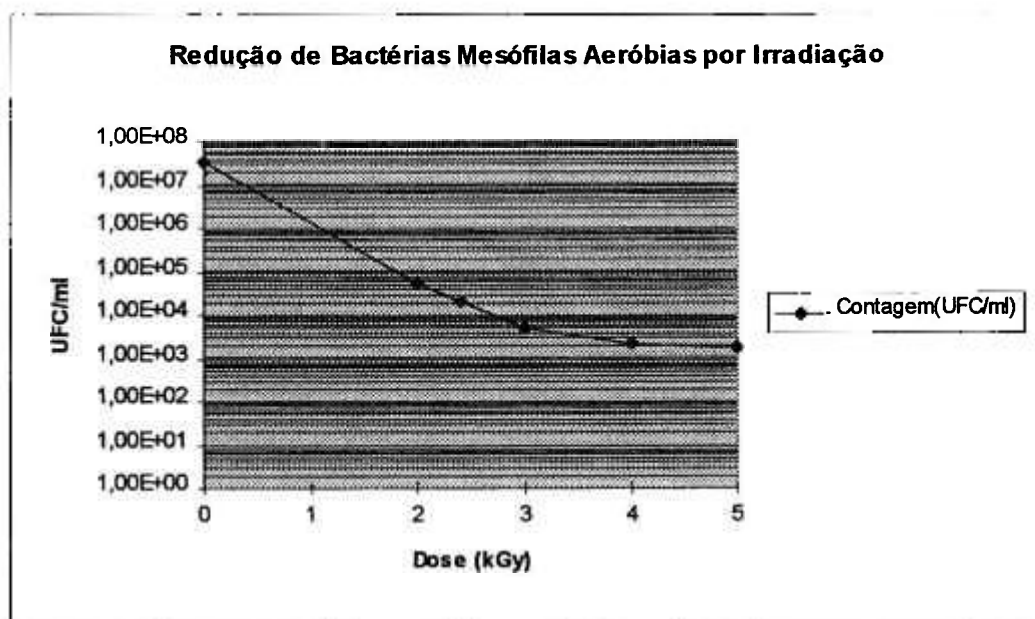
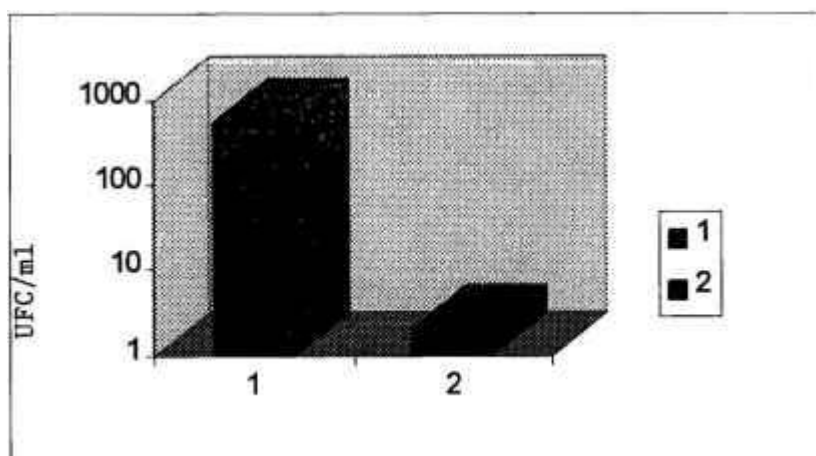


Figura 14 - Redução de bactérias mesófilas aeróbias em esgoto doméstico bruto em função da dose de radiação.



Série 1 - clorada

Série 2 - irradiada com 3,0kGy

Figura 15 - Comparação da desinfecção em amostras cloradas e irradiadas

A figura 16 apresenta a sensibilidade de algumas espécies de Salmonellas para as doses de radiação testadas. Este efeito foi observado em amostras preparadas no laboratório e irradiadas na fonte gama de cobalto-60.

A inativação das Salmonellas em amostras de esgoto certamente exigiria doses entre 3,0kGy e 4,0kGy, enquanto que em soluções tamponadas meio mínimo a maior dose necessária para obter a inativação desses organismos foi de 1,25kGy. Isso pode ser explicado pela presença de resíduos sólidos nas amostras de esgotos, pela variação do pH e, principalmente, pela alta contaminação das amostras reais. Sabe-se, na realidade, que a radiosensibilidade dos microrganismos depende do meio, de maneira geral. SERMKIATTIPONG⁵⁶, por exemplo, estabeleceu que a dose necessária para reduzir 90% das bactérias (D_{10}) presentes nas amostras de lodo teria que ser três vezes maior que a dose necessária para atingir D_{10} quando as bactérias eram irradiadas em solução tampão de fosfato.

Na figura 16 observa-se que as espécies *S. infantis* e *S. meleagridis* mostraram-se menos sensíveis que as espécies *S. typhimurium* e *S. derby*. Estes dados, em particular, mostram que não se deve utilizar uma única espécie para definir a dose ideal, além de verificar a sensibilidade à radiação para as salmonellas mais frequentemente encontradas nos esgotos de São Paulo.

A tabela 8 e a figura 17 apresentam os valores percentuais de redução da matéria orgânica degradada bioquimicamente, pela irradiação. Esses valores de redução variaram entre 25% e 42% com doses de 6,0kGy. Observou-se, perfeitamente, que nas amostras mais carregadas, cuja concentração inicial estava acima de 300 mg/l, as reduções foram maiores. As doses acima de 6,0kGy não melhoraram a eficiência para este parâmetro. Os dados obtidos estão de acordo com os descritos na bibliografia. Alguns autores relacionam a degradação provocada pela radiação com a presença do radical hidroxila. COOPER et al. (1992)¹⁶ conseguiu uma redução de 20% a 30% da DBO em esgoto bruto com doses de 5,0kGy e 8,13kGy, respectivamente.

Tabela 8 - Variação da DBO em função de doses de radiação em amostras de esgoto bruto

| Valores da Demanda Bioquímica de Oxigênio | | | |
|-------------------------------------------|---------------|-----------|-------------|
| DOSE (kGy) | Não Irradiada | Irradiada | Redução (%) |
| 2,0 | 240 | 178 | 25.8 |
| 3,0 | 650 | 437 | 32.8 |
| 3,0 | 172 | 148 | 13.9 |
| 3,0 | 270 | 207 | 23.3 |
| 3,0 | 209 | 158 | 24.4 |
| 3,0 | 255 | 200 | 21.6 |
| 4,0 | 160 | 110 | 31.2 |
| 6,0 | 420 | 240 | 42.8 |
| 6,0 | 390 | 255 | 34.6 |
| 6,0 | 270 | 171 | 36.5 |
| 6,0 | 209 | 158 | 24.4 |
| 6,0 | 255 | 189 | 25.9 |
| 9,0 | 270 | 184 | 31.8 |
| 9,0 | 209 | 137 | 34.4 |
| 9,0 | 255 | 195 | 23.5 |
| 10,0 | 278 | 200 | 28.0 |
| 20,0 | 285 | 199 | 30.1 |

Tabela 9 - Variação da DQO em função da dose de radiação em amostras de esgoto bruto

| DOSE (kGy) | DQO ₁ (mg/l) | DQO ₂ (mg/l) | DQO ₃ (mg/l) | Redução (%) |
|---------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------|
| 0 | 784 | 749 | 795 | - |
| 3 | 653 | 697 | 680 | 12,7 |
| 6 | 568 | 632 | 632 | 21,2 |
| 9 | 523 | 560 | 596 | 27,8 |

Já a demanda química de oxigênio apresentou uma pequena melhora na remoção em função do aumento da dose, atingindo ao redor de 28% de redução com doses de 9,0kGy, representados na tabela 9 e figura 18. Entretanto, alguns dados apontam alguma interferência de modo que essa redução seja menos eficiente.

GEHRINGER (1994)²³, associou a perda na eficiência da degradação da DQO com a presença de nitrato e/ou outros compostos que sofrem redução. Sugere a associação da irradiação com a ozonização de modo a evitar a redução e aumentar a eficiência do tratamento. Conseguiu reduções da DQO, pela irradiação de amostras tratadas biologicamente, de 21,5%, 25,5%, 41,2%, para as doses de 5,0kGy, 10,0kGy, e 15,0kGy, respectivamente. Ainda no mesmo tipo de amostras conjuntamente com ozonização obteve reduções de 91,3%, 95% e 95,5%, respectivamente.

Os dados obtidos sobre o comportamento dos nutrientes nitrogênio e fósforo frente à radiação não são conclusivos, mas a variação de valores observada de alguns experimentos, apresentados na tabela 10, sugere a mudança na forma química, o que poderia ser confirmado com as análises de nitrito e nitrato, além do nitrogênio amoniacal e total. Como a acidificação das amostras foi utilizada como

método de preservação ($\text{pH} < 2$), provavelmente, o efeito da irradiação ficou prejudicado.

Segundo COOPER et al. (1991)¹⁵, quando comparou a remoção de solutos em águas potáveis e residuárias, notou que a presença de altas concentrações de íons nitrato no efluente secundário, afetava a eficiência na remoção do soluto por atuar como um capturador (scavenger) de elétrons aquosos.

Gehring (1994)²³ verificou a redução parcial do nitrato a nitrito em águas de abastecimento, perante a irradiação. Ao irradiar águas com concentrações de 30ppm de nitrato, gerava 0,1ppm de nitrito, com dose de 100Gy, bem como a formação de peróxido de hidrogênio. Esse autor sugere que o tratamento com ozônio em combinação com a irradiação elimina essa redução, além de aumentar a eficiência da irradiação, conforme explicado anteriormente.

Um outro parâmetro que tentou-se analisar foi a coloração das amostras em função da radiação. Aplicaram-se as mesmas doses utilizadas para o estudo da carga orgânica. Os resultados são apresentados na tabela 12. Aparentemente as amostras com coloração mais fraca quando irradiadas apresentaram ligeiro aumento da cor ao receberem doses 3,0kGy e foi aumentando à medida que se aumentou a dose. Já para as amostras mais coloridas, ocorreu uma diminuição da cor entre 3,0 e 6,0kGy, vindo a aumentar novamente o valor ao se aplicar uma dose de 9,0kGy.

Embora os resultados mostrem a dificuldade de avaliarmos o efeito da radiação na cor das amostras, sabe-se que esse parâmetro está relacionado com a turbidez da água, bem como com a decomposição da matéria orgânica. Assim sendo, tentou-se correlacionar os dados obtidos na tabela 12 com os da figura 19. Nessa figura observa-se que uma das frações dos resíduos sólidos, os resíduos sedimentáveis, irradiados e analisados numa situação em que a amostra apresentou-se extremamente carregada, sofreram uma redução significativa com

dose de 10,0kGy. Entende-se que ao se reduzir os resíduos sedimentáveis, aumenta-se o material em suspensão, provavelmente, pela decomposição de moléculas orgânicas, influenciando diretamente no aumento da cor.

Pela tabela 11 se observa as modificações sofridas pelos resíduos totais perante a irradiação. Houve pequena redução dos resíduos totais e dos voláteis, independentemente da dose aplicada. Já os resíduos sedimentáveis só foram reduzidos com doses maiores que 9,0kGy, demonstrando que uma dose maior reduz a taxa de sedimentação do esgoto.

Aparentemente, o comportamento do parâmetro cor esteve diretamente relacionado com o parâmetro sólidos sedimentáveis e sólidos suspensos. Observou-se, pela figura 19 e pela tabela 12 que ao se aplicar dose acima de 8,0kGy ocorreu aumento da cor aparente e diminuição da taxa de sedimentação, podendo sugerir maior decomposição da matéria orgânica nessa condição além de reduzir a taxa de sedimentação, implicando na redução dos sólidos sedimentados e elevação da coloração do efluente.

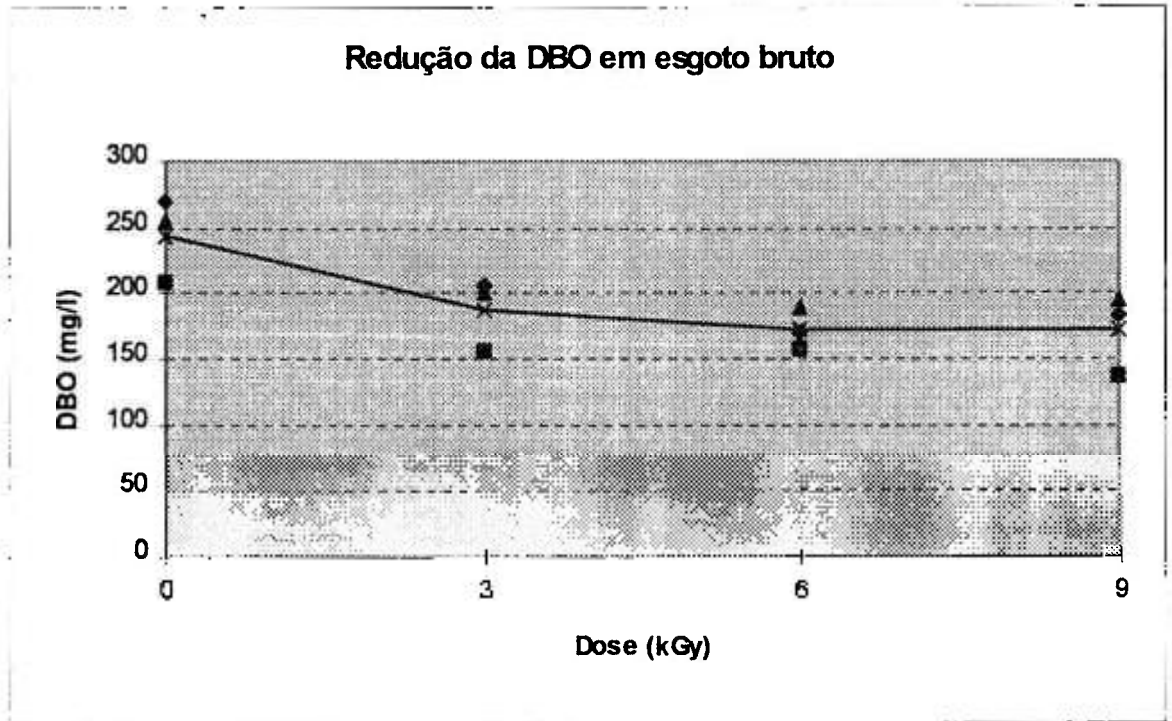


Figura 17 - Redução de DBO em função de doses de irradiação.

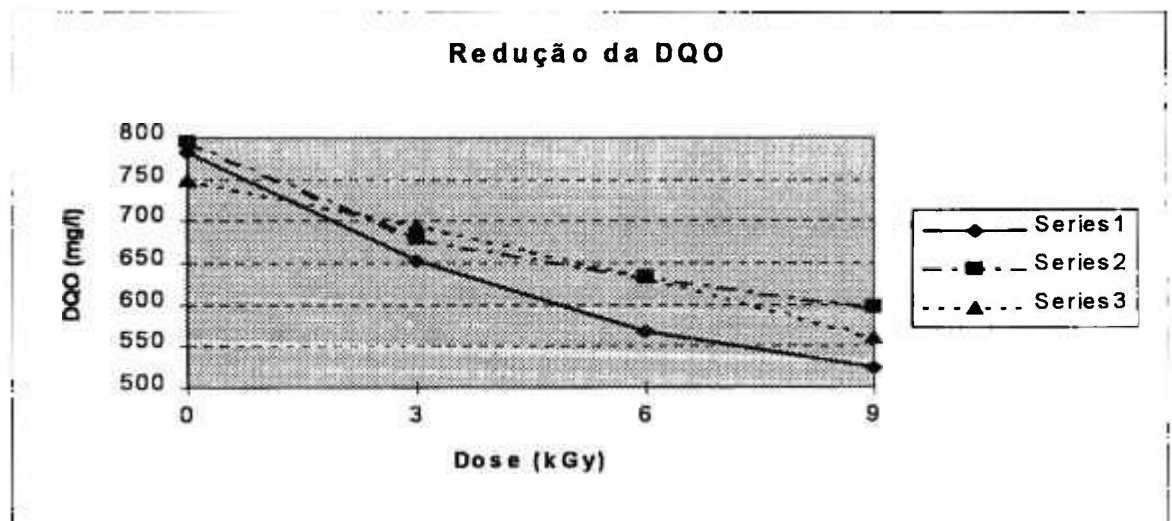


Figura 18 - Redução da DQO em função das doses de irradiação.

Tabela 10 - Variação de concentração de nitrogênio e fósforo em amostras de esgoto bruto em função da dose de radiação.

| Dose (kGY) | N.total (mg/l) | N.amoniacal (mg/l) | Fósforo Total (mg/l) |
|------------|----------------|--------------------|----------------------|
| 0 | 85,5 | 60,8 | 9,0 |
| 4,0* | 81,8 | 60,3 | 6,8 |
| 8,0* | 81,3 | 62,2 | 8,7 |
| 10,0* | 70,3 | 61,5 | 8,2 |
| 0 | 71,6 | 47,8 | 5,82 |
| 4,0 | 76,3 | 49,2 | 1,32 |
| 4,0* | 82,3 | 49,1 | 2,39 |
| 6,0* | 76,8 | 46,7 | 7,43 |
| 0 | 82,3 | 45,0 | 9,4 |
| 4,0 | 83,8 | 45,9 | 9,4 |
| 6,0 | 95,0 | 52,8 | 6,7 |
| 8,0 | 97,9 | 53,1 | 6,6 |
| 0 | 74,0 | 51,0 | 7,8 |
| 2,0 | 75,0 | 52,0 | 7,2 |
| 3,0 | 63,0 | 52,0 | 10,0 |
| 4,0 | 64,0 | 51,0 | 11,0 |
| 0 | 77,0 | 56,0 | 9,75 |
| 7,5 | 82,0 | 61,0 | 10,16 |
| 10,0 | 82,0 | 61,0 | 10,0 |
| 15,0 | 83,0 | 60,0 | 9,92 |
| 0 | 82,3 | 45,9 | 9,4 |
| 4,0 | 83,8 | 45,9 | 9,4 |
| 6,0 | 95,0 | 52,8 | 6,7 |
| 8,0 | 97,9 | 53,1 | 6,6 |

*irradiação precedida de aeração.

Tabela 11 - Influência da dose de radiação nas concentração de resíduos sólidos

| RESÍDUOS SÓLIDOS | | | | | | | |
|------------------|------------------|--------------------|-----------------|---------------------|--------------|---------------|---------------|
| DOSE (kGy) | TOTAIS (mg/l) | VOLÁTEIS (mg/l) | FIXOS (mg/l) | SEDIMENT. (ml/l) | NF (mg/l) | NFV (mg/l) | NFF (mg/l) |
| 0,0 | 690,0 | 386,0 | 304,0 | 2,0 | 393,0 | 231,0 | 162,0 |
| 3,0 | 586,0 | 360,0 | 226,0 | 2,0 | 282,0 | 210,0 | 72,0 |
| 0,0 | 806,0 | 462,0 | 344,0 | - | 492,0 | 372,0 | - |
| 4,0 | 722,0 | 432,0 | 290,0 | - | 204,0 | 176,0 | - |
| 5,0 | 702,0 | 410,0 | 292,0 | - | 344,0 | 276,0 | - |
| 8,0 | 640,0 | 384,0 | 266,0 | - | 294,0 | 240,0 | - |
| 0,0 | 772,0 | 504,0 | 268,0 | 5,0 | 336,0 | 262,0 | 74,0 |
| 8,0 | 680,0 | 370,0 | 310,0 | 4,0 | 300,0 | 236,0 | 64,0 |
| 0,0 | 997,0 | 590,0 | 407,0 | - | - | - | - |
| 8,0 | 722,0 | 434,0 | 288,0 | - | - | - | - |
| 0,0 | 911,0 | 597,0 | 314,0 | - | - | - | - |
| 3,0 | 901,0 | 608,0 | 293,0 | - | - | - | - |
| 4,0 | 912,0 | 609,0 | 303,0 | - | - | - | - |
| 0,0 | 138,0 | 88,3 | 50,0 | - | 29,3 | - | - |
| 3,5 | 119,0 | 84,3 | 34,7 | - | 12,6 | - | - |
| 0,0 | 394,0 | 150,0 | 190,0 | 3,0 | 122,0 | - | 28,0 |
| 10,0 | 254,0 | 184,0 | 70,0 | 1,0 | 118,0 | - | 10,0 |
| 0,0 | 486,0 | 276,0 | 210,0 | 3,0 | 216,0 | 188,0 | 28,0 |
| 20,0 | 406,0 | 204,0 | 202,0 | 1,5 | 150,0 | 140,0 | 10,0 |

NF - Não filtráveis

NFV - Não filtráveis voláteis

NFF - Não filtráveis fixos

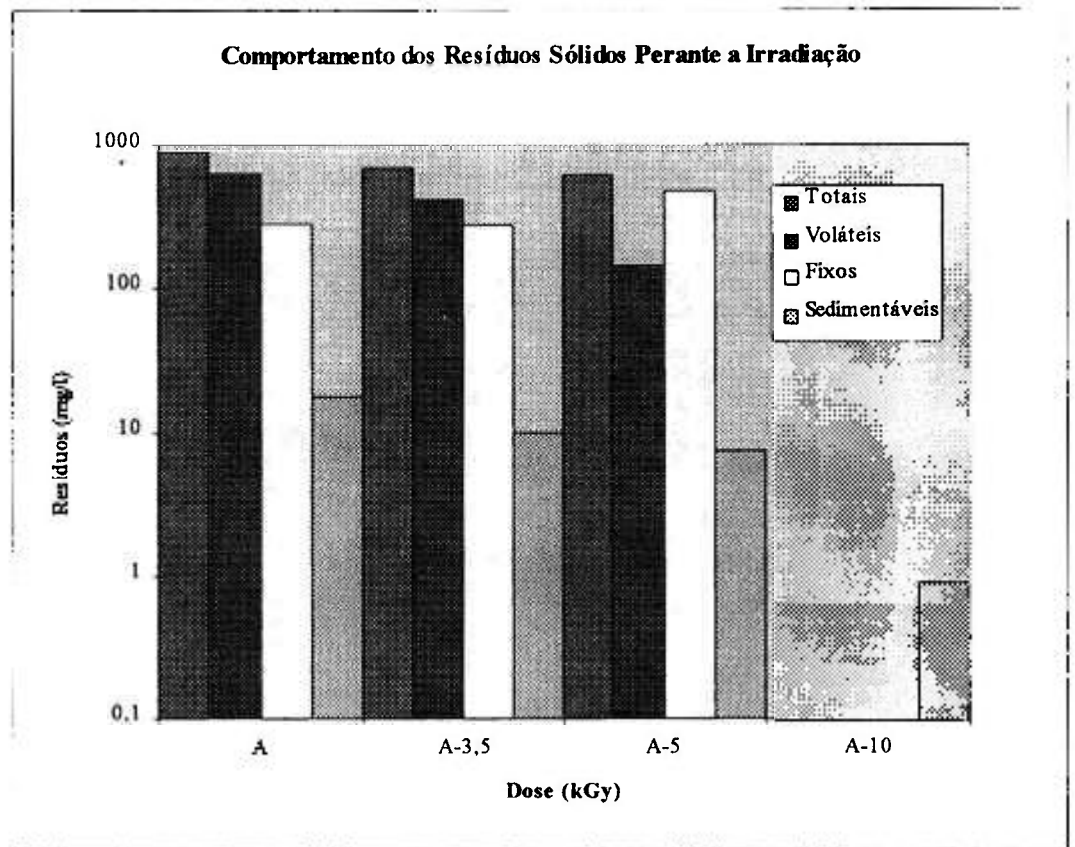


Figura 19 - Influência da irradiação em resíduos sólidos presentes no esgotos doméstico bruto

Tabela 12 - Variação da cor natural de esgoto bruto em função da dose de radiação

| AMOSTRA | DOSE (kGy) | COR APARENTE | pH | COR REAL | pH |
|---------|------------|--------------|------|----------|------|
| A | 0 | 130 | 7,19 | 90 | - |
| A | 3 | 160 | 7,28 | - | - |
| A | 6 | 220 | 7,42 | - | - |
| A | 9 | 230 | 7,25 | - | - |
| A | 0 | 320 | 6,93 | 230 | - |
| A | 3 | 220 | 7,39 | 220 | - |
| A | 6 | 260 | 7,33 | 250 | - |
| A | 9 | 320 | 7,4 | 230 | - |
| A | 0 | 320 | 7 | 230 | - |
| A | 3 | 230 | 7,28 | 180 | - |
| A | 6 | 260 | 7,32 | 220 | - |
| A | 9 | 320 | 7,37 | 260 | - |
| A | 0 | 180 | 7,39 | 160 | 7,54 |
| A | 3 | 180 | 7,37 | 160 | 7,59 |
| A | 6 | < 250 | 7,38 | >220 | 7,62 |
| A | 9 | >250 | 7,42 | 230 | 7,6 |
| C | 0 | 150 | 7,95 | 110 | 8,08 |
| C | 3 | 170 | 7,42 | 140 | 7,98 |
| C | 6 | >160 | 7,62 | 140 | 7,83 |
| C | 9 | 220 | 7,32 | 160 | 7,69 |

Seria interessante, também, analisarmos outros parâmetros físico-químicos, como carbono orgânico total. Além disso, um trabalho importantíssimo, e a ser sugerido, seria o estudo das algas presentes nas lagoas e a quantificação da redução desses organismos por ocasião da irradiação, pois quando esses efluentes das lagoas de estabilização são lançados para o manancial carregam grande parte dessa biomassa que, dependendo da espécie, além de alterar a coloração,

participam do processo de degradação do mesmo pela introdução de toxinas que promovem odor e sabor desagradáveis à água. Segundo KIKUCHI (1980)³³, doses a partir de 1,0kGy provocam fortes anomalias celulares em *Chlorella pyrenoidosa*.

A tabela 13 cita alguns exemplos de aplicações de radiações para descontaminação de águas subterrâneas, tratamento de chorume de aterro sanitário e desinfecção de esgotos, realizados a nível de pesquisa e que fazem algumas tentativas de comparação de custos. Evidentemente, cada país deve realizar seus estudos considerando o nível de contaminação regional, as doses de energia necessárias para cada caso e, conseqüentemente, o custo de energia envolvido.

Tabela 13 - Exemplos de tratamentos alternativos para efluentes e áreas degradadas.

| TRATAMENTO/FINALIDADE | CAPACIDADE | CUSTO(US/m ³) | REFERÊNCIA |
|-----------------------------------------------------------------------------------|------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------|
| a.AE + O ₃ A.Subterr./TCE(ppb) | 810m ³ /h | 22,6 | Gehring, 1994 |
| b.O ₃ + UV A.Subterr. | - | 28,6 | |
| AE Chorume(25 comp.organ.) | 27,3m ³ /h | 105,26 | Kurucz, 1993 |
| a. Ar+Carvão A.Subterr. (benzeno e TCE) | - | 1,6 | Kurucz, 1993 |
| b. UV (PSI LV 60) | - | 0,59 | |
| c. AE | - | 0,5 | |
| AE Desinf. Esgoto Líquido | 650m ³ /dia | 2 | Cleland, 1989 |
| AE (Un.móvel) A.Subterr. VOCs | - | 1,3 | EPA, 1995 |
| AE - acelerador de elétrons UV - lâmpada ultravioleta TCE - tricloroetileno | | O ₃ - ozonização A.Subterr-agua subterrânea VOC-compostos orga- noclorados | |

5 CONCLUSÕES

- Pode se garantir uma excelente desinfecção dos esgotos de origem doméstica pela aplicação da dose de 4,0kGy, inclusive em amostras brutas.
- Dentre as bactérias padrões utilizadas para classificação dos esgotos domésticos, os coliformes fecais, *E. coli*, apresentaram-se mais radiosensíveis que aquelas classificadas dentre os coliformes totais e as bactérias mesófilas aeróbias.
- A desinfecção pela irradiação foi mais eficiente nos efluentes das lagoas facultativas, quando comparados às amostras brutas e efluentes das lagoas anaeróbias.
- A diferença entre a radiosensibilidade apresentada pelas espécies de *Salmonellas* estudadas, *S.derby*, *S.meleagridis*, *S.tiphymurium* e *S.infantis*, nas condições experimentais, pode ser demonstrada pela respectivas frações de sobrevivência.
- A redução da matéria orgânica, medida pela DBO e DQO não atingem valores altos e os percentuais de remoção dependem da concentração inicial e, também, da composição da amostra.
- Pequenas alterações para os resíduos sólidos e para os nutrientes, entretanto, doses a partir de 8,0kGy demonstraram redução na taxa de sedimentação.
- A tecnologia proposta poderia ser aplicada em associação com o sistema de lagoas de estabilização, garantindo a desinfecção e substituindo a cloração. A remoção de matéria orgânica obtida com a irradiação poderia ser considerada como um "polimento" desse efluente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS. **Radiation Energy Treatment of Water, Wastewater and Sludge.** New York, N.Y., 1992.
2. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 16 ed. Washington. APWA, AWWA, WPCF, 1985.
3. ARAI, H.; HOSONO, M.; SHIMIZU, K. e SUGIYAMA, M. Electron Beam Treatment of Wastewater. **THIRD INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON APPLICATION OF NUCLEAR ENERGY.** Mito. PROCEEDINGS Japão. 1991. p.123-129
4. BALLANTINE, D.S. Potential Role of Radiation in Waste-Water Treatment. **Isotopes and Radiation Technology**, v. 8, n. 4, 1971.
5. BORRELY, S.I. **Tratamento de Efluentes Utilizando a Radiação Ionizante.** São Paulo: 1991. Monografia. Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Santo Amaro.
6. BRAILE, P.M.; CAVALCANTI, J.E.W.A. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais.** Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. São Paulo, 1979.
7. BRANCO, S.M. **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária.** CETESB-ASCETESB. 1986.
8. CAMACHO, P.R.R. **Desinfecção de Efluentes de Sistemas de Tratamento de Esgotos Domésticos por meio da Radiação Ultravioleta.** São Paulo: 1995. Dissertação (Mestrado).. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares.
9. CASARETT, A.P. **Radiation Biology.** Prentice - Hall, New Jersey, 1968.

10. CASTAGNET, A.C.; KADOI, H.; SZULAK, C.; YAMASAKI, M.C.R.; ROCCA, H.C.C. Radiation - induced industrial process studied at Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN), São Paulo, Brasil. p.227-248. **Second Japan-Brazil Symposium on Science and Technology**. Proceedings Oct. 1980. p.227-248.
11. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Estudos Preliminares para Implantação de um Acelerador Linear de Elétrons Aplicado ao Campo do Saneamento**. (Relatório nº. 01). Fev. 1979.
12. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Guia Técnico de Coleta e Preservação de Amostras de Águas**. 1a. ed., São Paulo, 1987.
13. CLELAND, M., FERNAND, R.A.; MALOOF, S.R. Electron Beam Process Design for the Treatment of Wastes and Economics Feasibility of the Process. **Radiat. Phys.Chem.**, V.24, 179-190.
14. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Análises Bacteriológicas da Água, através da Técnica de Tubos Múltiplos**. São Paulo: 1989. (Apostila de Curso).
15. COOPER, W.J.; WAITE, T.D.; KURUCZ, C.N.; NICKELSEN, M.G. **High Energy Electron Beam Irradiation for Disinfection and the Removal of Hazardous Organic Chemicals from Water, Wastewater and Sludge: An Overview**. Jan. 1991.
16. COOPER, W.J.; LIN, K, NICKELSEN, M.G.; WAITE, T.D.; KURUCZ, C.N. Recent Advances in High Energy Electron Beam Irradiation for the Treatment of Hazardous Organic Compounds. **Int. Conference onApplication. Proceedings** Takasaki, Japão. November 1992.
17. COSTA, Z.M. **Desenvolvimento de Sistemas de DL-Alanina para Dosimetria da Radiação Gama e de Elétrons**. São Paulo: 1994. Dissertação (Mestrado) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares.
18. CRUZ, A.C. **Evaluacion de la Irradiacion de Lodos Residuales**. Cidade do Mexico: 1994. Tese (Mestrado). Universidad Autonoma del Estado de México).
19. DACACH, N.G. **Saneamento Básico**. Ed. Didática e Científica Ltda., São Paulo 1990.

20. DACACH, N.G. **Tratamento Primário de Esgoto**. Ed. Didática e Científica Ltda., São Paulo 1991.
21. FAROOQ, S.; KURUCZ, C.N.; WAITE, T.D.; COOPER, W.J.; MANE, S.R.; GREENFIELD, J.H. Treatment of Wastewater with High Energy Electron Beam Irradiation. **Wat. Sci.Tech.** V. 26, N.. 5-6, p. 1265-1274, 1992.
22. FAROOQ, S. ; KURUCZ, C. N.; WAITE, T.D.; COOPER, W.J. Disinfection of Wastewater: High-Energy Electron vs Gamma Irradiation. **Wat.Res.V.** 27, N. 7, p.1177-1184, 1993.
23. GEHRINGER, P. **Electron Beam Treatment with Radical Scavengers/Enhancers**. Forschungszentrum Seibersdorf. 1994. (OEFZS-4722).
24. GETOFF, N. Pulse Radiolysis of Aromatic Amino acids - State of the Art. **Amino Acids** V. 2, p. 195-214, 1992.
25. HOLL, P.; SCHNEIDER, H. Disinfection of Sludge and Wastewater by Irradiation with Electrons of Low Accelerating Voltage. INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE USE OF HIGH-LEVEL RADIATION IN WASTE TREATMENT. Munich 17-21 March 1975. IAEA-sm-194.
26. HOLL, P.; SCHNEIDER, H. **An Electron Accelerator with Electrons of Low-Accelerating Voltage for Irradiating Sewage Sludge and Wastewater**. INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE USE OF HIGH-LEVEL RADIATION IN WASTE TREATMENT. Munich 17-21 March. Proceedings.
27. HORAK, P. Experimental Destruction of Ascarid ova in Sewage Sludge by Accelerated Electron Irradiation. **Wat. Res.** V. 28, N. 4, p. 939-941, 1994.
28. IMHOFF, K.; KLAUS, R. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias**. Ed. Edgard Blucher . São Paulo, 1986

29. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. **Radiation for a Clean Environment.** PROCEEDINGS OF THE INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE USE OF HIGH-LEVEL RADIATION IN WASTE TREATMENT Munich, 17-21 March 1975.
30. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY BULLETIN, V. 36, N.1, Vienna, Austria. 1994.
31. INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIATION UNITS AND MEASUREMENTS. **Quantitative Concepts and Dosimetry in Radiobiology.** (ICRU Report 30). 1979.
32. ITO, H. Other Application of Electron Beam Processing. REGIONAL WORKSHOP ON RADIATION ENGINEERING - ELECTRON BEAM FACILITIES. Japan; p.1-20, 1990.
33. KIKUCHI, O.K. **Estudo de Chlorella purenoidosa . Efeito da radiação sobre Cultura Sincronizada.** São Paulo, 1980. (Monografia) Instituto de Biociências da USP.
34. KONDOH, M., NAKAO, A., ARAI, H.; MIYATA, T. Disinfection of Municipal Wastewater by High Energy Electrons. **J. Japan Sewage Works Assoc.**, V.28, p. 28-39. 1981.
35. KURUCZ, C.N.; WAITE, T.D.; COOPER, W.J.; NICKELSEN, M.G. High Energy Electron Beam Irradiation of Water, Wastewater and Sludge. **Advances in Nuclear Science and Technology.** V.23, New York, 1991.
36. KURUCZ, C.N.; WAITE, T.D.; COOPER, W.J. The Miami Electron Beam Research Facility: A Large Scale Wastewater Treatment Application (to be published at Rad. Physics and Chemistry).
37. KURUCZ, N.K.; WAITE, T.D.; COOPER, W.J.; NICKELSEN, M.G. Contaminated Groundwater Control Using Electron Beam Treatment Systems (a ser publicado pela EPA).
38. LEMKE, H.S.; SINSKEY, A., 1975. Viruses and Ionizing Radiation in Respect to Waste-Water Treatment. SYMP ON RAD. FOR A CLEAN ENVIRONMENT, Munich 17-21, 1975 Proceedings p.99-120. 1975, Viena.

39. LESSEL, T.; MOTSCH, H.; HENNING, E.; SUESS, A; ROSOPULO, A.; SCHURMANN, G. Experience with a Pilot Plant for the Irradiation of Sewage Sludge. Design, Operation, Experience and Cost Calculations after 18 Months of Continuous Running. SYMP ON RAD. FOR A CLEAN ENVIRONMENT. Munich 17-21, 1975 Proceedings . IAEA Vienna, 1975.
40. LIMA, W.; RELA, P.R.; SOMESSARI, S.L.; DIAS, W. Novo Acelerador de Elétrons com 1,5MeV - 65mA para Processamento Industrial de Polímeros do IPEN. III ENCONTRO NACIONAL DE APLICAÇÕES NUCLEARES. 7-11 Agosto 1995. Águas de Lindóia, São Paulo. ProceedingsBrasil. p. .
41. LOWE Jr., H.N.; LACY, W.J.; SURKIEWICZ, B.F.; JAEGER, R.F. Destruction of Microorganisms in Water, Sewage, and Sewage Sludge by Ionizing Radiations. **Journal American Water Works Association**. V.48(11) p. 1363-72, 1956.
42. MASSACHUSETTS INSTITUTE OF TECHNOLOGY. **High Energy Electron Radiation of Waste Water Liquid Residuals**. Cambridge, Mass., Dec. 1980.
43. Mc.LAUGHLIN, BOYD; A.W., CHADWICK, K.H.; McDONALD, J.C.; MILLER, A. **Dosimetry for Radiation Processing**. Taylor & Francis, Philadelphia, 1989.
44. MARTINS, M.T.; PESSOA, G.V.A.; SANCHEZ, P.S.; SATO; M.I.Z.; MONTEIRO, C.K.; COIMBRÃO, C.A.; MARQUEZ, E. Isolamento de Salmonella no Ambiente Aquático: Significado Sanitário. **Rev. Microbiol.**, São Paulo, V.19(1): 29-39, jan-mar. 1988.
45. MENDONÇA, S.R. **Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos**. João Pessoa, Brasil 1990.
46. MIYATA, T.; KONDOH, M.; MINEMURA, T.; ARAI, H.; HOSONO, M.; NAKAO, A.; SEIKE, Y; TOKUNAGA, O; MASCHI, S. High Energy Electron Disinfection of Sewage Wastewater in Flow Systems. **Int. J. Radiat. Appl. Instrum., Part c; Radiat. Phys.Chem**. V.35 n. 1-3, 440-444, 1990.
47. NIELSON, N.E. The Need for the Use of High-Level Radiation in Water Treatment and in Waste-Water (Sewage) Treatment. SYMP ON RAD. FOR A CLEAN ENVIRONMENT Munich, 17-21 March 1975, Proceedings . IAEA 1975.

48. PACHAN, M. Design and Technology of Electron Linear Accelerators. (Apostila de curso). Training Workshop in Use of Electron Accelerators for Food Irradiation. JUNE, 1991.
49. PELCZAR, M.; REID, R.; CHAN, E.C.S. **Microbiologia**. Mc Graw Hill do Brasil. São Paulo. V. I. 480-489. 1980.
50. PIKAEV, A.K. Current Status of Radiation Technology and Dosimetry Problems. **Khimiya Vysokikh Énergii**, V. 27, n. 2, p. 44-53, 1993.
51. RIDENOUR, G.M.; ARMBRUSTER, E.H. Effect of High-Level Gamma Radiation on Disinfection of Water and Sewage. **Journal American Water Works Association**. June 1956.
52. SAMPA, M.H.O.; BORRELY, S.I.; MORITA, D.M. Electron Beam Treatment of Industrial Wastewater. INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON APPLICATIONS OF ISOTOPES AND RADIATION IN CONSERVATION OF THE ENVIRONMENT. KARLSRUHE, Germany, March 9-13, 1992. Synopses .. p.123-124. IAEA-SM-325.
53. SAWYER, C.N.; McCarty, P.L. **Chemistry for Sanitary Engineers**. McGraw-Hill Company. 1967.
54. SAMPA, M.H.O.; BORRELY, S.I.; SILVA, B.L.; VIEIRA, J.M.; RELA, P.R.; CALVO, W.A.P.; NIETO, R.C.; DUARTE, C.L.; PEREZ, H.E.B.; SOMESSARI, E.S.; LUGAO, A.B. The Use of Electron Beam Accelerator for the Treatment of Drinking Water and Wastewater in Brazil. 9th. INT. MEETING ON RAD. PROCESSING, Istambul, 11-16 September, 1994. Turquia.
55. SAWAI, T., SEKIGUCHI, M., SHIMOKAWA, T. and SAWAI, T. Radion Treatment of Municipal Effluent. **Radiat. Rad. Phys. Chem.** V.. 42, N.. 4-6, p.. 723-726, 1993.
56. SERMKIATTIPONG, N. ; ITO, H.; HASHIMOTO, S. A **Microbiological Study on Sewage Sludge Treatment**. JAERI-M 90-145.
57. SINGH, A.; SAGERT, N.H.; BORSA, J.; SINGH, HARWANT; BENNETT, G.S. The Use of High-Energy Radiation for the Treatment of Wastewater. A Review. In: Proceedings of the 8th Symposium on Treatment. Montreal. p. 191-209.

58. SONNTAG, C. von. **The Chemical Basis of Radiation Biology.** Taylor & Francis, 1987.
59. SWINWOOD, J.F. and WILSON, B.K. Commercial Application of Irradiation: Waste Recycling and Treatment Processes. IAEA-SM-325/169P. 1992.
60. SWINWOOD, J.F. & FRASER, F.M. Environmental Application of Gamma Technology: Update on the Canadian Sludge Irradiator. Proc. of the 8th International on Rad.Processing, held in Beijing, China, 1992.
61. TATA, A.; MANNI, S. Environmental Conservation by Radiation Technology: A New Multipurpose Demonstration Centre. Beijing, September 13-18, 1992. 8^o. INTERNATIONAL MEETING ON RADIATION PROCESSING. Proceedings..., 1992.
62. TRUMP, J.G., WRIGHT, K.A. FERNAND, R.A., DANFORTH, J.L. and SHAH, D.N. (1982). Electron Treatment of Municipal Sewage Effluents. Proc. Water Reuse Symp. n. 2, 1528-1539.
63. YAMASAKI, M.C.R. Aplicações Industriais da Radiação. São Paulo, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, 1990. 15p.
64. WEKHOF, A. **Environmental Progress.** V. 10, N. 4, p Nov. 1991.
65. WILSON, B.K. The Economics of Biomedical Waste Irradiation: Key Issues Influencing Total Cost. 8th INTERNATIONAL MEETING ON RADIATION PROCESSING. Beijing, China. Sept. 13-18, 1992. Proceedings
66. WOODBRIDGE, D.D., COOPER, P.C., VAN DEN BERG, A.J.; LOWE, H.N. Synergistic Effects of Irradiation of Wastewater. SYMP ON RAD. FOR A CLEAN ENVIRONMENT Munich, 17-21 March 1975, Proceedings . IAEA 1975., IAEA, 169-189.