

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO  
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS  
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

Conceitos Gerais sobre Técnicas de  
Tratamento de Águas de Abastecimento,  
Esgotos Sanitários e Desinfecção

José Roberto Campos  
Marco Antonio P. Reali  
Luiz Antonio Daniel

São Carlos, setembro de 2005  
reimpressão

## SUMÁRIO

|       |  |    |
|-------|--|----|
| 1 -   | INTRODUÇÃO E APRESENTAÇÃO GERAL DO PROBLEMA.                             | 2  |
| 2 -   | TRATAMENTO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO: CONCEITOS BÁSICOS.                | 7  |
| 2.1 - | CONSIDERAÇÕES PRELIMINARES.  | 7  |
| 2.2 - | SISTEMA CONVENCIONAL DE TRATAMENTO DE ÁGUA.                              | 7  |
| 2.3 - | SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUA POR FILTRAÇÃO DIRETA.                      | 17 |
| 2.4 - | SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUA COM EMPREGO DA FILTRAÇÃO LENTA.            | 17 |
| 2.5 - | SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUA COM EMPREGO DA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO. | 19 |
| 3 -   | TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS.  | 23 |
| 3.1 - | PROCESSOS BIOLÓGICOS.  | 23 |
| 3.2 - | PROCESSOS FÍSICO-QUÍMICOS.   | 32 |
| 4 -   | DESINFECÇÃO DE ÁGUAS E ESGOTOS.  | 38 |
| 4.1 - | NECESSIDADE DE DESINFECÇÃO.  | 38 |
| 4.2 - | AÇÃO DOS DESINFECTANTES.   | 42 |
| 4.3 - | DESINFECÇÃO COM CLORO.   | 43 |
| 4.4 - | DESINFECÇÃO COM OZÔNIO.  | 45 |
| 4.5 - | DESINFECÇÃO COM RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA.                                   | 46 |
| 4.6 - | DESINFECÇÃO POR PROCESSOS NATURAIS                                       | 47 |

# CONCEITOS GERAIS SOBRE TÉCNICAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO, ESGOTOS SANITÁRIOS E DESINFECÇÃO

## 1. INTRODUÇÃO E APRESENTAÇÃO GERAL DO PROBLEMA.

---

Marco A. Penalva Reali  
Luiz Antonio Daniel  
José Roberto Campos

A crescente escassez de águas naturais de boa qualidade constitui um dos grandes problemas mundiais da atualidade. Tal quadro pode, em grande parte, ser atribuído à demanda crescente de água pelas populações conjugada à deterioração dos mananciais superficiais e subterrâneos ocasionada pelo lançamento inadequado de esgotos sanitários, industriais e resíduos sólidos no solo e em corpos hídricos.

Nesse contexto torna-se imprescindível a educação ambiental aliada ao desenvolvimento e implantação de tecnologias apropriadas de tratamento de águas de abastecimento e residuárias; além da coleta, tratamento e disposição final adequada dos resíduos sólidos.

A qualidade de água a ser distribuída às comunidades deve sempre satisfazer aos padrões de potabilidade, estabelecidos pelos órgãos competentes com base em critérios que visem a garantia da saúde do consumidor. No Brasil, encontra-se em vigência o Padrão de Potabilidade fixado pelo Ministério da Saúde, através da Portaria 36/GM de 19/01/90.

Tal Padrão, adota critérios físicos, químicos, organolépticos, bacteriológicos e radiológicos, definindo os valores máximos permitidos (VMP) e estabelecendo a frequência mínima de amostragens. No Quadro 1.1 são apresentados alguns dos exemplos de VMP referentes a características físicas, químicas e bacteriológicas constantes na Portaria 36/GM.

Além dos padrões de potabilidade, costuma-se também classificar as águas naturais oriundas de rios, lagoas, etc., em função da qualidade que se deseja manter ou alcançar para tais águas.

**QUADRO 1.1: Exemplos de algumas características dos padrões de potabilidade (Portaria GM - Nº 36/90)**

| CARACTERÍSTICA   | UNIDADE                             | VALOR MÁXIMO PERMISSÍVEL (VMP) |
|--|-------------------------------------|--------------------------------|
| <b>I - FÍSICAS E ORGANOLÉPTICAS (APENAS ALGUNS EXEMPLOS)</b>   |                                     |                                |
| Cor aparente   | UH (1)                              | 5 (obs. 1)                     |
| Odor   |                                     | Não objetível                  |
| Sabor  |                                     | Não objetível                  |
| Turbidez   | UT (2)                              | 1 (obs. 2)                     |
| <b>II - QUÍMICAS (APENAS ALGUNS EXEMPLOS)</b>  |                                     |                                |
| <b>II a) componentes Inorgânicos que afetam a saúde.</b>   |                                     |                                |
| Arsênio  | mg/l                                | 0,05                           |
| Chumbo   | mg/l                                | 0,005                          |
| Cianetos   | mg/l                                | 0,1                            |
| Cromo total  | mg/l                                | 0,05                           |
| Nitratos   | mg N/l                              | 10                             |
| <b>II b) Componentes Orgânicos que afetam a saúde</b>  |                                     |                                |
| Pentaclorofenol  | µg/l                                | 10                             |
| Tetraclorofenol de carbono   | µg/l                                | 3                              |
| Tricloroetano  | µg/l                                | 30                             |
| Trihalometanos   | µg/l                                | 100 (obs 3)                    |
| <b>II c) Componentes que afetam a qualidade Organoléptica.</b>   |                                     |                                |
| Alumínio   | mg/l                                | 0,2 (obs. 4)                   |
| Cloretos   | mg cl/l                             | 250                            |
| Dureza total   | mg CaCO <sub>3</sub> /l             | 500                            |
| Ferro total  | mg/l                                | 0,3                            |
| Manganês   | mg/l                                | 0,1                            |
| Sulfatos   | mg SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /l | 400                            |
| <b>III - BACTERIOLÓGICOS</b>   |                                     |                                |
| Ausência de coliformes fecais em 100 ml de amostra.  |                                     |                                |
| Ausência da bactéria do grupo coliformes totais em 100 ml quando a amostra é coletada na entrada da rede de distribuição         |                                     |                                |
| <b>IV- RADIOATIVOS</b>   |                                     |                                |
| O valor de referência para a radioatividade alfa total ( incluindo o Rádio 226) é de 0,1 Bq/l (um décimo de Bequerel por litro). |                                     |                                |
| O valor de referência para a radioatividade beta total é de 1 Bq/l.  |                                     |                                |

(1) UH é a unidade de escala Hazen (de platina - cobalto)

(2) UT é a unidade de turbidez, seja em unidade Iackson ou nefelométrica.

Obs. 1: para a cor aparente, o VMP é 5 (cinco) UH para água entrando no sistema de distribuição. O VMP de 15 (quinze) UH é permitido em pontos da rede de distribuição.

Obs. 2: Para a turbidez, o VMP é 1,0 UT, para a água entrando no sistema de distribuição. O VMP de 5,0 UT é permitido em pontos da rede de distribuição, se for demonstrado que a desinfecção não é comprometida pelo uso desse valor menos exigente.

Obs. 3: Sujeito a revisão em função dos estudos toxicológicos em andamento. A remoção ou prevenção de trihalometanos não deverá prejudicar a eficiência da desinfecção.

Obs. 4: Sujeito a revisão em função de estudos toxicológicos em andamento.

No Brasil, atualmente, é respeitada a classificação estabelecida pela solução Nº 20 do CONAMA de 18/06/86, citada resumidamente no Quadro 1.2 com respectivos parâmetros físico-químicos apresentados no Quadro 1.3.

Para melhor compreensão do ciclo de tratamento é utilização das águas superficiais é interessante que se considerem os sistemas de tratamento e distribuição de água potável como indústrias de transformação, em que a matéria prima é a água bruta, a qual deve ser submetida a diversas operações e processos químicos no interior das Estações de Tratamento de Água - ETA (indústria), e transformadas em água potável (produto final). Tal produto final deverá então ser desinfetado e protegido (desinfecção da água tratada), para então ser armazenado em reservatórios e subseqüentemente distribuído (através da rede de distribuição de água) aos consumidores.

**QUADRO 1.2: Resumo da classificação de águas naturais adotada pela resolução Nº 20 do CONAMA**

| <b>ÁGUAS DOCES</b>   |
|--|
| <p><b>I - CLASSE ESPECIAL - Águas Destinadas:</b></p> <p>a) Ao abastecimento doméstico sem prévia ou com simples desinfecção;</p> <p>b) À preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.</p>   |
| <p><b>II - CLASSE 1 - águas Destinadas:</b></p> <p>a) Ao abastecimento doméstico após tratamento simplificado;</p> <p>b) À proteção das comunidades aquáticas;</p> <p>c) À recreação de contato primário;</p> <p>d) À irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvem rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película;</p> <p>e) À criação natural e/ou interiorina (agricultura) de espécies à alimentação humana.</p> |
| <p><b>III - CLASSE 2 - Águas Destinadas</b></p> <p>a) Ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional;</p> <p>b) À proteção das comunidades aquáticas;</p> <p>c) À recreação de contato primário (esqui aquático, natação, mergulho)</p> <p>d) À irrigação de hortaliças e plantas frutíferas;</p> <p>e) À criação natural e/ou intensiva (agricultura, de espécies destinadas à alimentação humana).</p>   |
| <p><b>IV - CLASSE 3 - Águas Destinadas:</b></p> <p>a) Ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional;</p> <p>b) À irrigação de culturas arbóreas, cerealíferos e forrageiros;</p> <p>c) À dessedentação de animais.</p>  |
| <p><b>V - CLASSE 4 - Águas Destinadas</b></p> <p>a) à navegação;</p> <p>b) À harmonia paisagística;</p> <p>c) Aos usos menos exigentes.</p>  |

Em toda indústria de transformação, quanto melhor a qualidade da matéria prima, mais simples são os processos e operações, no interior da mesma, para obtenção do produto final. Analogamente, em sistemas de tratamento de água, quanto melhor a qualidade da água bruta, mais simples será a ETA responsável pela produção de água potável, conforme será discutido no item 2 do presente texto.

**Quadro 1.3: características físico-químicas das águas doces**

| PARÂMETRO  | UNIDADE              | CLASSE    |           |           |           |
|--|----------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|
|  |                      | 1         | 2         | 3         | 4         |
| DBO <sub>5</sub> (Demanda Bioquímica de Oxigênio)        | mg O <sub>2</sub> /l | ≤ 3       | ≤ 5       | ≤ 10      | (2)       |
| Oxigênio Dissolvido (OD)                                 | mg O <sub>2</sub> /l | ≥ 6       | ≥ 5       | ≥ 4       | ≥ 2       |
| Turbidez   | (UT)                 | ≤ 40      | ≤ 100     | ≤ 100     | (2)       |
| Cor  | mg Pt/l              | (1)       | ≤ 75      | ≤ 75      | (2)       |
| pH   |                      | 6,0 a 9,0 | 6,0 a 9,0 | 6,0 a 9,0 | 6,0 a 9,0 |
| Coliformes (Ver Item 4 - Desinfecção de Águas e Esgotos) |                      |           |           |           | (2)       |

(1) Nível de cor natural do corpo de água em mg Pt/l.

(2) Não há limites.

Da mesma forma que para sistemas de tratamento de água, os sistemas de tratamento de esgotos também podem ser comparados à indústria de transformação, em que a matéria prima é a água residuária que deverá ser transformada em efluente tratado. O grau de tratamento, ou seja, a qualidade do produto final a ser produzido na indústria (ETE), depende principalmente da qualidade e capacidade de autodepuração do corpo d'água que vai receber o esgoto tratado. Se para a água de abastecimento existem os Padrões de Potabilidade, para as águas residuárias existem os Padrões de Emissão, especificados na legislação ambiental a nível Federal, Estadual e Municipal.

No exemplo mostrado no esquema da Figura 1.1, a água potável distribuída é utilizada pela cidade A e transformada em águas residuárias (esgotos domésticos e industriais). Essas águas servidas devem ser submetidas a tratamento adequado, com vistas a proteção dos corpos d'água receptores. Pois o mesmo manancial pode vir novamente a fornecer água bruta para abastecimento da cidade situada mais a jusante do ponto de lançamento do esgoto tratado na ETE da cidade A.

A ilustração da Figura 1.1 demonstra a importância de se considerar a bacia hidrográfica como unidade fundamental para o equacionamento dos problemas ligados ao saneamento básico e à proteção de recursos hídricos. Deve-se salientar ainda, que a proteção dos mananciais passa não só pelo tratamento das águas residuárias, mas também pela coleta, tratamento e disposição final adequados dos resíduos sólidos (lixo) gerados pela comunidade. Pois, se assim não for, grande parte de tais resíduos poderão ser carregados para o corpo d'água, ou infiltrados para o lençol subterrâneo, contribuindo para a poluição dos mesmos.

Com objetivo de aprofundar alguns tópicos do quadro apresentado, a seguir são discutidos conceitos básicos a respeito de sistemas de tratamento de águas para abastecimento e sistemas de tratamento de águas residuárias.

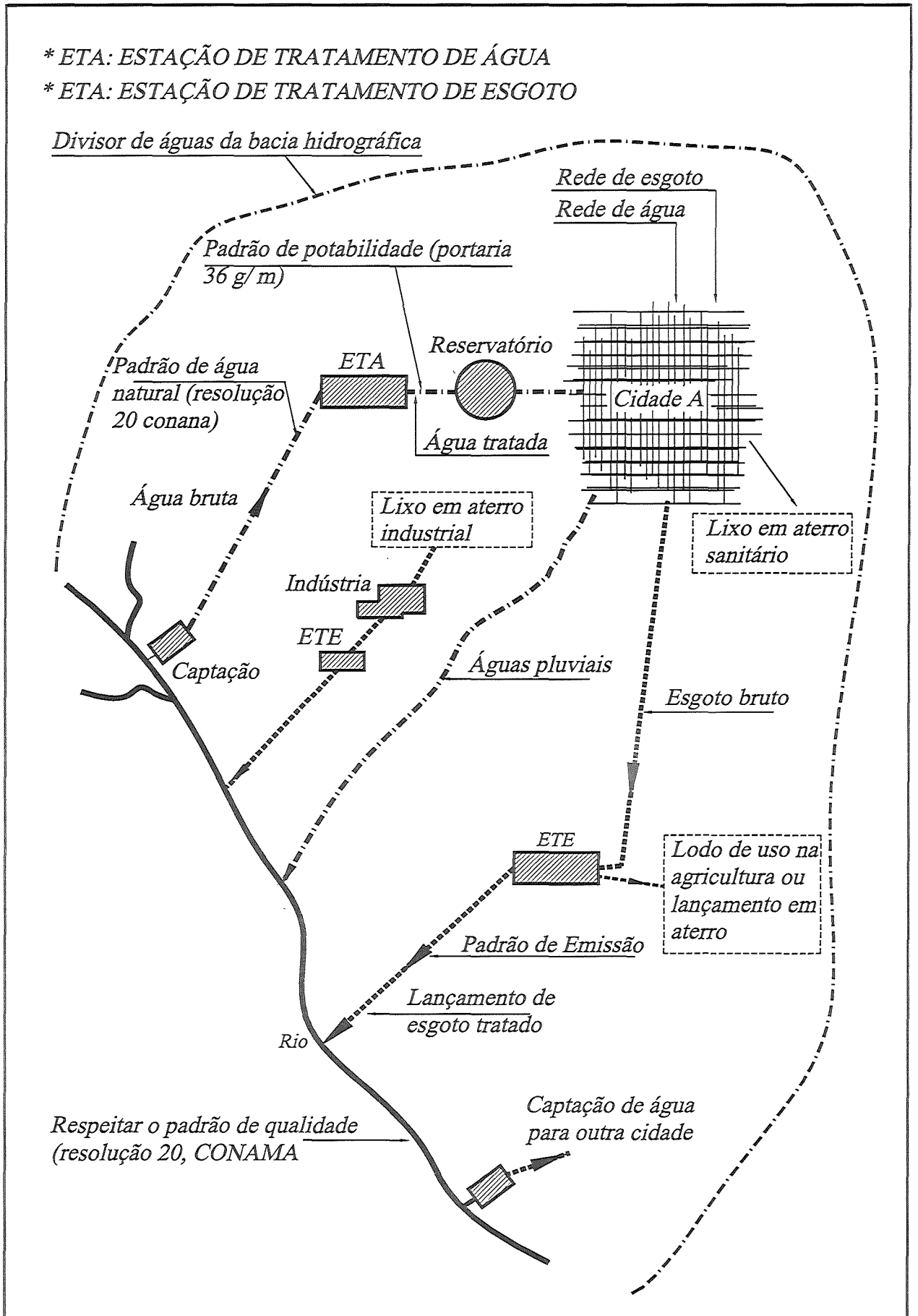


Figura 1.1 - Fluxograma ilustrativo do uso da água numa bacia hidrográfica.

## 2. TRATAMENTO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO: CONCEITOS BÁSICOS.

---

Marco A. Penalva Reali

### 2.1 - CONSIDERAÇÕES PRELIMINARES

Juntamente ao presente texto, sugere-se leitura do livro. "Alternativas para Tratamento de Esgotos e Pré-tratamento de Águas para Abastecimento", de autoria de José Roberto Campos. Na primeira parte daquela obra são descritas diversas alternativas de tratamento de esgotos e, numa segunda parte, as alternativas de pré-tratamento de água para abastecimento com vistas à melhoria da qualidade da água bruta a ser submetida ao tratamento final numa estação de tratamento de Água (ETA).

Portanto, recomenda-se a leitura prévia daquela obra, tendo-se em vista que no presente texto são apresentados apenas alguns comentários acerca das principais unidades que compõem as ETAS juntamente com estimativa de custo de sistemas de tratamento com ciclo completo. São também discutidos brevemente alguns sistemas simplificados de tratamento e apresentada alternativa mais recente de tratamento de água utilizando a flotação por ar dissolvido em substituição aos decantadores.

### 2.2 - SISTEMA CONVENCIONAL DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Um sistema convencional de tratamento de água com ciclo completo é constituído das seguintes unidades ou etapas sequenciais de tratamento:

- unidade de mistura rápida (aplicação da coagulante)
- unidades de floculação
- unidades de decantação
- unidades de filtração
- unidades de desinfecção
- condicionamento químico ou estabilização final da água para se evitar corrosão ou incrustação nos elementos da rede de distribuição.

Além dessas unidades, em alguns casos pode ser necessária a implantação de outras etapas, complementares de tratamento, como por exemplo: i) pré-cloração da água bruta, quando a mesma apresenta má qualidade bacteriológica; ii) oxidação química para remoção de ferro, manganês ou outros contaminantes inorgânicos; e iii) utilização de carvão ativado (granular ou em pó) visando adsorção de compostos orgânicos.

Na Figura 2.1 são mostrados esquematicamente as principais unidades de um sistema convencional de tratamento de água. A seguir, apresenta-se a descrição sucinta de cada uma dessas unidades.



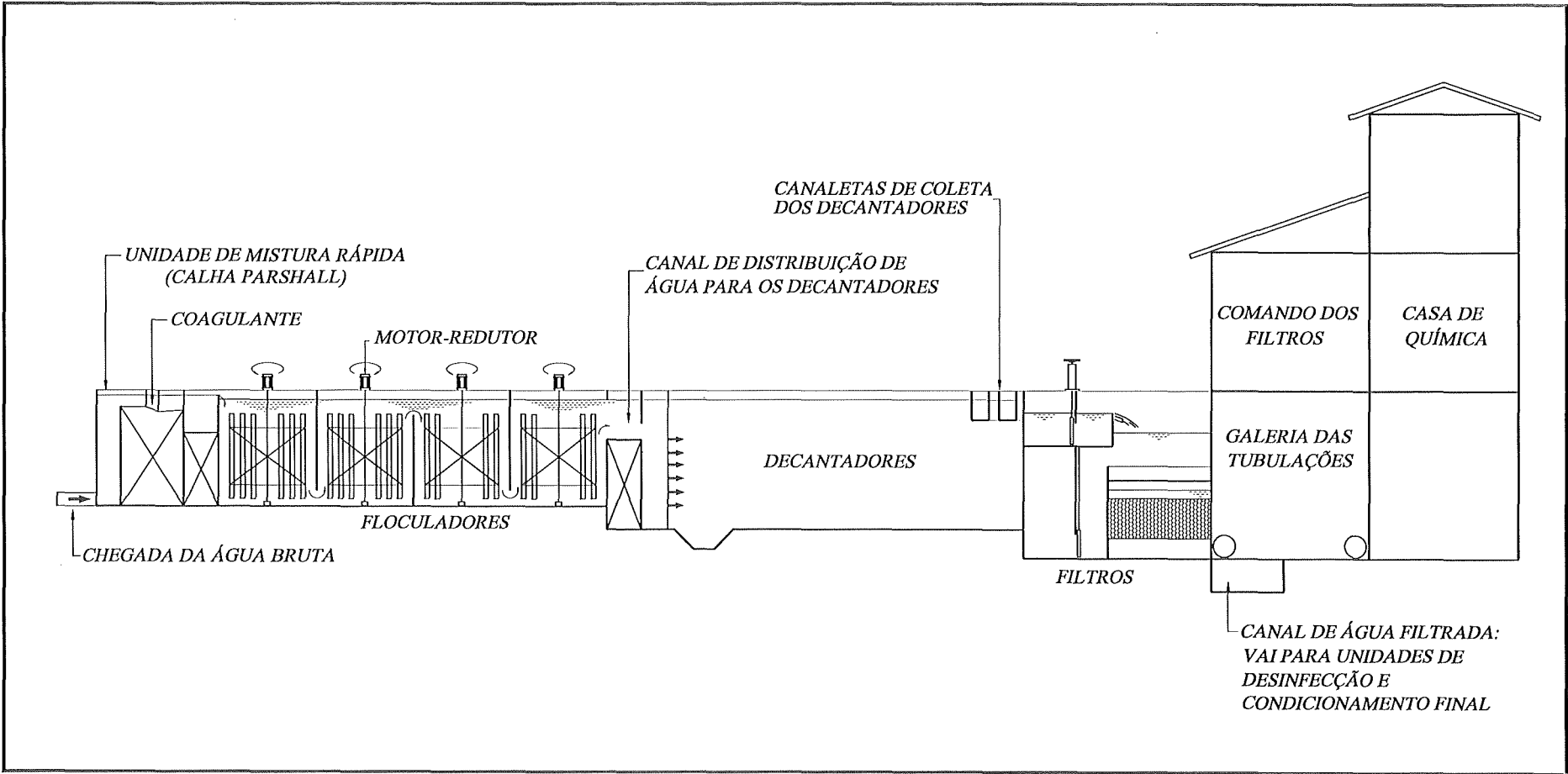


Figura 2.1 - Esquema geral ilustrativo de uma estação de tratamento de água convencional com ciclo completo.

## **UNIDADE DE MISTURA RÁPIDA**

Nessa unidade são misturadas, à água bruta, produtos químicos coagulantes, sendo os mais comuns o sulfato de alumínio e o cloreto férrico. Existem também no mercado outros agentes coagulantes, que, dependendo do caso, podem constituir alternativas interessantes, como por exemplo o cloreto de polialumínio (PAC), a caparrosa clorada e polímeros sintéticos.

Ao serem adicionados à água esses produtos químicos formam precipitados de Hidróxido Metálico, (de alumínio ou de ferro) e provocam a desestabilização das "impurezas" da água, permitindo, numa etapa subsequente, a formação de pequenos flocos que incorporam a maior parte daquelas impurezas.

Essa etapa, também conhecida como coagulação química da água, constitui uma das partes mais importantes do tratamento da água, pois interfere de maneira marcante no desempenho das unidades subsequentes (floculação, sedimentação ou flotação e filtração).

Para ocorrer a reação de hidrólise do coagulante e subsequente precipitação de hidróxido metálico, é necessária a presença de alcalinidade na água. Quando a água não apresenta naturalmente concentração suficiente de alcalinidade, é preciso que se adicione à água algum tipo de agente químico alcalinizante, sendo mais comumente utilizada a cal hidratada.

Os parâmetros operacionais de controle das condições ótimas de coagulação são basicamente a dosagem de coagulante e o pH de coagulação. Sendo o último controlado pela dosagem de alcalinizante, quando necessário.

Para um determinado tipo de coagulante, as condições ótimas de coagulação (dosagem e pH de coagulação) numa ETA variam conforme as características da água bruta, as quais, mesmo considerando-se um único manancial, pode variar conforme as estações do ano. A avaliação das dosagens necessárias para cada tipo de água normalmente é realizada empregando-se unidade de coagulação/floculação/sedimentação em escala de laboratório, denominada instalação para "Jar Test".

As unidades de mistura rápida devem ser projetadas de forma a permitirem a dispersão rápida e o mais uniforme possível do coagulante na água.

Existem diversos tipos de unidades de mistura rápida, sendo as mais comuns aquelas constituídas de tanque com agitador rápido tipo turbina (ver Figura 2.2) e os misturadores hidráulicos (sem unidades mecânicas). Estes últimos, desde que bem projetados, apresentam desempenho muito bom, com a vantagem de não apresentarem problemas de manutenção:

Dentre os misturadores hidráulicos, um dos tipos mais empregados é a "Calha Parshall". Essa unidade, além de promover a mistura rápida, atua também como medidor da vazão de água bruta afluyente à ETA (ver figura 2.3).

O projeto de unidade de mistura rápida é pautado basicamente em dois parâmetros: i) gradiente, médio de velocidade, que é relacionado diretamente à potência dissipada na água (mecanicamente ou hidráulicamente) e; ii.) tempo de mistura rápida, de poucos segundos nas unidades hidráulicas e usualmente de 0,5 a 3 min em unidades mecanizadas.

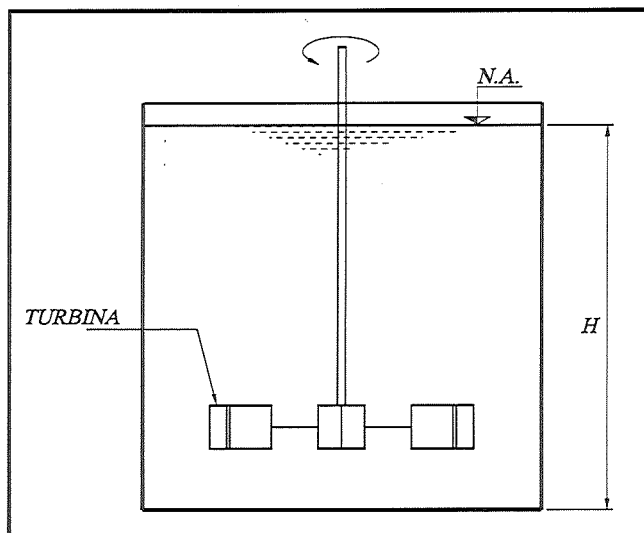


Figura 2.2 - Corte esquemático de uma unidade de mistura rápida com agitador tipo turbina e forma quadrada (em planta).

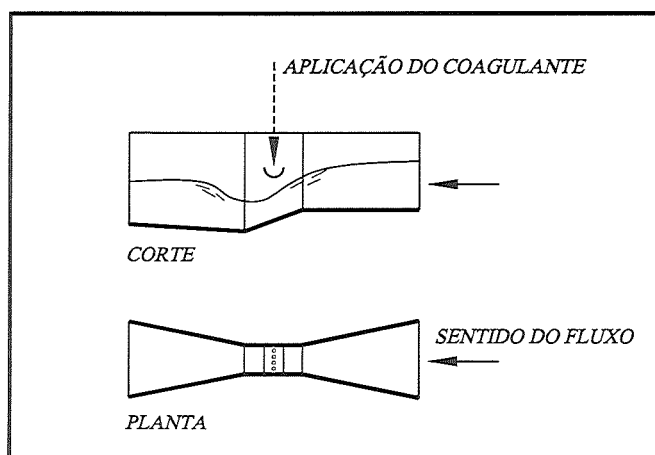


Figura 2.3 - Unidade de mistura rápida tipo Calha Parshall

### UNIDADE DE FLOCULAÇÃO

Após a mistura com o coagulante, a água é encaminhada às unidades de floculação, onde ocorre a formação de agregados maiores (flocos) promovidos pelas colisões entre as partículas menores formadas na unidade anterior.

Para promover a colisão entre as partículas em suspensão, pode-se tomar partido de agitadores mecânicos (tipo turbina ou com paletas) ou agitação hidráulica. Entretanto, o grau de agitação requerido para a floculação é bem menor que aquele da mistura rápida, pois nessa etapa, à medida que os flocos crescem de tamanho, tornam-se mais susceptíveis de serem "quebrados" caso se tenha agitação mais intensa. Assim, nessa fase do tratamento, deve-se promover "agitação lenta" da massa líquida.

As condições mais adequadas para a floculação de um determinado tipo de água também podem ser obtidas com o emprego do equipamento de "Jar Test", citado anteriormente.

Existem vários tipos de flocladores mecanizados, podendo-se citar: flocladores com agitador tipo turbina, com agitador de eixo vertical, de eixo horizontal, alternativos, entre outros. Na Figura 2.4 é apresentado floclador mecanizado com eixo vertical e paletas paralelas ao eixo.

Geralmente são projetadas 3 ou 4 unidades desse tipo dispostas em série, com a finalidade de aumentar a eficiência da floculação.

Em estação de menor porte é comum a adoção de flocladores hidráulicos. Nesse tipo de unidade, geralmente, a agitação lenta é obtida através da passagem da água em "canais" que mudam de direção constantemente. Existem várias modalidades de flocladores hidráulicos, sendo as mais comuns os flocladores com chicanas e escoamento horizontal e flocladores com chicanas e escoamento vertical. Este último encontra-se representado esquematicamente na Figura 2.5.

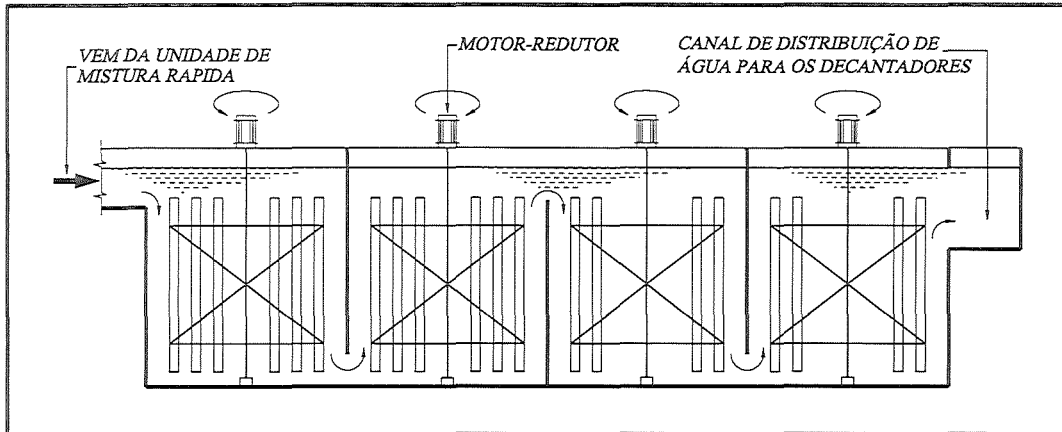


Figura 2.4 - Corte esquemático de uma unidade de floculação com 4 câmaras em série dotadas de agitadores de eixo vertical e paletas perpendiculares ao eixo

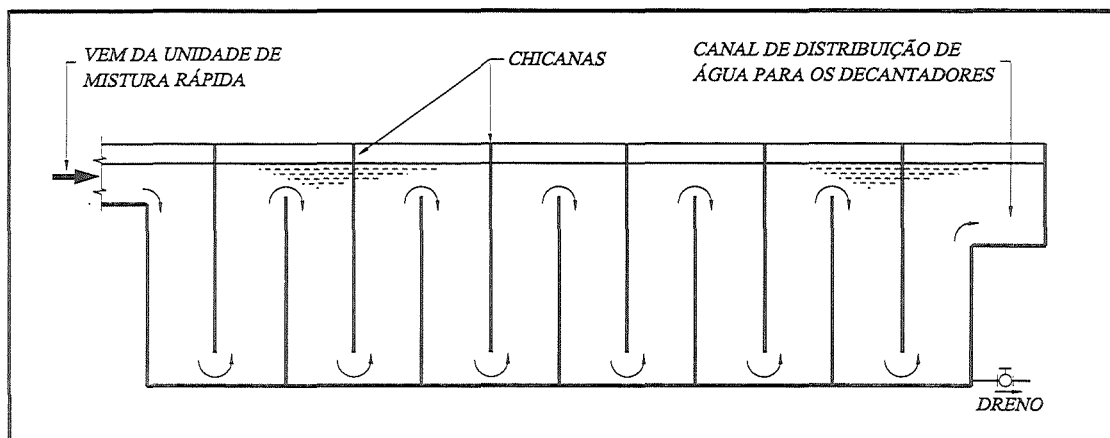


Figura 2.5 - Corte esquemático de um floclador hidráulico com chicanas e escoamento vertical

Da mesma forma que as unidades de mistura rápida, os flocladores são projetados levando-se em conta principalmente (existem outros fatores) o gradiente médio de velocidade ( $G_M$ ) no interior da unidade e o tempo de floculação.

Para unidades mecanizadas, com câmaras em série, usualmente se adota valores de  $G_M$  na faixa de 15 a  $70s^{-1}$  e tempo de floculação total entre 25 a 45 min. Para flocladores hidráulicos os valores usuais de tempo de floculação são mais baixos (20 a 30 min) com a mesma faixa de  $G_M$ .

## UNIDADES DE SEDIMENTAÇÃO (OU DECANTADORES)

Em sistemas convencionais, a água, após a floculação, é encaminhada para os decantadores. Nessas unidades o escoamento de água é tranquilizado o suficiente para promover a sedimentação dos flocos em suspensão.

Como a velocidade de sedimentação dos flocos é diretamente proporcional ao quadrado do valor do diâmetro médio dos mesmos, é importante que a veiculação da água dos floculadores até a entrada dos decantadores seja realizada de maneira a se evitar a "quebra" dos flocos.

Os dispositivos de entrada e saída dos decantadores devem ser cuidadosamente projetados, pois exercem influência marcante no desempenho da sedimentação.

No interior das unidades de sedimentação os flocos são acumulados ao longo do fundo das mesmas conforme vão sendo removidos da suspensão. Dessa forma, a água ao chegar no final da unidade deverá encontrar-se livre da maior parte dos flocos. Uma pequena parcela dos flocos, relativa àqueles de menor tamanho e/ou de menor densidade, escapam dos decantadores, devendo ser retidos nas unidades de filtração subsequentes.

Verifica-se assim, que unidades de decantação mal projetadas de forma inadequada acarretam sobrecarga às unidades de filtração, e, mau funcionamento das mesmas tanto no que se refere à qualidade da água filtrada quanto na diminuição da duração das carreiras de filtração. Este último efeito reflete-se diretamente na quantidade de água a ser gasta para lavagem dos filtros após cada carreira de filtração. Normalmente se gasta de 2% a 5% do total de água produzida numa ETA para lavagem dos filtros, sendo estes valores bem mais elevados quando existem problemas com as unidades antecedentes (coagulação/floculação ou sedimentação).

Os principais parâmetros de projeto dos decantadores são a taxa de aplicação superficial (vazão de água aplicada/área em planta da unidade) e a velocidade horizontal da água, calculada de forma a não provocar arraste dos flocos já sedimentados.

As unidades de sedimentação empregadas em tratamento de água usualmente são de dois tipos:

- **Unidade de decantação convencional com escoamento horizontal:** Constituídas de tanques retangulares, em planta, com profundidade geralmente na faixa de 3,0 a 5,0 m. Na Figura 2.6 é mostrado um esquema de um decantador desse tipo. As taxas usualmente empregadas para o projeto dessas unidades se situa normalmente na faixa de 16 a 40 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> dia.

- **Unidade de sedimentação de alta taxa com escoamento laminar:** este tipo de unidade se caracteriza pela presença em seu interior de placas paralela ou elementos tubulares inclinados, os quais possibilitam escoamento laminar ("bem comportado") da água no interior dos mesmos. Além disso, tais elementos diminuem a distância que os flocos, em processo de sedimentação, necessitam percorrer até serem removidos. Essa concepção resulta em unidades bastante eficientes e que necessitam de área de implantação bem menores que àquelas exigidas pelos decantadores convencionais. Usualmente são projetados com valores de taxa de aplicação superficial de ordem de 120 a 180 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> dia. Na Figura 2.7 é apresentado um esquema de uma unidade do tipo ora descrito.

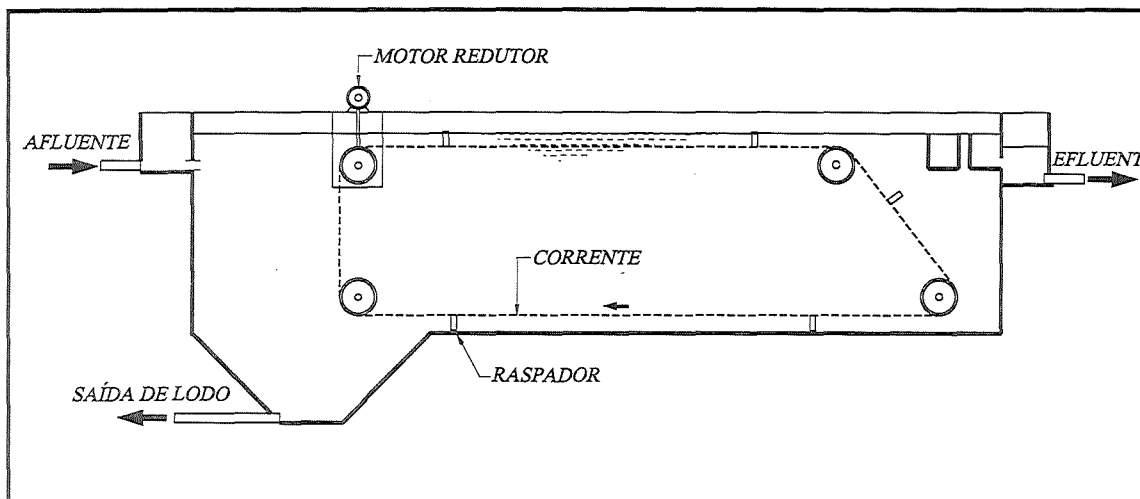


Figura 2.6 - Esquema ilustrativo de um decantador convencional e retangular.

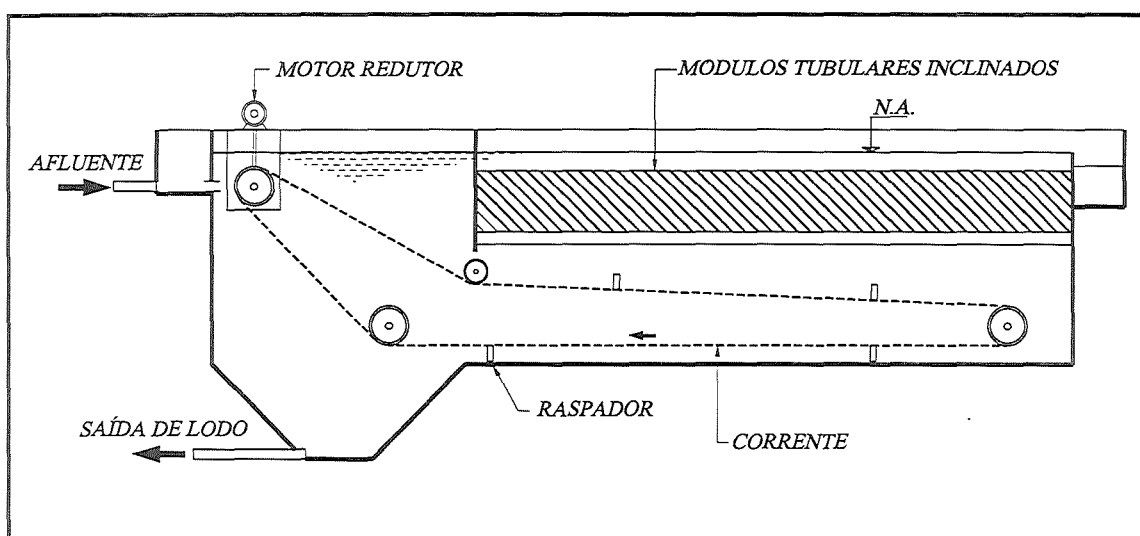


Figura 2.7 - Esquema ilustrativo de um decantador laminar.

### UNIDADES DE FILTRAÇÃO

Os filtros constituem a etapa final de clarificação das águas num sistema de tratamento com ciclo completo. Nessas unidades são retidas a maior parte das impurezas em suspensão e em estado coloidal que não puderam ser removidas nas unidades precedentes.

Nesse tipo de sistema de tratamento o tipo de filtração utilizado é denominado filtração rápida por gravidade com sentido de escoamento descendente. Nesta modalidade de filtro, a água decantada é introduzida na parte superior do mesmo, e, sob ação da gravidade, percola através do leito filtrante até atingir o sistema de drenagem situado no fundo do filtro. O fundo dos filtros podem ser constituídos de laje formando "fundo falso" contendo bocais especiais para uniformizar a coleta de água filtrada e distribuição da água para lavagem dos filtros (lavagem a contracorrente).

A água filtrada é então encaminhada às unidades de desinfecção e condicionamento final, e, em seguida aos reservatórios de distribuição.

No passado, a maior parte dos filtros possuíam leito filtrante constituído de areia estratificada (com grãos de vários tamanhos) adequadamente classificada. Entretanto, verificou-se mais tarde que a colocação de uma camada de carvão antracito (usualmente com espessura de 0,40 a 0,60 m) com granulometria mais grossa, sobre uma camada bem menor de areia (espessura sobre 0,20 a 0,35 m) com granulometria mais fina que o carvão, resulta em aumento considerável na eficiência dos filtros tanto no que se refere à capacidade de retenção de impurezas (maior volume filtrado/carreira) quando à melhor qualidade da água produzida.

Mais recentemente, tem-se verificado que a adoção de leito filtrante constituído de camada única de areia com granulometria bastante uniforme (espessura da ordem de 0,60 a 1,0 m) é capaz de fornecer resultados tão bons quanto os filtros de dupla camada de antracito e areia, a custos menores, dependendo da região do país.

O número de filtros a serem adotados no projeto de uma ETA depende de diversos fatores, tais como, magnitude da vazão a ser tratada, arranjo físico do sistema de tratamento, questões econômicas, entre outros.

O conjunto de filtros de uma ETA podem ser projetados para operação com taxa constante ou com taxa declinante de filtração (sendo a taxa igual à velocidade média de aproximação da água na superfície do leito filtrante), dependendo dos dispositivos de controle de entrada e/ou saída dos filtros.

Os sistemas de filtração com taxa declinante requerem, como dispositivos de controle na saída, apenas a colocação de vertedores na saída de cada filtro (opcionalmente pode ser colocado apenas um vertedor comum aos filtros) e, dependendo do caso, a adoção de orifício dissipador de energia na tubulação de saída. Quanto à entrada dos filtros, para que os mesmos operem com taxa declinante, é necessário apenas que todos os filtros sejam interligados ao canal de distribuição de água decantada, de forma a constituírem sistema de vasos comunicantes (ver Figura 2.8).

Modernamente, a maioria das ETAs tem sido projetadas com sistemas de filtração com taxa declinante. Por outro lado, caso se opte por sistema de filtração com taxa constante, uma modalidade bastante interessante é a conhecida por "sistema de filtração de taxa constante com distribuição eqüitativa de vazões". Nesse sistema, basicamente os únicos dispositivos requeridos são vertedores na entrada de cada filtro para controlar a vazão de água decantada afluyente aos mesmos (ver Figura 2.9).

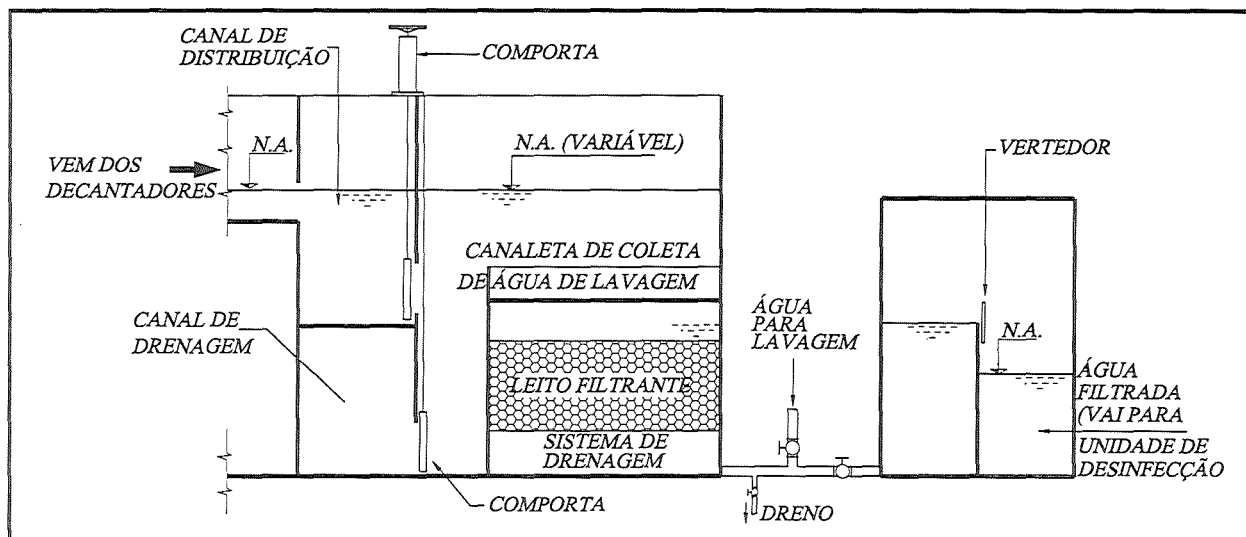


Figura 2.8 - Esquema ilustrativo de um filtro projetado para operação com taxa declinante

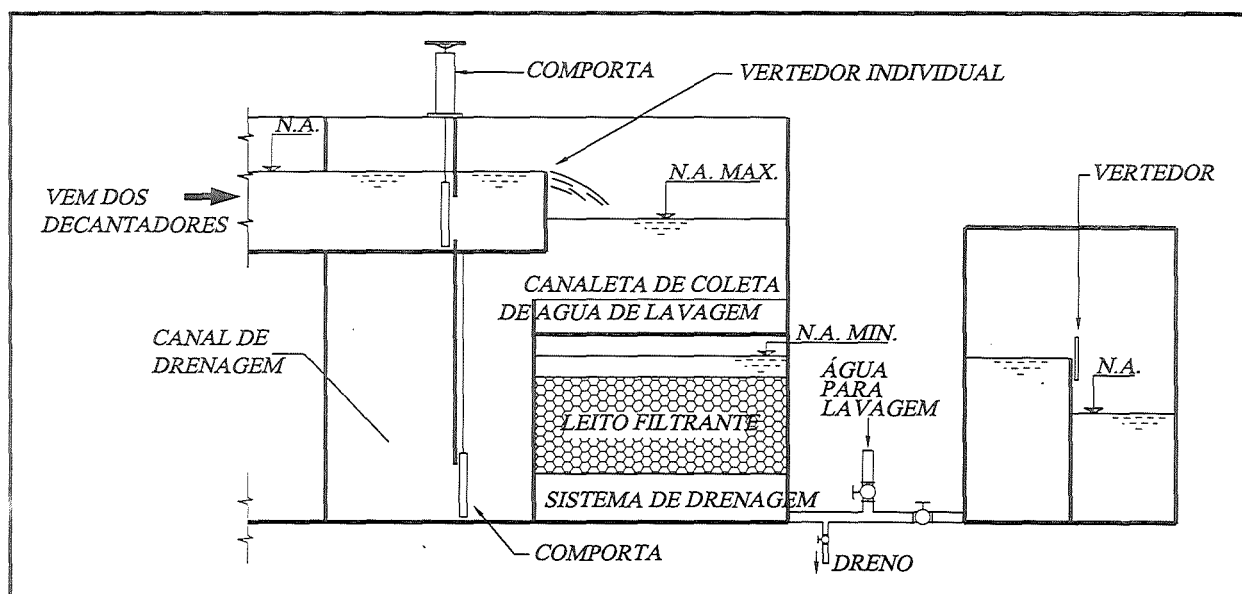


Figura 2.9 - Esquema ilustrativo de um filtro projetado para operação com taxa constante.

### UNIDADES DE DESINFECÇÃO E CONDICIONAMENTO FINAL DE ÁGUA

Após ser submetida aos processos que visam a clarificação final da água, que culminou com a filtração, é necessário que se promova a desinfecção da mesma para a eliminação final de microrganismos capazes de transmissão de doenças.

No Brasil, a desinfecção da água para consumo humano é realizada com emprego da cloração, através de suas diversas modalidades. No item 4 do presente texto, são discutidos os aspectos mais relevantes da desinfecção das águas. Foi dado destaque especial para esse tópico tendo-se em vista a importância de desinfecção como barreira sanitária final num sistema de abastecimento de água.



Após a desinfecção, a água deve ser condicionada quimicamente (estabilizada quimicamente), através da adição de álcali apropriado e/ou adição de outros agentes condicionadores, os quais visam sempre a inibição da corrosão e da formação de incrustações nas canalizações da rede de distribuição de água tratada.

A estabilização final da água quando não realizada de maneira adequada, pode provocar sérios danos à rede de distribuição, com diminuição da capacidade hidráulica das tubulações devido à formação de incrustações no interior das mesmas ou, quando a água for corrosiva, diminuição da vida útil das unidades metálicas. Neste último caso, a água distribuída, pode acabar apresentando metais tóxicos dissolvidos, em concentrações acima daquelas recomendadas pelos Padrões de Potabilidade, provocando danos à saúde da população atendida.

### CUSTOS DE SISTEMAS CONVENCIONAIS DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Os custos referentes a implantação de sistemas de tratamento de água variam de acordo com região do país. Além disso, variam também com o tipo de sistema adotado, que é função da qualidade da água bruta e das características socioeconômicas e culturais da comunidade beneficiada. Portanto, é muito difícil a previsão de valores genéricos confiáveis para tais custos, sem levar em conta as situações específicas de cada região.

Na Figura 2.10 são apresentadas curvas estimativas de custos de construção de ETAs em função da capacidade das mesmas (em milhões de m<sup>3</sup> de água por dia), apresentadas por SCHULE e OKUM (reproduzidas no livro "Tratamento de Água" de José M. Azevedo Netto e C.A. Richner). São mostradas curvas relativas a ETAs convencionais nos E.U.A e a ETAs, simplificadas na América Latina.

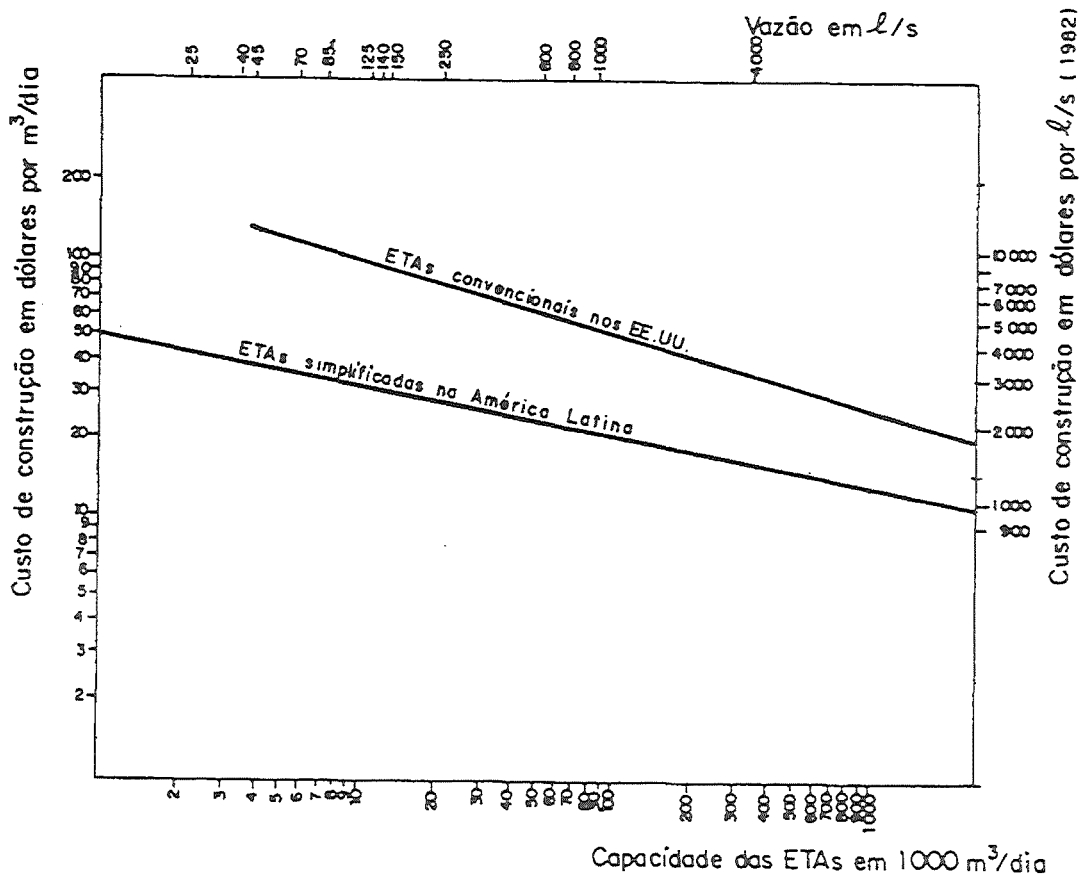


Figura 2.10 - Custos de construção de estações de tratamento de água (Schulz e Okun)

## 2.3 - SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUA POR FILTRAÇÃO DIRETA

Quando a água do manancial escolhido para o abastecimento apresentar qualidade boa, e, sem variações significativas da mesma ao longo das estações do ano é possível adoção de sistemas simplificados de tratamento por filtração direta da água, após coagulação química da mesma.

Uma modalidade bastante interessante desse tipo de sistema é a filtração direta ascendente, em que a água bruta, após coagulação química adequada (com dosagens bem menores que no sistema convencional) é encaminhada diretamente aos filtros. Nesse tipo de filtro, o escoamento ocorre no sentido ascendente, ou seja inverso ao dos filtros convencionais.

Dessa forma, a água coagulada passa primeiro pelo fundo do filtro, onde o leito filtrante apresenta grãos maiores. Nessa região inferior ocorre floculação e retenção das partículas maiores. Em seguida, durante a passagem da água por regiões sucessivas do leito com granulometria decrescente, ocorre a filtração de uma forma bastante interessante, resultando num aproveitamento muito grande da capacidade de retenção de impurezas ao longo de toda a espessura da camada filtrante.

Nas unidades de filtração direta ascendente a altura do leito bem maior que nos filtros convencionais, com valores geralmente acima de 1,80 m, o que resulta em maiores valores de vazão requerida durante a retrolavagem do filtro, comparadas aquelas utilizadas em filtros com leitos de menor espessura.

A filtração direta também pode ser realizada com utilização de filtros com escoamento descendente, similares aos filtros de sistema convencional com dupla camada (antracito e areia), constituindo a modalidade conhecida por "filtração direta descendente". Nesse sistema, dependendo da qualidade de água, pode-se ter ou não a necessidade de se prever uma unidade de pré-floculação da água, após a unidade de mistura rápida.

Portanto as modalidades de filtração direta, quando possíveis de serem adotadas (dependendo da qualidade da água bruta), oferecem vantagens significativas quanto aos investimentos necessários à construção do sistema (menor número de unidades) além de menor consumo de produtos químicos. Entretanto, tais sistemas normalmente exigem operação mais cuidadosa, pois o tempo de passagem da água pela ETA é bem menor que àquele referente às ETAs convencionais, e, quaisquer ajustes no processo de coagulação, em função de oscilação na qualidade da água bruta, devem ser efetuados com maior presteza.

## 2.4 - SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUA COM EMPREGO DA FILTRAÇÃO LENTA

A filtração lenta constitui processo de tratamento de água que prescinde da coagulação química, tomando partido principalmente da atividade biológica de microrganismos que se formam na parte superior da camada de areia dos filtros. Nessa pequena camada, de poucos centímetros de espessura, ocorre a retenção da maior parte das impurezas da água em processo de tratamento.

Entretanto, nessa modalidade de filtração, para que o processo de remoção de impurezas ocorra de maneira eficiente, devem-se aplicar taxas de filtração bem mais baixas (na faixa de 3 a

9 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia) que na filtração rápida convencional (usualmente de 120 a 400 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia). Portanto considerando-se uma mesma vazão a ser tratada, a filtração lenta resultaria numa área (em planta) dos filtros, dezenas de vezes maior que aquela exigida pela filtração rápida.

A limpeza desse tipo de filtro é realizada removendo-se alguns centímetros (cerca de 1 a 3 cm) da camada superior do leito de areia, para em seguida, proceder a lavagem dessa areia em unidades apropriadas. Após a remoção das impurezas retidas, a areia é recolocada na unidade para um novo ciclo de filtração.

A operação de lavagem normalmente é feita em intervalos tempo relativamente grandes, geralmente acima de um mês, dependendo da qualidade da água bruta.

Para que a filtração lenta seja eficiente, e até mesmo viável, é necessário que a água bruta apresente qualidade boa, com baixos valores de cor e turbidez.

Tendo-se em vista essas características, no Brasil usualmente a filtração lenta é utilizada apenas em sistemas de abastecimento de água de pequenas comunidades. Entretanto, em diversos países desenvolvidos, como por exemplo na Inglaterra, existe um grande número de ETAs de grande porte que utilizam a filtração lenta.

A seguir são apresentadas algumas recomendações de projeto de filtros lentos feitas por AZEVEDO NETTO e BOTELHO (1991):

• **Estrutura Vertical (camadas) do filtro lento:**

- Altura livre sobre água: 0,25 a 0,30 m
- Altura da coluna de água: 0,85 a 1,40 m
- Camada de areia: 0,90 a 1,10 m
- Camada de pedregulho: 0,25 a 0,35 m
- Drenos: 0,25 a 0,45 m
- Altura total: 2,50 a 3,60 m

• **Número de Filtros Lentos:**

| População (habitantes) | Nº de Unidades em funcionamento | OBS   |
|------------------------|---------------------------------|---|
| até 10.000             | 2                               | - cada uma capacidade para o consumo máx. diário          |
| 10.000 a 40.000        | 3                               | - cada uma com capacidade para 50% do consumo diário      |
| 40.000 a 100.000       | 4                               | - cada uma com capacidade para 1/3 do consumo máx. diário |

## 2.5 - SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUA COM EMPREGO DA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO

Nos últimos anos, têm crescido significativamente o número de ETAs projetadas de forma a contar com unidades de Flotação por Ar Dissolvido (FAD) em substituição aos decantadores.

Há séculos empregada na indústria da mineração para enriquecimento de minérios nobres, a flotação teve seu uso ampliado para a área de saneamento ambiental no início deste século. Nessa área, as primeiras aplicações de flotação tiveram lugar na indústria de papel e celulose, onde tal processo era empregado para recuperação das fibras contidas nos efluentes líquidos, com conseqüente redução da carga poluidora dos despejos.

Em seguida, após a Segunda Grande Guerra, a flotação passou a ser empregada no tratamento de diversos outros tipos de efluentes líquidos industriais (indústrias de óleo vegetal, petroquímica, de tintas, diversos tipos de indústria alimentícia, entre outras), além de outras aplicações importantes como: espessamento de lodos gerados em ETEs e ETAs, remoção de algas de efluentes de lagoas de estabilização, e, mais recentemente também para o tratamento de esgotos domésticos (conforme abordado no item 3.2 mais adiante) e tratamento de água de abastecimento.

As aplicações da flotação em tratamento de água vem sendo estudadas, desde a década de setenta, em diversos países da Europa, com destaque para a Inglaterra, França e alguns países nórdicos, onde já se encontram em operação dezenas de ETAs contendo unidades de flotação no sistema de tratamento. No Brasil, o Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos - USP iniciou no final dos anos setenta linha de pesquisa acerca do emprego da flotação no tratamento de águas de abastecimento e residuárias. Nesta entidade foram produzidos mais de vinte trabalhos científicos sobre o referido tema.

Na indústria de mineração se emprega a modalidade de flotação conhecida por "Flotação por ar disperso". Neste processo, por intermédio de turbinas imersas na suspensão aquosa contendo "minério bruto + agentes químicos especiais", são produzidas bolhas de ar (com diâmetro da ordem de 0,5 a 3 mm) que, misturadas à massa líquida, "capturam" as partículas do minério nobre, arrastando-as até a superfície e separando-as do "refugo".

Por outro lado, no tratamento de águas de abastecimento e residuárias emprega-se sempre a modalidade conhecida por "Flotação por Ar Dissolvido por Pressurização" (FAD). Neste caso, são produzidas microbolhas de ar (diâmetro na faixa de 10 a 70  $\mu$ m) as quais aderem aos flocos ou partículas em suspensão, aumentando o empuxo atuante sobre as mesmas, ocasionando sua rápida ascensão até a superfície do flotador, de onde são removidas pela ação de dispositivos adequados (raspadores de superfície, por exemplo).

Nessa última modalidade, não é necessário a adição de nenhum outro agente químico especial, além dos coagulantes usualmente empregados em tratamento de água.

Em tratamento de água, as unidades de flotação são sempre empregadas em substituição aos decantadores, ou seja, possuem a mesma função dos mesmos, que é a separação da fase sólida (flocos) da fase líquida. No entanto, como na flotação se tem a presença de grande quantidade de microbolhas de ar misturadas à suspensão aquosa, verifica-se um efeito adicional de "arraste" pelas bolhas de ar ("air stripping") de substâncias voláteis porventura presentes na

água sob tratamento. Além disso, tais bolhas também podem promover certo grau de oxidação de metais que estejam presentes (em solução) na água.

A flotação requer também que a água seja previamente coagulada e floculada. Entretanto, a faixa de tamanho de flocos requeridos para o bom desempenho de flotação é bem menor que aquela exigida pela sedimentação. Assim, as unidades de floculação que antecedem os flotadores são bem menores, podendo ser projetadas com tempo de detenção na faixa de 8 a 25 minutos, bastante inferior à faixa exigida pelos floculadores que antecedem aos decantadores (25 a 45 min).

Além do menor tempo de floculação, as unidades de FAD, dependendo da qualidade da água bruta, podem também requerer menores dosagens de coagulantes, resultando em diminuição de custos para o sistema. Tal economia pode muitas vezes compensar o gasto de energia adicional que se tem no processo de geração de microbolhas.

O sistema de geração de microbolhas é constituído de uma câmara de saturação que recebe uma pequena parcela da vazão efluente do flotador (na faixa de 4 a 10%), a qual é pressurizada por bomba centrífuga (pressão usualmente na faixa de 3,5 a 6,0 kgf/cm<sup>2</sup>). No interior da câmara de saturação pressurizada existe um "colchão de ar" formado pela introdução de ar comprimido e controlado por válvulas especiais ou eletrodos. A água ao passar pelo "colchão de ar" sob pressão, dissolve parcela do ar até atingir certo grau de saturação, e em seguida é encaminhada à unidade de flotação (ver Figura 2.10).

Na entrada do flotador, a recirculação saturada, proveniente da câmara de saturação, é despressurizada em dispositivos especiais e misturada à suspensão que sai dos floculadores. Ao ser bruscamente despressurizada, a massa de água saturada libera o ar anteriormente dissolvido, na forma de minúsculas bolhas de ar, as quais, colidindo com os flocos promoverão a flotação dos mesmos.

A quantidade máxima teórica de ar capaz de ser dissolvido na câmara de saturação é definida pela Lei de Henry:

$$C = K_H \cdot P$$

em que,

C: Concentração do gás (mol/l ou mg/l)

$K_H$ : Constante de equilíbrio, ou coeficiente de lei de Henry, que depende da temperatura do líquido (mol/l.atm ou mg/l.atm)

P: pressão parcial do gás (atm)

Ou seja a concentração de ar na água vai depender da pressão e da temperatura no interior da câmara. Quanto maior a pressão, maior a concentração de ar dissolvido, e quanto maior a temperatura, menor essa concentração.

Em comparação à sedimentação, a flotação constitui processo de alta taxa, pois admite a aplicação de taxas bem maiores, na faixa de 120 a 300 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia.

A esse respeito, vale salientar que recentemente foi desenvolvida, por um dos autores do presente texto, uma unidade de flotação original (objeto de pedido de patente), concebida de forma a ser capaz de operar com taxas elevadíssimas (até 1000 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia). Tal concepção envolve o emprego de lamelas no interior de flotador, as quais proporcionam escoamento

próximo do regime laminar. Todas as vantagens descritas anteriormente para o sedimentador laminar, foram então incorporadas à este tipo de unidade de flotação.

A unidade de flotação de alta taxa (escoamento laminar) apresentou desempenho extremamente elevado, mesmo à taxas bastante elevadas, tendo requerido quantidade de ar para flotação menor que a usualmente fornecida para unidades de flotação convencional.

Finalmente, dentre as vantagens da flotação em relação à sedimentação, podem ser citadas as seguintes:

- Requer menores áreas para implantação (processo de alta taxa);
- Requer menores dosagens de coagulante;
- Requer unidades de floculação de menores dimensões (menor tempo de floculação) e com menor número de compartimentos (apenas 2);
- "Air Atripping" de substâncias voláteis porventura presentes;
- Dependendo da qualidade da água bruta, apresenta eficiência mais elevada de clarificação, beneficiando a operação dos filtros subsequentes. Tal vantagem é marcante quando se tem água bruta com cor elevada ou com elevada concentração de algas, em suspensão:
- O lodo produzido já apresenta-se espessado, com teor de sólidos na faixa de 3 a 6%.

No que se refere às desvantagens, pode-se citar:

- as unidades de flotação necessitam ser cobertas;
- Requerem equipamentos adicionais para geração das microbolhas (bomba de recirculação, câmara de saturação e compressor de ar);
- Requerem nível de atenção um pouco maior por parte dos operadores, tendo-se em vista o sistema de geração de microbolhas.

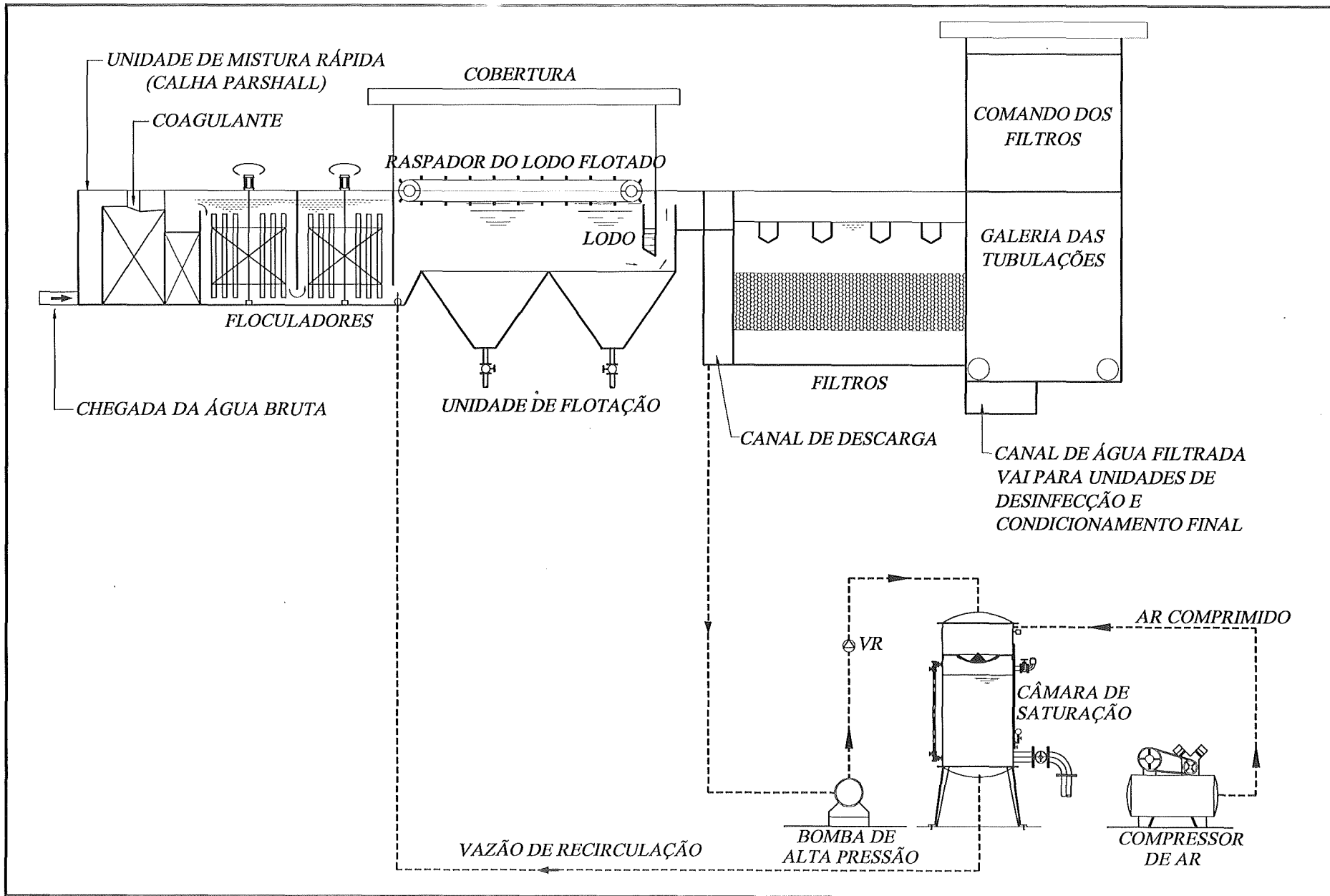


Figura 2.11 - Sistema de tratamento de água utilizando a flotação por ar dissolvido.

## 3. TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS.

---

José Roberto Campos

### 3.1 - PROCESSOS BIOLÓGICOS.

O tratamento biológico de esgotos sanitários pode ser efetuado por bactérias aeróbias ou anaeróbias.

Até o final da década de 60 prevaleceu a opção por processos fundamentados na ação de bactérias aeróbias (no projeto de estações de médio e grande portes), pois acreditava-se que os microrganismos anaeróbios prestavam-se preponderantemente para o tratamento de efluentes com elevada concentração de sólidos e de matéria orgânica.

Na década de 80 foram intensivamente pesquisados e aplicados novos tipos de reatores (para efluentes de baixa concentração, inclusive), que foram genericamente denominados reatores não convencionais.

Esses reatores anaeróbios baseiam-se no princípio de se tentar conseguir boas condições hidrodinâmicas associadas a elevada concentração de microrganismos.

Esses microrganismos podem ser mantidos aderidos a materiais inertes (pedras, grãos de areia, peças e materiais sintéticos, etc.) ou na forma de flocos ou grânulos.

Entre esses novos reatores destacam-se: reator anaeróbio de leito fluidificado, filtro anaeróbio, reator anaeróbio de manta de lodo e reator anaeróbio compartimentado.

O filtro anaeróbio aplica-se muito bem ao tratamento de efluentes industriais (após remoção preliminar de sólidos suspensos e de “óleos e graxas”).

O reator anaeróbio de leito fluidificado tem enorme potencialidade para seu uso, pois oferece excelentes condições hidrodinâmicas com alta retenção de biomassa ativa, na forma de biofilme.

Com relação ao uso de reatores anaeróbios de manta de lodo, apesar de ser uma proposta relativamente recente (início da década de 80), pode-se dizer que já existem muitos sistemas em operação no Brasil e no mundo, sobre cuja experiência pode-se ter o aval seguro de sua aplicabilidade para se alcançar eficiência na remoção de DBO da ordem de 70%.

Esses reatores têm custo de execução relativamente baixo, assim como seus custos operacionais resultam muito inferiores aos de processo aeróbio convencional (mecanizado), por lodos ativados.

Os aspectos positivos do processo anaeróbio, quando comparados com a maioria das alternativas em que se empregam o processo aeróbio, são:

- Não há necessidade de instalação de equipamentos mecânicos.



- Não há demanda de energia elétrica para aeração.
- A produção e lodo é muito menor (1/3 a 1/5 do volume geralmente produzido em processo aeróbio).
- Há produção de gás combustível, que eventualmente pode ser economicamente utilizado.

A experiência que prevalece hoje permite considerar que os reatores anaeróbios de manta de lodo constituem solução cujos custos de execução e operação são os mais atraentes; apenas podendo perder para lagoas de estabilização (quando existe área disponível no local) ou reatores anaeróbios compartimentados. O custo operacional resulta muito inferior quando se compara com os de lodos ativados.

Deve-se levar em consideração, contudo, que os reatores anaeróbios de manta de lodo, na maioria dos casos, alcançam eficiência média da ordem de 70%, quando bem projetados e operados.

Esse fato exige que, ao se projetar sistemas de tratamento concebidos com base em reatores anaeróbios deve-se prever que o seu efluente passará por pós-tratamento, visando alcançar eficiência mais elevada, em função de exigências que possam prevalecer em padrões de emissão locais.

Entre as alternativas para tratamento complementar, incluem-se: a) lagoas facultativas; b) lagoas de alta taxa; c) lagoas aeradas (com retenção do lodo produzido); d) reator de leito fluidificado; e) disposição no solo; f) lodos ativados; g) tratamento físico-químico; h) filtro biológico aeróbio, etc.

Até o presente, aparentemente, as soluções que mais estão sendo adotadas no Brasil são pertinentes ao uso de lodos ativados (como o pós-tratamento), porém nos meios técnico-científicos já existem vários profissionais que estão tendo sua atenção direcionada para o tratamento físico-químico e para filtro biológico aeróbio.

Na Escola de Engenharia de São Carlos - USP, vem sendo realizadas muitas pesquisas sobre todos os tipos de reatores mencionados, e também sobre alternativas de pós-tratamento. Em particular, como pós-tratamento estão sendo estudados: lodos ativados, filtro biológico aeróbio e tratamento físico-químico (empregando-se flotação por ar dissolvido).

O uso de reatores anaeróbios seguidos por reatores que empregam o processo biológico aeróbio ou tratamento físico-químico tem resultado em concepções que redundam em grandes vantagens em relação às concepções que se fundamentam essencialmente no processo aeróbio, tais como: menores custos de operação e manutenção, menor consumo de energia elétrica e, geralmente, na menor produção de lodo.

Como exemplo recente destaca-se o projeto de uma ETE, na cidade de Piracicaba (ETE - Piracicamirim - 92.000 habitantes), elaborada pela EESC-USP, já em fase de execução. Essa estação envolve o uso de reator anaeróbio seguido por lodos ativados, e desidratação mecânica de lodos. (custo per capita da ordem de R\$ 50,00/habitante)

Por outro lado, a desinfecção de esgotos tratados também tem merecido atenção, principalmente no que concerne aos problemas decorrentes do uso do cloro e de seus derivados.

Na EESC-USP, desde o início da década de 80 vem sendo pesquisado o uso de radiação ultravioleta (foram produzidos 2 mestrados e um doutorado) com excelentes resultados, para tempo de detenção da ordem de 1 min., com custos plenamente aceitáveis (R\$ 4,00 à R\$ 10,00 por pessoa).

Recentemente, o Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC-USP elaboraram estudos técnico-econômico-ambientais para a cidade de Presidente Prudente SP e para duas bacias da cidade de Campinas SP. Em ambos os casos, a solução mais econômica recaiu sobre o uso de reator anaeróbio de manta de lodo seguido por lodos ativados ou por filtro biológico aeróbio.

Os custos dessas alternativas resultaram muito próximos, o que permite que qualquer uma delas possa ser adotada, com enormes vantagens (principalmente no que concerne a custos de operação) quando comparada com as soluções convencionais (lodos ativados).

A seguir, apresentam-se breves descrições desses processos biológicos, conforme citado, em “Alternativas para Tratamento e Esgotos Sanitários” (José Roberto Campos, editora Consórcio Intermunicipal das Bacias Rios Piracicaba e Capivari).

### REATOR ANAERÓBIO DE MANTA DE LODO

O reator anaeróbio de manta de lodo é uma unidade de fluxo ascendente que possibilita o transporte das águas residuárias através de uma região que apresenta elevada concentração de microrganismos anaeróbios.

Conforme pode ser observado na Figura 3.1 esse reator deve ter seu afluente criteriosamente distribuído junto ao fundo, de maneira que ocorra o contato adequado entre os microrganismos e o substrato. A agitação e a mistura são promovidas pelo escoamento do líquido assim como pelo movimento das bolhas de gases produzidos.

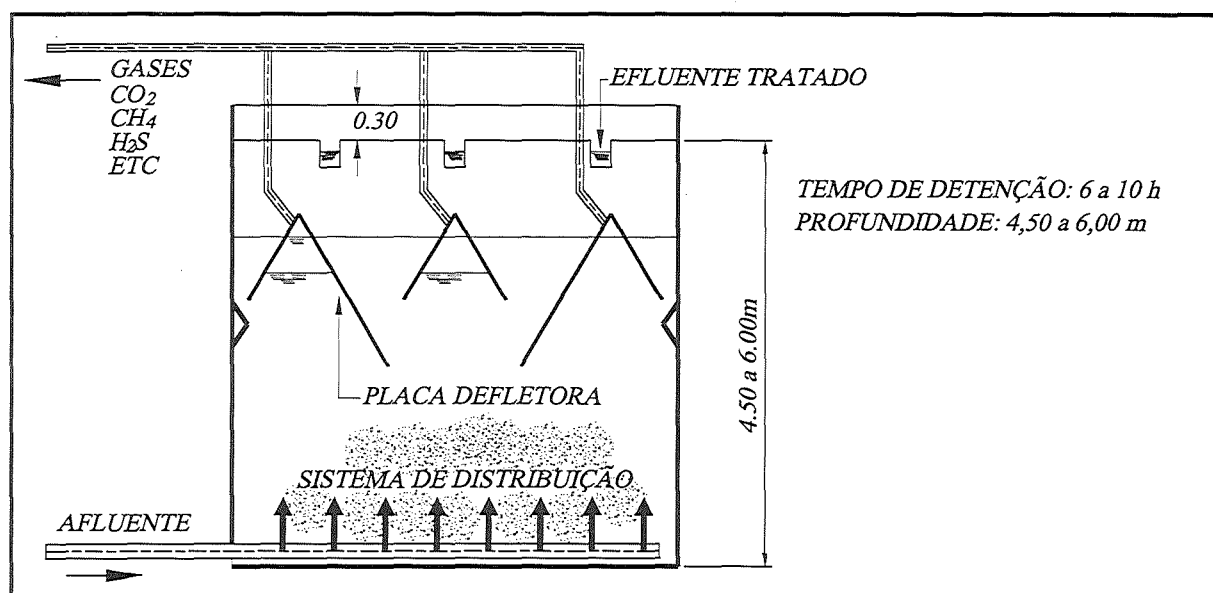


Figura 3.1 - Esquema de reator anaeróbio de manta de lodo.

Esse reator oferece condições para que grande quantidade de lodo biológico fique retida no interior do mesmo em decorrência das características hidráulicas do escoamento e também da natureza desse material que apresenta boas características de sedimentação, conseqüentes de fatores físicos e bioquímicos que estimulam a floculação e granulação.

Acima da região em que ocorrem a manta de lodo existe uma região com dispositivos destinados à sedimentação de sólidos e à separação de gases.

A proposição e a difusão desse reator, assim concebido, é atribuída a LETTINGA e colaboradores, que em 1979 efetuaram montagem de unidade em escala de laboratório, na Universidade de Wageningen - Holanda. Logo em seguida foram construídas unidades piloto com volume de 6 m<sup>3</sup> e 300 m<sup>3</sup>, recebendo como afluente águas residuárias de indústrias produtora de açúcar de beterraba. Esses reatores apresentavam as condições que caracterizam o reator de manta de lodo ("Upflow Anaerobic Sludge Blanket" - UASB), tal como ora é conhecido. Os principais despejos mencionados por esse pesquisador são provenientes do processamento ou produção dos seguintes itens: amido de batata, açúcar de beterraba, conservas alimentícias, abatedouros, álcool e laticínios.

No Brasil, esse tipo de reator também vem sendo estudado intensivamente em diversos centros de pesquisas, entre os quais a EEESC - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo e, além disso já existem diversas unidades de grande escala em operação, tratando águas residuárias industriais.

A experiência com o uso desse reator para tratamento de esgotos demonstra sua grande potencialidade para emprego intensivo, com custos de operação significativamente inferiores em relação àqueles correspondentes a sistemas de tratamento aeróbios convencionais. Os reatores de manta de lodo não necessitam de qualquer equipamento especial para seu funcionamento, resultando que o consumo de energia elétrica neste caso é sensivelmente menor que aquele necessário para o funcionamento do sistema de aeração de estações que empregam o processo de lodos ativados, por exemplo.

Além disso, no caso de se empregar o processo anaeróbio, a produção de lodo é muito menor, reduzindo ainda mais os custos operacionais e de manutenção.

### ***SISTEMA DE LODOS ATIVADOS CONVENCIONAL***

Esse processo provavelmente foi utilizado pela primeira vez há cerca de 90 anos e constituiu verdadeira revolução tecnológica para tratamento de águas residuárias. Ele se baseia em processo biológico aeróbio e parte do princípio que se tem de evitar a fuga descontrolada de bactérias ativas produzidas no sistema e que, portanto, deve-se recirculá-la de modo a se manter a maior concentração possível de microrganismos ativos no reator aerado. Veja esquema na Figura 3.2 a seguir.

Esses microrganismos produzem flocos que podem ser removidos por sedimentação em decantador secundário (ou flotador por ar dissolvido). Parte do lodo é recirculada ao reator aeróbio e parte é descartada para tratamento e destino final. Nesse caso também é obrigatório o uso de decantador primário.

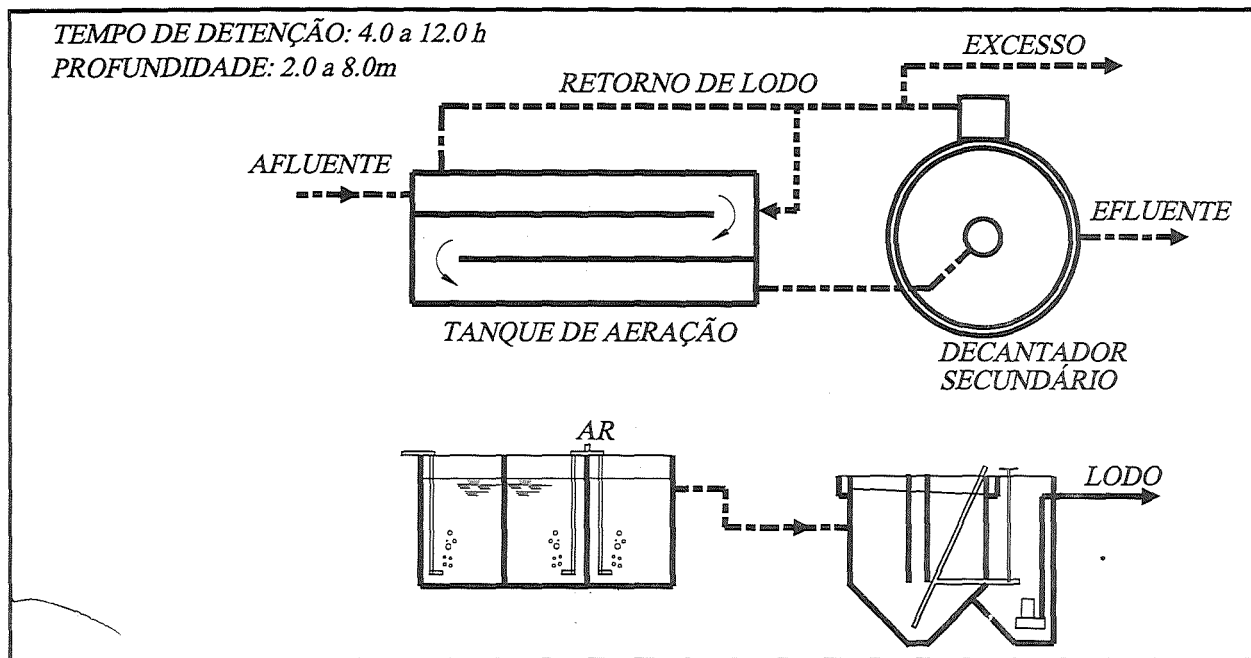


Figura 3.2 - Esquema do processo de lodos ativados convencionais.

Esse sistema tem o aspecto positivo de se basear em tecnologia conhecida, por apresentar alta eficiência e, adicionalmente, ocupa espaços relativamente pequenos, porém, a operação, exige consumo de energia elétrica bastante elevado.

Provavelmente, nos países desenvolvidos essa alternativa e aquela descrita no item apresentado a seguir são empregadas em mais de 90% das estações de médio e grande porte.

### SISTEMA DE LODOS ATIVADOS COM REATOR DE MISTURA COMPLETA

Esse sistema é uma variação da proposta anterior. No caso de lodos ativados convencional geralmente se emprega aeração com difusores ao longo de reatores que apresentam comprimento acentuado e, neste caso, empregam-se reatores retangulares, com aeradores superficiais (ou outros tipos mais sofisticados, quando a profundidade supera 5,0 m) e se promove mistura bastante intensa para se ter a maior homogeneização possível do líquido a ser tratado. Veja Figura 3.3.

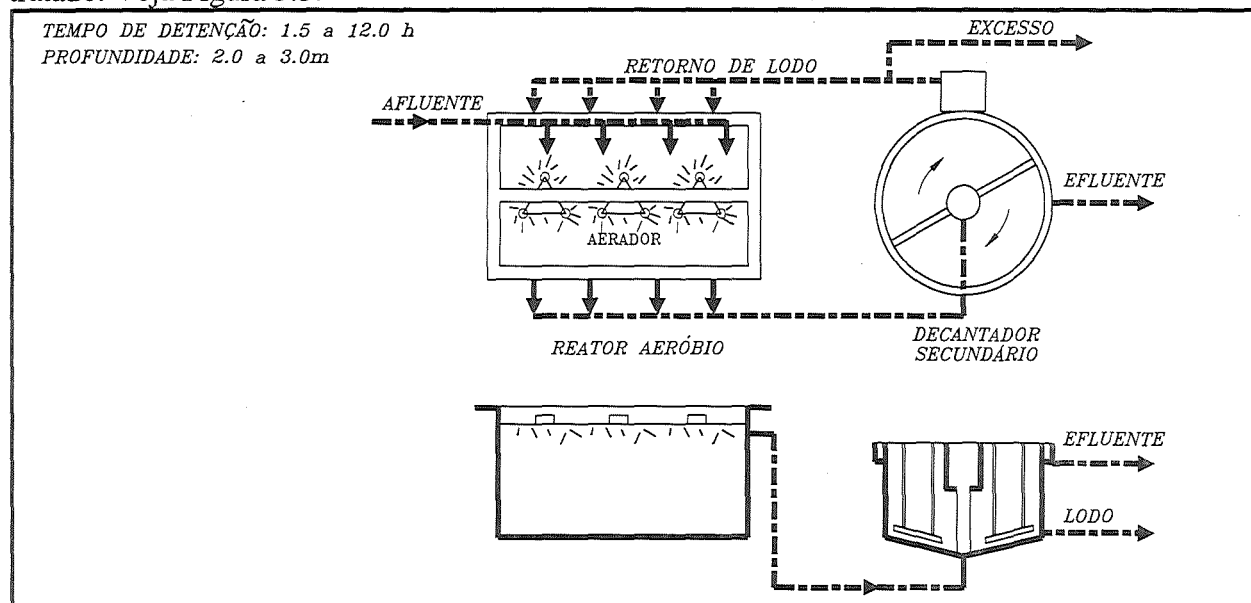


Figura 3.3 - Esquema de instalação de lodos ativados de mistura completa.

Esse sistema oferece, de maneira geral, para esgoto sanitário, as mesmas vantagens e desvantagens básicas atribuídas ao descrito para o sistema de lodos ativados convencional.

Vale acrescentar que o sistema de lodos ativados pode ser empregado segundo uma série de variações no que concerne à concepção das unidades que o compõem, recebendo nomes técnicos distintos, porém sempre se baseando na recirculação de sólidos biológicos e na manutenção da maior quantidade possível de microrganismos em suspensão no reator biológico.

### **LAGOA FACULTATIVA**

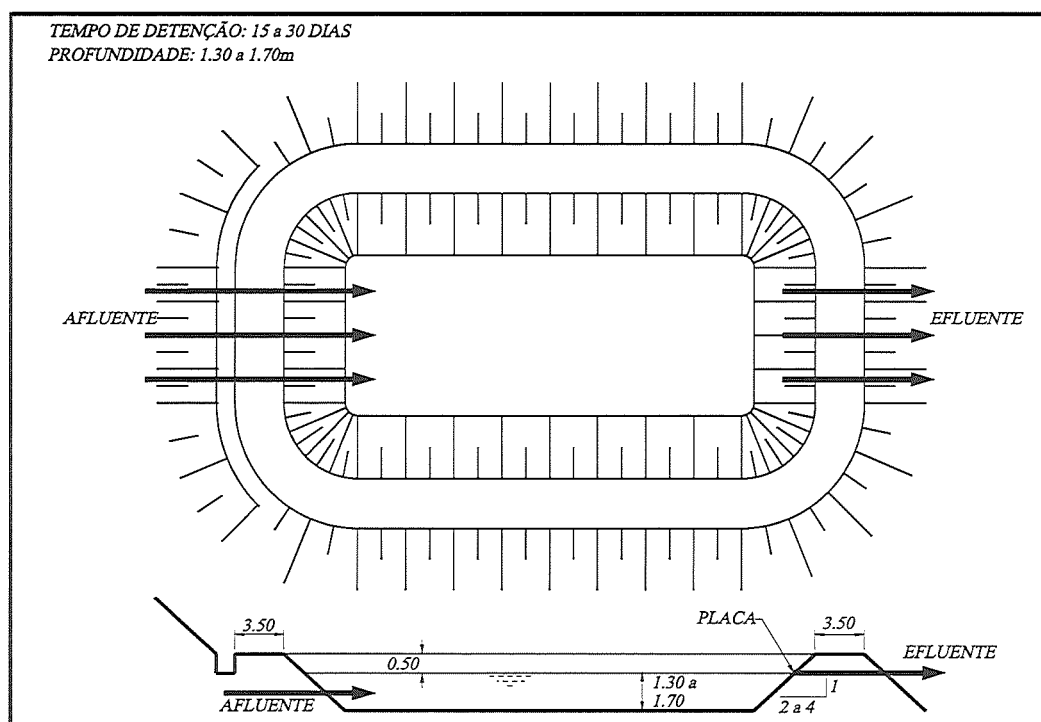
O uso de lagoa facultativa é uma solução simples e de baixo custo, quando se dispõe de área com topografia adequada e de custo acessível.

Na Figura 3.4 apresenta-se o esquema de uma lagoa facultativa com algumas características principais.

Neste caso, o único cuidado complementar é a previsão de tratamento preliminar promovido de grade e de caixa retentora de areia. De maneira geral adota-se taxa de carregamento orgânico inferior a 125 kg de DBO/ha.dia, no dimensionamento dessas unidades.

Essa é uma alternativa extremamente simples para construção, e que exige operação mínima, sem qualquer necessidade de se contratar operador especializado.

Quando bem dimensionada raramente uma lagoa facultativa produz maus odores, porém recomenda-se que não sejam construídas junto a áreas com residências. Deve-se levar em consideração o sentido predominantes dos ventos e localizá-las a pelo menos 500 metros de residências. Lagoas com geometria adequada e com tempo de detenção da ordem de 30 dias, podem promover elevada remoção de patogênicos, alcançando em certos casos, remoção de coliformes da ordem de 99,99%.



**Figura 3.4 - Esquemas de uma lagoa facultativa.**

## LAGOA ANAERÓBIA + LAGOA FACULTATIVA

O uso de lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa (sistema australiano) é uma das melhores soluções técnicas que existem e também é uma das mais econômicas, quando se dispõe de área adequada e de baixo custo.

Na Figura 3.5 mostra-se esquematicamente um sistema do tipo australiano.

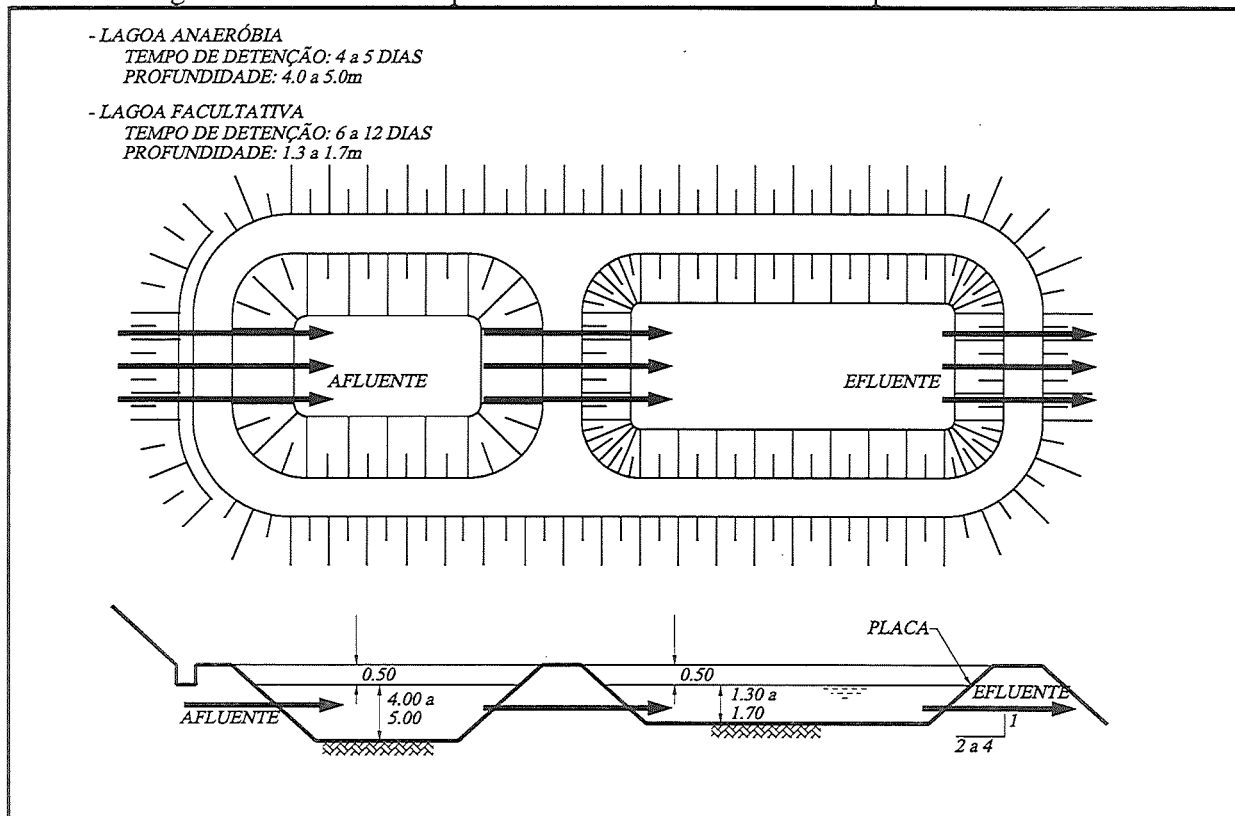


Figura 3.5 - Sistemas de lagoas tipo australiano.

Na primeira lagoa ocorre a retenção e a digestão anaeróbia do material sedimentável e na segunda ocorre preponderadamente a degradação dos contaminantes solúveis e contidos em partículas suspensas muito pequenas. O lodo retido e digerido na primeira lagoa tem de ser removido em intervalos que geralmente variam de 2 a 5 anos.

Na primeira lagoa predomina o processo anaeróbio e, na segunda o aeróbio, onde atribui-se às algas a função da produção e a introdução da maior parte de oxigênio consumido pelas bactérias.

Nesse caso, como em todas as situações em que se empregam lagoas, deve-se ter cuidado especial para evitar-se grandes quantidades de líquidos infiltrado que pode degradar a qualidade da água do lençol subterrâneo. Sugere-se o revestimento interno da lagoa com camada de argila, pintura asfáltica, etc., para atenuar esses problemas.

### LAGOA MATURAÇÃO.

Na realidade, as lagoas conhecidas com o nome de lagoas de maturação não constituem por si só, um sistema de tratamento, e sim, são utilizadas como tratamento complementar de efluentes secundários. Elas devem ser dimensionadas com taxas de carregamento de lagoas facultativas.

Comumente se empregam duas lagoas em série, com profundidade entre 1,0 e 1,5 m (ou menor), com a função de melhorar a qualidade do efluente tratado e de possibilitar maior eficiência na remoção de organismos patogênicos. Na Figura 3.6 apresenta-se esquema de duas lagoas de maturação, em série.

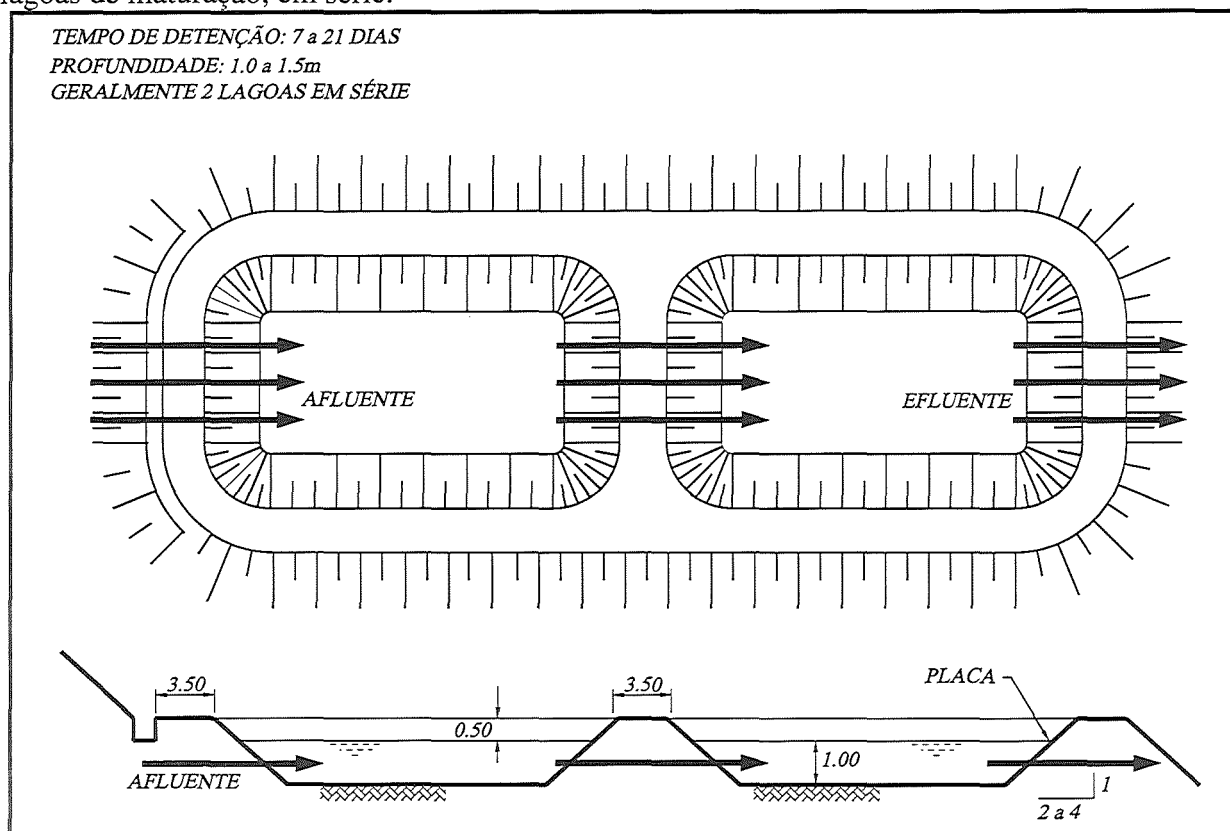


Figura 3.6 - Esquemas de lagoas de maturação.

Essas lagoas podem ser implantadas, por exemplo depois de sistema australiano, melhorando muito a qualidade do efluente tratado principalmente na remoção de patogênicos.

Atualmente existe tendência em se estimular a colocação de chicanas nessas lagoas para aumentar a sua capacidade em remover organismos patogênicos.

Essa técnica (uso de chicanas) também pode ser utilizada em lagoas facultativas, porém, caso não seja feito estudo criterioso, pode-se provocar a ocorrência de maus odores junto aos primeiros compartimentos “criados” pelas chicanas.

### **LAGOA AERADA + LAGOA DE SEDIMENTAÇÃO DE LODO.**

Quando não se dispõe de área suficiente para se implantar sistema de lagoas de estabilização naturais, porém ainda dispõe de área considerável, pode-se utilizar um sistema constituído por lagoa aerada seguida por lagoa de sedimentação de lodo. Veja a Figura 3.7.

Nesse caso já se tem a necessidade de efetuar a aeração, na primeira lagoa, empregando-se aeradores superficiais ou difusores instalados no fundo da unidade.

Apesar de ser um sistema que exige manutenção relativamente simples, já se tem um fator a mais, e de grande importância, relacionado com o consumo de energia elétrica.

Essa lagoa aerada quando precedida de decantador primário, pode ter tempo de detenção menor, porém quando somente se usa grade e caixa de areia, normalmente se emprega tempo de detenção hidráulico superior a 2 e 3 dias.

Na aeração há a produção de lodo biológico que tem de ser removido antes do lançamento dos efluentes no corpo receptor. Por esse motivo emprega-se uma segunda lagoa que tem por objetivo a retenção e a digestão desse resíduo.

Naturalmente esse lodo tem de ser removido em intervalos regulares e disposto em local adequado. Geralmente efetua-se a limpeza dessa lagoa em intervalos de 2 a 4 anos.

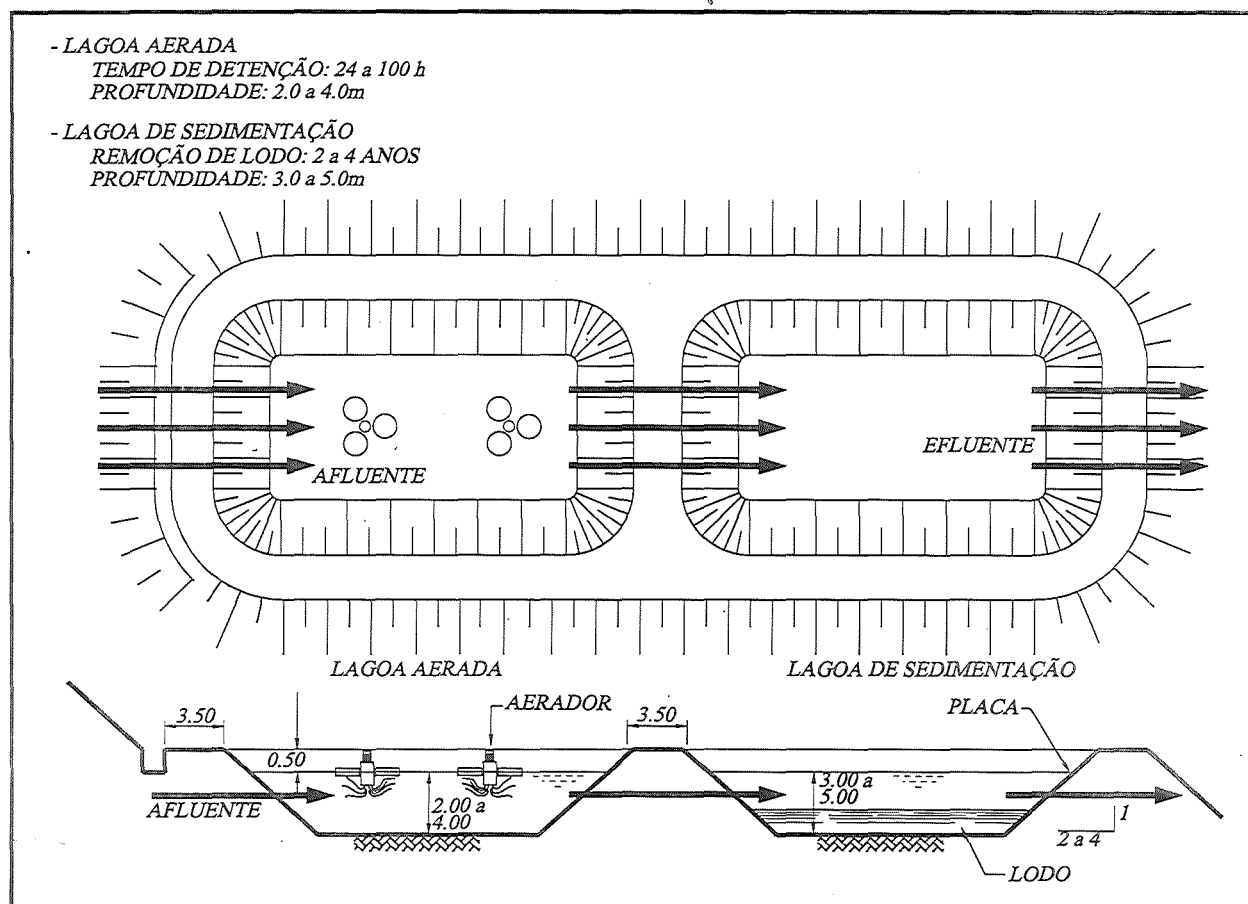


Figura 3.7 - Esquema de sistema constituído por lagoa aerada seguida por lagoa de sedimentação de lodo.

### REATOR ANAERÓBIO DE LEITO FLUIDIFICADO

Um outro reator com concepção recente vem sendo pesquisado na EESC-USP, com grande sucesso trata-se do reator anaeróbio de leito fluidificado.

Esse reator obedece aos mesmos princípios gerais de reator anaeróbio de manta de lodo, ou seja, os esgotos são introduzidos ao fundo do reator e têm fluxo ascendente, sendo coletados na parte superior do reator, já tratados.

A grande diferença recai no fato de que se mantém nesse reator pequenos grãos (de areia, por exemplo, com tamanho de 0,2 a 1,0 mm) sobre os quais as bactérias aderem, formando uma camada chamada biofilme.



A existência do grão de areia faz com que a densidade das biopartículas (suporte (areia) + biofilme) fique maior do que a densidade das granulas que as bactérias formam no reator anaeróbio de manta de lodo.

Isso permite que as velocidades ascensionais possam ser maiores, permitindo a redução de tempo de detenção e resultando reatores bem menores.

Para se tratar a vazão de esgotos de uma cidade de cerca de 10.000 habitantes, por exemplo, basta na área da base do reator de cerca de apenas 25 m<sup>2</sup>.

Essa tecnologia exige que se tenha um tratamento complementar como no caso do reator anaeróbio de manta de lodo.

Na Figura 3.8, apresenta-se um esquema desse tipo de reator.

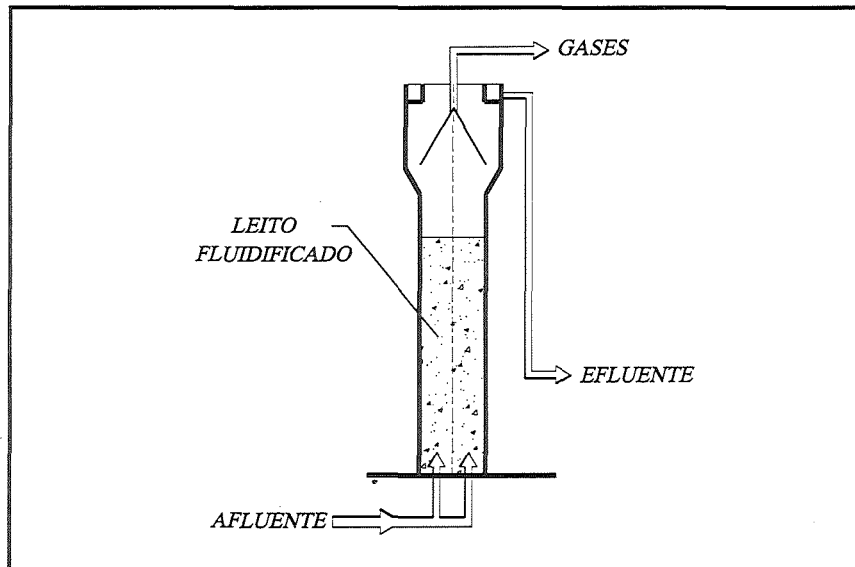


Figura 3.8 - Esquema de reator fluidificado.

### ASSOCIAÇÃO DE PROCESSOS BIOLÓGICOS

Os sistemas aeróbios convencionais (lodos ativados), conforme mencionado anteriormente, envolvem grande consumo de energia elétrica e grande produção de lodo, porém apresentam elevada eficiência.

Por outro lado, os sistemas anaeróbios apresentam eficiência da ordem de 70% (Remoção de matéria orgânica degradável), porém não envolvem consumo de energia elétrica e produzem pouco lodo.

A associação desses dois processos tem resultado em sistema de elevada eficiência e produção de lodo aceitável, e a custos baixos de operação e manutenção.

Os projetos mais recentes para tratamento de esgotos, concebidos pelos autores deste texto, fundamentam-se nesses fluxogramas modernos e que redundam em soluções mais econômicas.

Com base nessa conceituação é reconhecido que o tratamento moderno desse envolver unidades de reatores anaeróbios seguidas por unidades de reatores anaeróbios, como por exemplo:

- Reator anaeróbio de manta de lodo seguido por sistema de lodos ativados (exemplo: ETE Piracicamirim - Piracicaba SP - 92.000 hab).

- Reator anaeróbio de manta de lodo seguido por lagoa facultativa.
- Reator anaeróbio de manta de lodo seguido por filtro biológico aeróbio.
- Reator anaeróbio de manta de lodo seguido por lagoa aerada e lagoa de sedimentação
- Lagoa anaeróbia seguida por lagoa aerada e lagoa de sedimentação (exemplo: São Carlos-SP - 200.000 hab.)

- Lagoa anaeróbia, seguida por: filtro biológico aeróbio ou lodos ativados, ou lagoa facultativa.

Na Figura 3.9 apresenta-se, como exemplo, a planta esquemática da estação de tratamento de esgotos de Piracicaba (ETE Piracicamirim), que se encontra em fase final de execução.

Os reatores anaeróbios também podem ser sucedidos por sistemas que se utilizam de processos físico-químicos. Este assunto será abordado no item 3.2, deste texto.

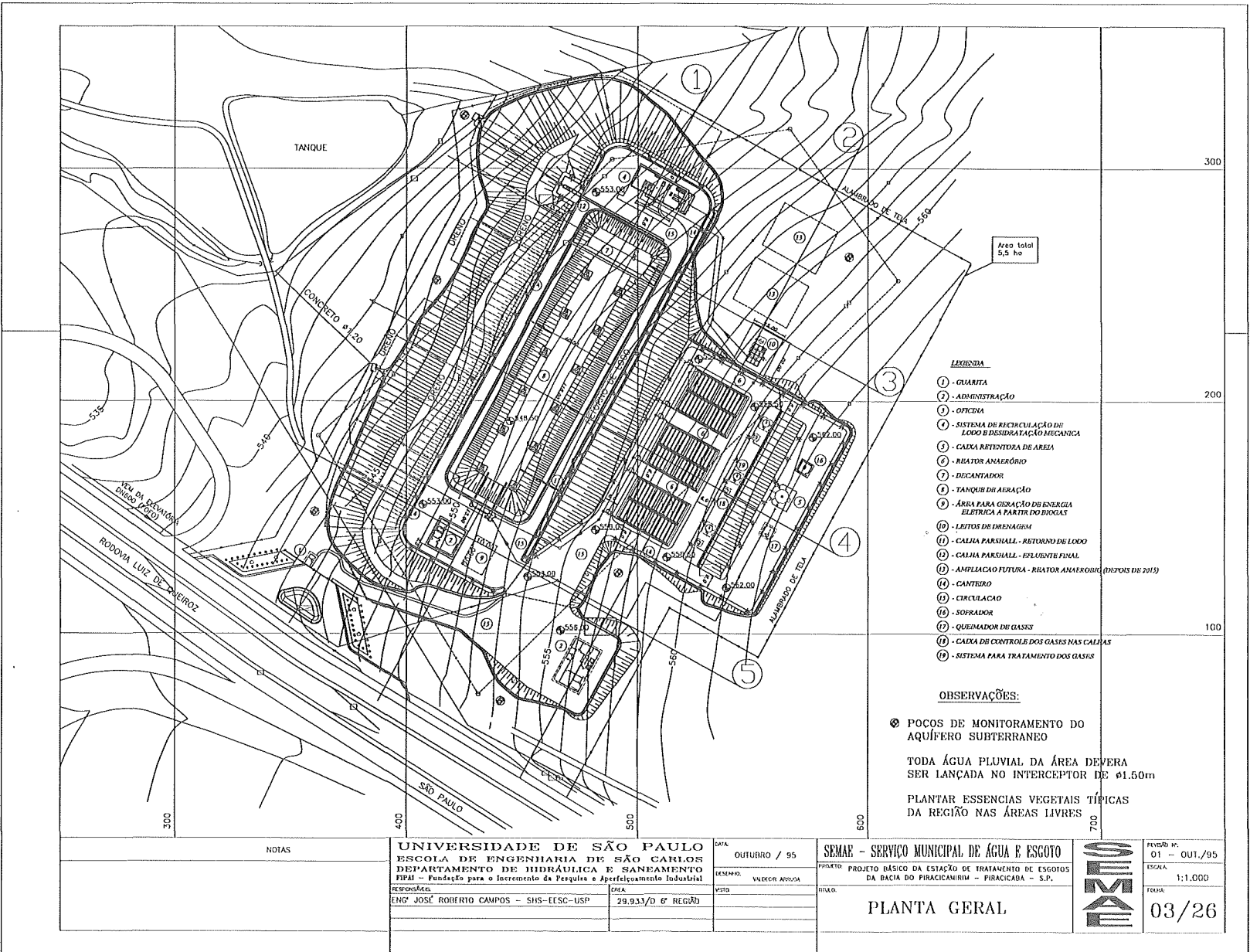


Figura 3.9 - Esquema de ETE - Piracicamirim - Piracicaba-SP (92.000 hab.)

## 3.2 - PROCESSOS FÍSICO-QUÍMICOS

Os sistemas físico-químicos de tratamento de águas residuárias envolvem o emprego das mesmas unidades utilizadas no pré-clarificação de águas de abastecimento, quais são, unidade de mistura rápida do coagulante, unidade de floculação, unidade de sedimentação ou de flotação por ar dissolvido, todas elas já descritas no item 2.

Como os sistemas físico-químicos de tratamento de águas residuárias utilizando a sedimentação já são bastante conhecidas, a seguir será comentado apenas um sistema mais moderno, proposto pelos autores do presente texto, para pós-tratamento físico-químico de efluentes de reatores biológicos anaeróbios.

### *PÓS-TRATAMENTO DO EFLUENTE DE REATORES ANAERÓBIOS POR FLOTAÇÃO (F.A.D).*

Nas últimas décadas verificou-se a predominância de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários que incorporam apenas reatores biológicos no fluxograma de tratamento. Assim, o interesse pela prática de tratamento físico-químico de esgotos sanitários permaneceu relativamente estagnado, voltando à tona apenas recentemente, motivado por algumas vantagens significativas inerentes a esse tipo de sistema, tais como: maior facilidade de controle operacional, grande resistência a agentes tóxicos e elevada eficiência na remoção de fósforo. Tais assertivas foram comprovadas pelos autores do presente texto em diversas aplicações com águas residuárias industriais, assim como em recente estudo sobre efluentes de reatores anaeróbios. Esse estudo, foi efetuado com base na coagulação/floculação (com cloreto férrico, cal e sulfato de alumínio) seguidas de flotação por ar dissolvido de efluentes de um reator anaeróbio compartimentado alimentado com esgotos sanitários, visando a complementação do tratamento, no que diz respeito à remoção de  $DBO_5$ , fósforo, metais, sólidos, coliformes, etc.

Dentre os produtos estudados para o esgoto em questão, o cloreto férrico (60 mg/l associado a cal hidratada (20 mg/l) ofereceu os melhores resultados, podendo-se citar os seguintes resultados no efluente final:  $DBO_5$ : abaixo de 10 mg/l, sólidos suspensos totais: abaixo de 8 mg/l; NMP de Coliformes totais/100 ml : 43; NMP de coliformes fecais/100ml : 23; turbidez: 5 UT e remoção de fosfato total acima de 97%, com concentração final da ordem de 0,5mg/l (para uma concentração inicial de 30 mg/l).

Além dos autores do presente projeto, outros pesquisadores tem sugerido emprego de tratamento físico-químico de esgotos sanitários, dentre eles, vale citar John Bratby (1989) que, estudando alternativas para o tratamento de parcela do esgoto afluente à ETE-SUL de Brasília, propôs o emprego da coagulação química com sulfato de alumínio, seguida de flotação por ar dissolvido.

Adicionalmente, vale ressaltar que a flotação constitui processo de alta taxa, exigindo pequena área para implantação, produzindo lodo já espessado (com teor de sólidos acima de 4% em peso), e que apresenta enorme versatilidade operacional e rapidez de entrada em regime.

Assim, o emprego do tratamento físico-químico por flotação como pós-tratamento de efluentes líquidos de reatores biológicos confere enorme grau de segurança ao sistema como um todo, pois resiste a cargas de choque e "picos" instantâneos de vazão, permitindo a obtenção de efluente final com excelente qualidade, com baixo consumo de agente químico coagulante.

A utilização de coagulantes apropriados, como por exemplo, cloreto férrico e cal, pode viabilizar a disposição, no solo, do lodo gerado, atuando como corretivo de acidez do solo. Alternativamente, caso se pretenda minimização na geração de lodos, podem-se empregar polímeros sintéticos em dosagens bem menores que aquelas referentes ao cloreto férrico e cal. Esse tipo de solução além de produzir efluente final com características que atendem a legislação ambiental, poderá também em certos casos, após desinfecção com radiação ultravioleta, permitir reuso da água.

Conforme mostrado no esquema da Figura 3.10, o efluente do reator biológico anaeróbio é encaminhado a câmaras de floculação mecanizada (em série) após receber a adição de cloreto férrico e de cal em dispositivo especial para promover a mistura adequada desses produtos. Esses coagulantes têm suas soluções/ suspensões preparadas e dosadas empregando-se equipamentos adequados, instalados em uma pequena "casa da química", situada anexa às unidades de floculação/flotação.

Assim, o efluente do reator anaeróbio, após receber o coagulante, será encaminhado para unidade de floculação (dotada de agitadores lentos mecanizados). Em seguida ao processo de floculação, o despejo líquido terá acesso à unidade de flotação por ar dissolvido, onde, logo na entrada, será misturado ao líquido de recirculação, proveniente da câmara de saturação. O líquido de recirculação será distribuído ao longo da largura do flotador através de dispositivos de despressurização, responsáveis pela precipitação das microbolhas de ar que atuam como agentes da flotação.

Dessa forma, as microbolhas colidindo e aderindo aos flocos previamente formados aumentam o seu empuxo, provocando o deslocamento dos mesmos em direção à superfície da unidade de flotação, formando uma camada de lodo flotado.

Esse lodo é então encaminhado, por intermédio dos raspadores de superfície, em direção à canaleta de coleta existente na extremidade do flotador, de onde é destinado a um tanque de armazenamento de lodo e, em seguida recalcado para os leitos de secagem. O fundo do flotador é construído com a forma de tronco de pirâmide dotado de tubulações de descarga, com a finalidade de acumular os sólidos que porventura venham a sedimentar. Tais sólidos deverão ser descartados, através de descargas esporádicas, para o mesmo tanque de armazenamento de lodo flotado.

Por sua vez, o líquido clarificado, escoando por baixo de um anteparo de saída, será coletado através de vertedores apropriados e encaminhado para fora da unidade constituindo o efluente final tratado. Uma pequena parcela do efluente tratado é encaminhada através de uma bomba de alta pressão (de 4,0 a 5,5 kgf/cm<sup>2</sup>), para o interior da câmara de saturação. Nessa câmara, ocorrerá a mistura de ar comprimido, com conseqüente dissolução do mesmo à massa líquida (a alta pressão), a qual é subseqüentemente recirculada e misturada à água floculada, conforme descrito anteriormente.

Nesse tipo de instalação é produzido lodo flotado que deve ser armazenado em um tanque apropriado, do qual deve ser encaminhado para unidades de desidratação de lodos.

Os efluentes líquidos do sistema de flotação já estarão completamente tratados, em termos de remoção do conteúdo de matéria orgânica, porém ainda há a necessidade de se efetuar sua desinfecção.

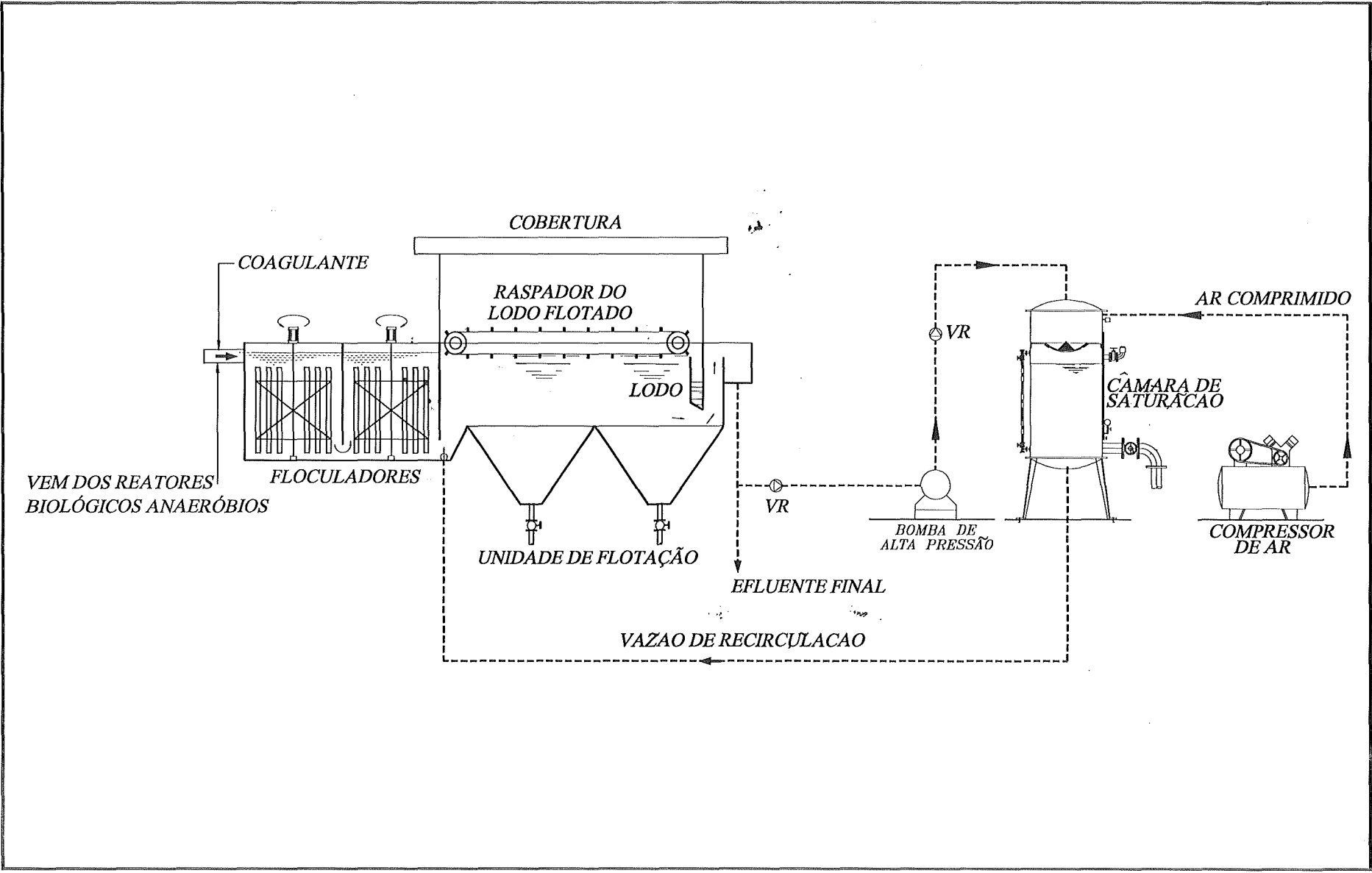


Figura 3.10 - Sistema de coagulação/floculação dos efluentes de reatores biológicos anaeróbios.

## 4. DESINFECÇÃO DE ÁGUAS E ESGOTOS.

Luiz Antonio Daniel

### 4.1 - NECESSIDADE DE DESINFECÇÃO.

A água é um veículo de transmissão de doenças, conhecidas por essa razão, como doenças de veiculação hídrica. No Brasil, grande número de leitos hospitalares estão ocupados por pessoas com doenças de veiculação hídrica. Por isso o controle dessas doenças passa obrigatoriamente pelo tratamento de água e de esgotos. O tratamento de água reduz substancialmente a incidência dessas doenças, porém, por si só, não é suficiente para erradicá-las ou mantê-las com nível de incidência muito baixo.

O ciclo pode ser mantido por outras vias, pois a água contaminada com esgotos sanitários tem outros usos como, por exemplo, irrigação, lazer e dessedentação de animais.

No Quadro 4.1 estão apresentadas algumas doenças e os agentes causadores. No Quadro 4.2 estão os tempos de sobrevivência de alguns organismos patogênicos, no Quadro 4.3 o número de alguns organismos patogênicos presentes nos esgotos sanitários sem tratamento e no Quadro 4.4 o número de organismos necessários para iniciar infecções e doenças.

**Quadro 4.1 - Principais patogênicos potencialmente presentes em esgotos sanitários não tratados**

| PATOGÊNICO  | DOENÇA   |
|---|--|
| <b>PROTOZOÁRIOS</b>                                 |  |
| <i>Entamoeba histolytica</i>                        | Amebíase (disenteria amebiana)                         |
| <i>Giardia lamblia</i>                              | Giardíase  |
| <i>Balantidium coli</i>                             | Balantidíase (disenteria)                              |
| <b>HELMINTOS</b>                                    |  |
| <i>Ascaris lumbricoides</i>                         | Ascaridíase  |
| <i>Acylostoma duodenale</i>                         | Ancilostomíase   |
| <i>Necator americanus</i>                           | Necatoríase  |
| <i>Ancylostoma (spp.)</i>                           |  |
| <i>Strongyloides stercoralis</i>                    | Estrongiloidíase                                       |
| <i>Trichuris trichiura</i>                          | Tricuríase   |
| <i>Taenia (spp.)</i>                                | Teníase  |
| <i>Enterobius vermiculares</i>                      |  |
| <b>BACTÉRIA</b>                                     |  |
| <i>Shigella</i> (4 spp.)                            | Shigelose (disenteria)                                 |
| <i>Salmonella typhi</i>                             | Febre tifóide  |
| <i>Salmonella</i> (~1700 spp.)                      | Salmonelose  |
| <i>Vibrio colerae</i>                               | Cólera   |
| <i>Escherichia coli</i>                             | Gastroenterite   |
| <i>Yersina enterocolitica</i>                       | Iersinose  |
| <i>Leptospira (spp.)</i>                            | Leptospirose   |
| <b>VÍRUS</b>  |  |
| Enterovirus (71 tipos)<br>(polio, echo, Cocksackie) | Gastroenterite, anomalias no coração, meningite, etc.. |
| Hepatite A  | Hepatite infecciosa                                    |
| Adenovirus (31 tipos)                               | Doenças respiratórias                                  |
| Rotavirus   | Gastroenterite   |
| Parvovirus (2 tipos)                                | Gastroenterite   |

**Quadro 4.2 - Sobrevivência de organismos patogênicos**

| ORGANISMO                           | LOCAL                | TEMPO DE SOBREVIVÊNCIA (dia) |
|-------------------------------------|----------------------|------------------------------|
| <i>Ovos de Ascaris</i>              | Vegetais             | 27 a 35                      |
|                                     | Solo                 | 730 a 2010                   |
| <i>Salmonella spp.</i>              | Vegetais             | 3 a mais de 40               |
|                                     | Gramma               | mais de 100                  |
|                                     | Solo                 | 15 a mais de 280             |
| <i>Salmonella typhi</i>             | Água                 | 87 a 100                     |
|                                     | Vegetais             | 10 a 53                      |
|                                     | Solo                 | 2 a 120                      |
| <i>Poliovirus e Coxsackie vírus</i> | Vegetais             | mais de 4 meses              |
|                                     | Solo saturado a 4 °C | 180 dias                     |

**Quadro 4.3 - População de microrganismos em esgoto sanitário não tratado**

| ORGANISMO                         | CONCENTRAÇÃO (Nº/mL)  |
|-----------------------------------|-----------------------|
| Coliformes                        | 0,5 a $1 \times 10^6$ |
| Estreptococos fecais              | 5 a $20 \times 10^3$  |
| <i>Shigella</i>                   | Presente              |
| <i>Salmonella</i>                 | 4 a 12                |
| <i>Pseudomonas aeruginosa</i>     | 102                   |
| <i>Clostridium perfringens</i>    | 507                   |
| <i>Mycobacterium tuberculosis</i> | Presente              |
| <i>Cistos de protozoários</i>     | 100                   |
| Ovos de helmintos                 | 1                     |
| Vírus entéricos                   | 1 a 492               |

**Quadro 4.4 - Quantidade de organismos necessária para iniciar enfermidade**

| ORGANISMO                              | QUANTIDADE         |
|--|--------------------|
| <i>Giardia lamblia</i>                 | 10                 |
| <i>Shigella dysenteriae</i>            | 10                 |
| <i>Vibrio colerae</i>                  | 1.000              |
| <i>Salmonella typhi</i>                | 10.000             |
| <i>Cistos de Entamoeba histolytica</i> | 20                 |
| <i>Escherichi coli</i>                 | $1 \times 10^{10}$ |
| <i>Clostridium perfringens</i>         | $1 \times 10^{10}$ |

A remoção destes organismos patogênicos a níveis seguros com relação à saúde pública só é obtida por processo especial, a desinfecção, que tem por objetivo principal remover os organismos patogênicos, embora possa eliminar outros organismos. É diferente da esterilização que elimina todos os organismos vivos.

Os processos usados para tratamento de esgotos sanitários ou efluentes industriais que recebem esgotos sanitários têm como principal objetivo a remoção de carga orgânica, medida como DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e em alguns casos especiais nutrientes (nitrogênio e fósforo). Com relação a estes aspectos conclui-se que o tratamento esteja satisfatório quando se obtém a eficiência mínima necessária para atender a legislação.



Entretanto, do ponto de vista bacteriológico estes efluentes podem ainda necessitar de tratamento posterior para remoção ou redução de número de patogênicos (Quadro 4.5).

**Quadro 4.5 - Remoção ou destruição de bactérias por diferentes processos de tratamento de esgotos**

| PROCESSO                 | REMOÇÃO (%) |
|--------------------------|-------------|
| Grades grossas           | 0-5         |
| Grades finas             | 10-20       |
| Caixa de areia           | 10-25       |
| Decantadores             | 25-75       |
| Precipitação química     | 40-80       |
| Filtro biológico aeróbio | 90-95       |
| Lodos ativados           | 90-98       |
| Cloração esgoto tratado  | 98-99       |

Fonte: METCALF & EDDY, 1991

A eficiência de um processo de desinfecção é avaliada pela redução do número (densidade) de patogênicos. É portanto inviável econômica e operacionalmente detectar todos os organismos patogênicos presentes. Para tornar a avaliação segura e menos dispendiosa utilizam-se microrganismos indicadores. Como as fezes humanas SEMPRE contêm coliformes fecais, estas bactérias são normalmente utilizadas como microrganismos indicadores. São, com algumas exceções, mais resistentes que os organismos patogênicos. Portanto, a presença de coliformes fecais indica que uma água está contaminada com fezes humanas e que dependendo da quantidade dessas bactérias, a água pode ser imprópria para um uso específico. De acordo com os padrões de potabilidade (Portaria no 36 de 19/01/90 - Ministério da Saúde) as águas destinadas a consumo humano não podem NUNCA conter coliformes fecais em qualquer amostra. Entretanto, como existem alguns patogênicos mais resistentes à ação de desinfetantes (formas esporuladas e encistadas) do que os coliformes fecais, há a possibilidade de estarem presentes mesmo quando não se detecta a presença de coliformes fecais.

A Resolução CONAMA nº 20 de 18.06.86 classifica as águas superficiais do Território Nacional em doces, salinas e salobras, com o objetivo de assegurar usos múltiplos. Com relação à qualidade bacteriológica, avaliada pela contagem de coliformes totais e de coliformes fecais, estas águas poderão conter coliformes desde que valores máximos não ultrapassem os limites fixados por essa Resolução, ou seja:

### **ÁGUAS DOCES**

**Classe Especial:** ausência total de coliformes fecais em qualquer amostra quando o uso for para abastecimento sem desinfecção.

**Classe 1:** Uso para recreação e lazer deve atender o Padrão de Balneabilidade. Para irrigação de hortaliças ou plantas frutíferas que se desenvolvem rente ao solo e que são consumidas cruas, sem remoção de casca ou película, não devem ser poluídas por excrementos humanos, ressaltando-se a necessidade de inspeções sanitárias periódicas. Para os demais usos, não deverá ser excedido o limite de 200 coliformes fecais por 100 mililitro em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês. Não sendo possível o exame de coliformes fecais, o limite será de 1.000 coliformes totais por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês.

**Classe 2:** uso para recreação de contato primário deve atender o Padrão de Balneabilidade. Para demais usos o índice de coliformes fecais não deverá exceder o limite de 1.000 coliformes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês. Não sendo possível o exame de coliformes fecais, o limite será de 5.000 coliformes totais por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês.

**Classe 3:** número de coliformes fecais até 4.000 por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês. Não sendo possível o exame de coliformes fecais, o limite será de 20.000 coliformes totais por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês.

**Classe 4:** não há limites para coliformes fecais e para coliformes totais.

### **ÁGUAS SALINAS**

**Classe 5:** para uso de recreação de contato primário deverá atender o padrão de Balneabilidade. Para uso de criação natural ou intensiva de espécies destinadas à alimentação humana e que serão ingeridas cruas, não deverá ser excedida a concentração média de 14 coliformes fecais por 100 mililitros, com não mais de 10% das amostras excedendo 43 coliformes fecais por 100 mililitros. Para os demais usos não deverá ser excedido o limite de 1.000 coliformes fecais por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês. Não sendo possível o exame de coliformes fecais, o limite será de 5.000 coliformes totais por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês.

**Classe 6:** número de coliformes fecais até 4.000 por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês. Não sendo possível o exame de coliformes fecais, o limite será de 20.000 coliformes totais por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês

### **ÁGUAS SALOBRAS**

**Classe 7:** para uso de recreação de contato primário deverá atender o padrão de Balneabilidade. Para uso de criação natural ou intensiva de espécies destinadas à alimentação humana e que serão ingeridas cruas, não deverá ser excedida a concentração média de 14 coliformes fecais por 100 mililitros, com não mais de 10% das amostras excedendo 43 coliformes fecais por 100 mililitros. Para os demais usos não deverá ser excedido o limite de 1.000 coliformes fecais por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês. Não sendo possível o exame de coliformes fecais, o limite será de 5.000 coliformes totais por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês.

**Classe 8:** número de coliformes fecais até 4.000 por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês. Não sendo possível o exame de coliformes fecais, o limite será de 20.000 coliformes totais por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês

O Padrão de Balneabilidade enquadra as águas doces, salinas e salobras, destinadas à recreação de contato primário em:

**Excelente:** quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das 5 semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, 250 coliformes fecais por 100 mililitros ou 1.250 coliformes totais por 100 mililitros.

**Muito Boas:** quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das 5 semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, 500 coliformes fecais por 100 mililitros ou 2.500 coliformes totais por 100 mililitros.

**Satisfatórias:** quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das 5 semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, 1.000 coliformes fecais por 100 mililitros ou 5.000 coliformes totais por 100 mililitros.

**Impróprias:** quando ocorrer, no trecho considerado, o não enquadramento em nenhuma das categorias anteriores, por terem ultrapassado os índices bacteriológicos nelas admitidos, além de outras circunstâncias relacionadas à presença de esgotos, moluscos transmissores de esquistossomose, parasitas que afetam o Homem, etc. (ver artigo 26 da Resolução CONAMA no 20 de 18.06.86).

## 4.2 - AÇÃO DOS DESINFETANTES

A desinfecção de água e esgotos pode ser feita pela adição de produtos químicos, por processos físicos e mecânicos e por radiação.

A desinfecção química utiliza principalmente cloro gasoso, hipoclorito de sódio, hipoclorito de cálcio, dióxido de cloro, ozônio e iodo.

Os processos físicos de desinfecção utilizam o calor e a luz (radiação ultravioleta). A desinfecção pode também ser feita pela utilização de radiação ionizante (raios gama). Neste caso obtém-se a esterilização do esgoto.

A eficiência de desinfecção depende de fatores tais como:

### I - Tempo de contato do desinfetante com o esgoto

Quanto maior o tempo de contato, para uma mesma dose de desinfetante, maior a eficiência de desinfecção, ou seja, menor a densidade de patogênicos no esgoto tratado. Entende-se por dose a quantidade de desinfetante aplicada por unidade de volume de água ou esgoto, por exemplo a massa de desinfetante (grama) adicionada a cada litro de água ou esgoto. Normalmente a dose é expressa em mg/l.

### II - Concentração e tipo de agente químico

Para alguns desinfetantes químicos, como cloro, por exemplo, a eficiência de desinfecção está relacionada com a espécie de cloro (ácido hipocloroso ou íon hipoclorito) e com o tempo de contato. O ácido hipocloroso (forma não dissociada) tem maior poder desinfetante que o íon hipoclorito.

### III - Intensidade e natureza do agente físico

No caso de desinfecção com radiação ultravioleta, quanto maior a intensidade menor o tempo de exposição para manter a mesma eficiência de inativação de patogênicos.

### IV - Temperatura

A temperatura interfere na velocidade de remoção. Maior temperatura maior velocidade.

### V - Número de organismos

Para esgotos e águas com concentrações de microrganismos normalmente diluídas a interferência é pequena.

### VI - Tipos de organismos (forma vegetativa, esporulada ou encistada)

Há organismos que apresentam maior resistência aos agentes desinfetantes. Na Figura 4.1 estão representadas as diferentes resistências de alguns patogênicos, quanto submetidos à desinfecção com cloro, ozônio e radiação ultravioleta. Observar que *Escherichia coli B* é uma bactéria do grupo coliforme fecal, usada como microrganismo indicador. Como indicado nessa figura, alguns microrganismos patogênicos são mais resistentes ao desinfetante que *E.coli B*. Isto indica que podem não ser inativados quando se considera a dose para inativar *E.coli B*. Entretanto, como apresentado no Quadro 4.4, o número remanescente de patogênicos pode não ser suficiente para iniciar enfermidades. Quanto maior o patogênico (protozoários, ovos de helmintos, etc.) menor a eficiência do desinfetante

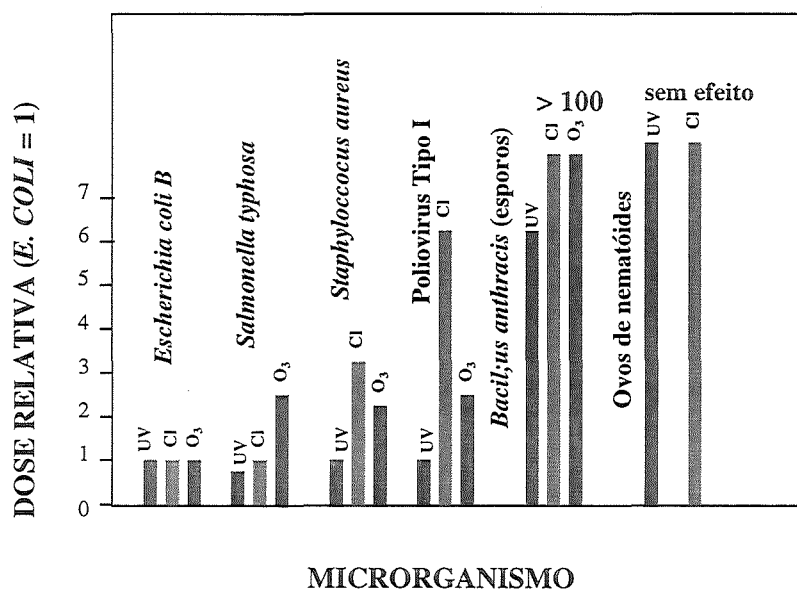


Figura 4.1 - Dose relativa para inativação de microrganismos (*Escherichia coli* = 1)

### VII - Natureza do esgoto

## 4.3 - DESINFECÇÃO COM CLORO

A utilização do cloro como desinfetante remonta ao início do século XX. É uma tecnologia mundialmente conhecida e emprega cloro gasoso, hipoclorito de sódio ou hipoclorito de cálcio. O cloro é um desinfetante eficiente e de baixo custo operacional. Entretanto, em 1974 a segurança quanto ao uso do cloro foi questionada quando se observou a formação de trihalometanos em águas de abastecimento cloradas.

Outros produtos da cloração, potencialmente prejudiciais à saúde humana, são, por exemplo, as haloacetnitrilas, halocetonas, ácidos haloacéticos, clorofenóis, dentre outros.

Os trihalometanos são potencialmente cancerígenos e as haloacetnitrilas podem ter ação mutagênica e podem induzir o desenvolvimento de tumores.

Antes que se decida sobre a eliminação da desinfecção com cloro ou a substituição por outro desinfetante, é necessário avaliar ponderadamente a relação benefício-prejuízo. Os males causados pelos subprodutos da cloração podem ser menos prejudiciais à saúde do que as doenças de veiculação hídrica a que as populações estariam sujeitas em caso de não haver nenhum tipo de desinfecção.

Quando não for possível realizar ensaios em laboratório para determinar a dosagem e tempo de contato ótimos para desinfecção de águas e de esgotos sanitários, podem ser usados os valores de dosagem e tempo de contato para água apresentados no Quadro 4.6 e os valores de dosagem para esgoto apresentados no Quadro 4.7, com tempos de contato variando de 15 a 45 minutos. O tempo de contato de 15 minutos é normalmente usado para a vazão máxima.

**Quadro 4.6 - Tipos de Cloração, dosagem de cloro, períodos de contato, pH e residual mínimo**

| TIPO DE CLORAÇÃO   | DOSAGEM DE CLORO (mg/L) | PERÍODO DE CONTATO | pH        | RESIDUAL MÍNIMO (mg/L) |
|--------------------|-------------------------|--------------------|-----------|------------------------|
| Residual combinado | 1 - 5                   | 3 horas            | <7        | 2,0                    |
| Residual livre     | 1 - 10                  | 20 min             | <9        | 0,2                    |
| <i>Break-point</i> | 10 NH <sub>3</sub> -N   | 30 min             | 6,5 - 8,5 | 0,2                    |
| Monocloraminas     | 5 NH <sub>3</sub> -N    | 20 min             | <8,5      | 0,1                    |
| Dicloraminas       | 10 NH <sub>3</sub> -N   | 20 min             | 4,4 - 5,0 | 0,1                    |

**Quadro 4.7 - Doses típicas de desinfecção de esgotos com cloro**

| APLICAÇÃO                               | FAIXA DE DOSE (mg/l) |
|---|----------------------|
| Pré-cloração de esgotos brutos          | 6-25                 |
| Efluente primário                       | 5-20                 |
| Efluente de precipitação química        | 2-6                  |
| Efluente de filtro biológico aeróbio    | 3-15                 |
| Efluente de lodos ativados              | 2-8                  |
| Efluente filtrado (após lodos ativados) | 1-5                  |

Para águas destinadas ao consumo humano é necessário manter residual desinfetante com concentração mínima de 0,2 mg/l na rede de distribuição conforme recomendado pela Portaria nº 36 de 19/01/90 - Ministério da Saúde.

Em se tratando de esgotos é necessário remover o cloro residual do efluente desinfetado porque este poderá trazer prejuízos para o meio ambiente pois é tóxico à biota do corpo receptor.

A descloração pode ser feita com dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), que é um gás tóxico como o cloro gasoso.

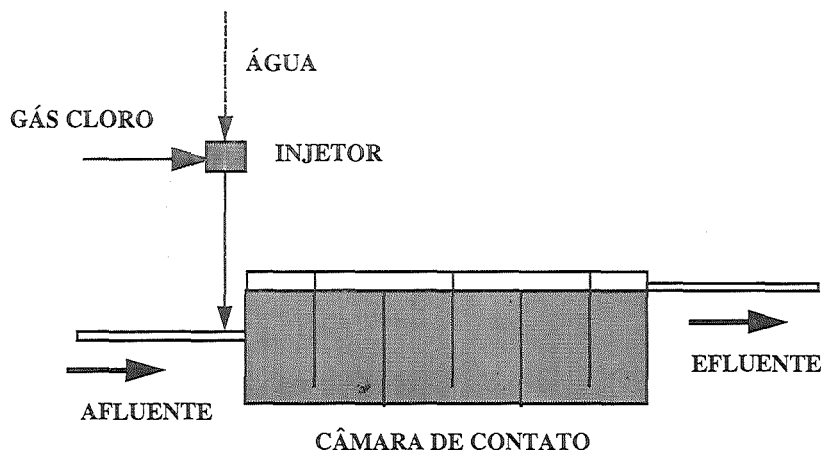


Figura 4.2 - Esquema de desinfecção com cloro gasoso

#### 4.4 - DESINFECÇÃO COM OZÔNIO

O uso de ozônio como bactericida remonta a 1886 quando foram realizados na França os primeiros experimentos empregando ozônio.

O interesse pela utilização de ozônio como desinfetante tem como principal razão a necessidade de se eliminar a potencialidade de formação de trihalometanos e outros compostos organoclorados, formados quando a desinfecção é feita com cloro (gás cloro, hipoclorito de sódio ou hipoclorito de cálcio) e quando há matéria orgânica presente na água como, por exemplo, substâncias húmicas.

Quando adicionado à água o ozônio é rapidamente convertido a oxigênio. Com isto não há interesse na ação dos produtos inorgânicos sobre a saúde humana, embora tenha-se obtido que a produção de radicais intermediários livres de hidroxil ( $\text{OH}^\bullet$ ) e hidroxiperoxil ( $\text{HO}_2^\bullet$ ),  $\text{O}_3^-$  e  $\text{H}_2\text{O}_2$  sejam prejudiciais à saúde, pois a eficiência desinfetante do ozônio pode depender destes. Entretanto é razoável assumir que estes compostos não estejam presentes na água ingerida pelos consumidores

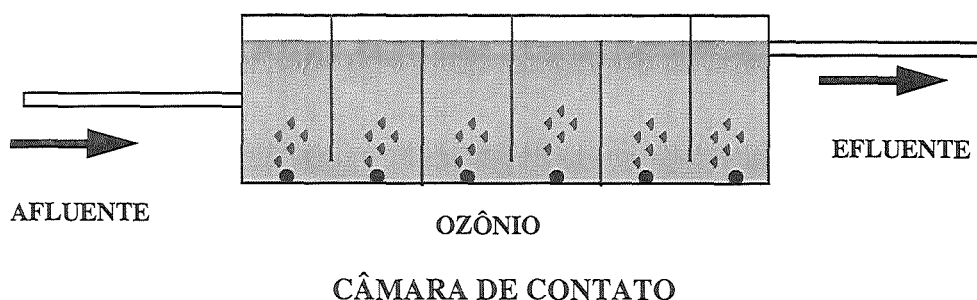


Figura 4.3 - Esquema de desinfecção com ozônio

O ozônio é um gás instável que deve ser produzido no local de uso. No estado puro não pode ser liquefeito por aumento de pressão devido aos riscos de explosão. O principal processo de produção de ozônio é por descarga elétrica em processo que emprega gás seco, oxigênio ou ar.

## 4.5 - DESINFECÇÃO COM RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA

O sol é a única fonte natural de importância de emissão de radiação ultravioleta. A absorção de radiação de comprimentos de ondas menores pelo ozônio da atmosfera oferece proteção à vida que se desenvolveu na terra. Mesmo assim, os raios ultravioleta que atingem a superfície da terra têm energia suficiente para inativar os microrganismos menos resistentes.

As lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio são a principal fonte de radiação ultravioleta utilizada na desinfecção de águas de consumo humano e de esgotos sanitários.

As lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio têm vida útil longa, de 4.000 a 10.000 horas de uso contínuo.

São poucos os materiais que apresentam grande reflexividade para radiação ultravioleta e nem todos que são bons refletores de radiação visível são bons refletores de radiação ultravioleta. O alumínio tem uma série de características que o torna o material mais apropriado para a construção de refletores de ultravioleta. Entre as várias características, podem ser citadas a facilidade em ser moldado, ser leve e ser o metal que apresenta maior poder de reflexão para a radiação ultravioleta, refletindo de 60 a 90% de radiação incidente em superfícies polidas e de 40 a 60% em superfícies revestidas com pintura a base de alumínio.

A desinfecção com radiação ultravioleta é um método tecnicamente viável que não implica na adição de produtos químicos à água ou esgoto. As poucas alterações que ocorrem na matéria orgânica pela ação da radiação ultravioleta não são prejudiciais à saúde humana nem ao meio ambiente. A radiação ultravioleta atua principalmente nos ácidos nucleicos (ADN), promovendo reações fotoquímicas, que impedem a duplicação dos microrganismos, inativando-os.

A desinfecção com radiação ultravioleta depende diretamente da dose recebida que é igual ao produto da intensidade de radiação pelo tempo de exposição. A matéria dissolvida ou em suspensão reduz a intensidade de radiação quando esta atravessa a lâmina líquida.

A absorção de radiação ultravioleta pelo ar pode ser desprezada devido às pequenas distâncias entre a fonte emissora de radiação e o esgoto ou água a serem desinfetados nas câmaras de desinfecção. A absorção de radiação ultravioleta pelas substâncias dissolvidas é, em grande parte, devida às substâncias de origem orgânica, mais do que às de origem inorgânica, o que torna as medidas de turbidez e cor parâmetros não adequados para avaliar a redução que pode ocorrer na intensidade de radiação ultravioleta.

O dimensionamento deve ser feito para vazão máxima. Para esgotos sanitários deve-se usar densidade de potência de 80 a 120 Wh/m<sup>3</sup>, dependendo da absorção de radiação pelo esgoto, e lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio de 15 ou 30 W de potência nominal. As lâmpadas de 15 W têm 45 cm de comprimento e as de 30 W 90 cm.

O tempo de exposição varia de 40 a 100 segundos e a lâmina líquida, embora seja dependente das características do esgoto, principalmente absorvância a 254 nm, deve variar de 4 a 8 cm. Deve-se procurar garantir dose mínima de 16 mJ/cm<sup>2</sup> na região onde ocorre menor intensidade de radiação.

É de extrema importância não se expor aos raios ultravioleta, pois são cancerígenos (câncer de pele) e causam lesões nos olhos, podendo resultar em cegueira.

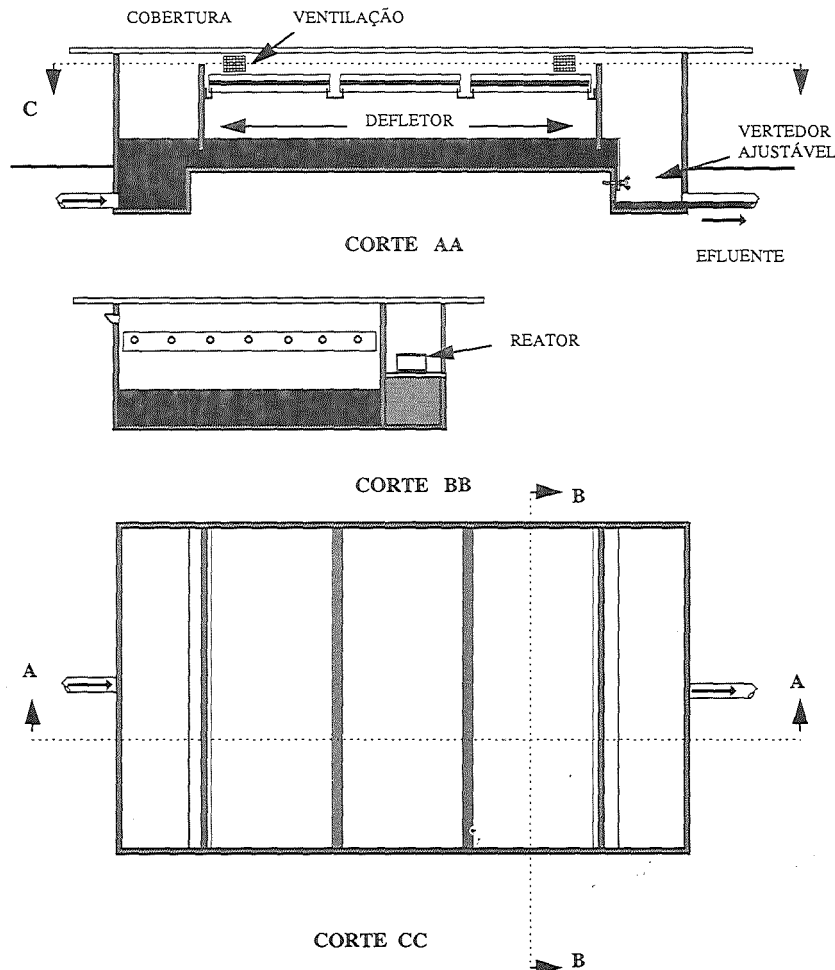


Figura 4.4 - Esquema de desinfecção com radiação ultravioleta

## 4.6 - DESINFECÇÃO POR PROCESSOS NATURAIS

O ambiente externo não é propício à manutenção e reprodução dos organismos patogênicos, pela ação de fatores, tais como, radiação solar, temperatura, competição com outros organismos, predação, etc.

Esse conjunto de fatores pode ser usado para reduzir a quantidade de patogênicos a níveis que dispensam a desinfecção com produtos químicos, ressaltando-se que deve ser considerado o uso específico da água, sempre tomando-se o cuidado de prevenir problemas de saúde pública.

Sendo assim, o próprio corpo receptor atua como agente redutor da quantidade de patogênicos.

A remoção pode ser maior em unidades dimensionadas por tal forma, como é o caso de lagoas de maturação

Nessas lagoas, a remoção de patogênicos é maior devido à ação conjunta de substâncias bacterianas produzidas pelas algas, os níveis elevados de pH, a redução de nutrientes, o antagonismo microbiano e o alto potencial redox em culturas de algas e bactérias. Nessas lagoas é possível obter remoção de coliformes de até 99,9%.