

CAPÍTULO 28

RESERVATÓRIOS EM METRÓPOLES E TRATAMENTOS DE SEUS EFLUENTES

Leandro Cardoso de Moraes & Manuel Enrique Gamero Guandique

Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Sorocaba, Sorocaba, Brasil.
E-mail: leandro@sorocaba.unesp.br

RESUMO

Com o aumento habitacional desajustado e industrial pouco controle de emissões de efluentes líquidos, vem ocorrendo principalmente nos últimos anos, um aumento significativo do despejo desses efluentes em corpos de água, como reservatórios e rios. Isto acontece com maior frequência em metrópoles como em São Paulo. Este tipo de ação deve ser de grande preocupação para toda a população presente nesta mesma e região e também fora dela. Pois os que tão mais próximos sofrem as consequências de problemas que ocorrem quando há o contato direto com esta água contaminada. Sendo assim, há a necessidade de se ter um rigoroso tratamento desses efluentes, para se evitar doenças, causadas por este meio de veiculação.

1 INTRODUÇÃO

Nos tempos atuais, um significativo problema enfrentado pelas metrópoles são as contaminações das represas inseridas em sua região urbana, pois na maioria dos casos essa contaminação compromete a qualidade da água empregada no abastecimento público.

Os motivos dessa contaminação são variados, entre eles destacam-se o esgoto doméstico e industrial.

O esgoto doméstico gerado e não tratado, despejado diretamente nestas represas, eleva a contaminação aquática, não permitindo a manutenção da qualidade da água a ser tratada, que se tem para o consumo da população. Este controle é difícil, pois se trata, muitas vezes, de despejos domésticos clandestinos, havendo a necessidade de sua localização e identificação, para que se tenha aplicação adequada de uma coleta, para posterior tratamento.

Já o esgoto clandestino de fonte industrial também é responsável por problemas na qualidade das águas de reservatórios, pois levam contaminantes para estes reservatórios, muitos deles altamente nocivos à população e outros seres vivos que consomem esta água. Deve-se levar em consideração despejos que são coletados na rede pública de saneamento, mas que não devidamente tratados e em alguns casos são lançados diretamente no corpo hídrico. Na maioria dos casos este efluente é bastante heterogêneo, contendo metais, contaminantes orgânicos, resíduos de indústrias farmacêuticas e de higiene pessoal entre outros.

Também deve ser considerada a poluição causada pelo lixo deixado nas ruas e calçadas e a poluição atmosférica. Esta última principalmente devido ao acúmulo de gases provenientes dos escapamentos dos veículos automotores que circulam nas cidades, incluindo os gases gerados pelo setor industrial. É importante dizer que estes gases também são os causadores da chuva ácida que afeta não só o ecossistema da vida aquática desses lagos e represas, como as pessoas e edificações existentes.

Um importante fator, também responsável pela poluição indiscriminada às massas de água é a ocupação desordenada no entorno dos reservatórios. Como o que ocorreu no entorno do reservatório da Billings, localizada na região metropolitana de São Paulo. A observação quanto ao correto tratamento para as águas servidas se a aplicar nestes casos seria uma cobrança da sociedade perante as autoridades competentes do setor para se evitar tal problemática é imprescindível para a melhoria na qualidade da água de consumo e por consequência a expressiva melhora na qualidade de vida da população.

Os tipos de tratamentos de efluente doméstico e industrial empregados são comumente os tratamentos biológicos e os físico-químicos, no entanto e em alguns casos usam-se os processos chamados de avançados ou processos oxidativos avançados. Estes últimos são que se mostram muito eficazes, porém o custo financeiro para este tipo metodologia aumenta muito, sendo assim evitado pelas gerenciadoras de tratamento de esgoto e água.

Dos tratamentos biológicos mais utilizados tem-se o anaeróbio e o aeróbio.

2 A DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia consiste em um processo bioquímico onde, diversos grupos de organismos anaeróbios assimilam e destroem simultaneamente a matéria orgânica, em ausência de oxigênio dissolvido. O desenvolvimento deste processo depende de seu confinamento em um sistema fechado, em condições favoráveis às reações inerentes ao processo bioquímico.

Este processo de tratamento ocorre com os sólidos em suspensão, fixos e os voláteis, que são removidos da massa líquida afluente à ETE (Estação de Tratamento de Esgoto) e processados em unidades apropriadas, chamadas de biodigestores.

O tratamento anaeróbio, realizado principalmente por meio dos biodigestores, tem como finalidade estabilizar a matéria orgânica presente no lodo de esgoto, e atua como um redutor de volume, através dos fenômenos de liquefação, adensamento e gaseificação. Estas características são favoráveis à redução de umidade e condiciona o lodo para um reaproveitamento, seja na agricultura

ou em outros setores da indústria; além disso, proporciona a redução dos microrganismos patogênicos.

O funcionamento do digestor anaeróbio é caracterizado por três estágios: hidrólise, acidogênese e metagênese.

A etapa de hidrólise ocorre pela solubilização de proteínas, celulose, lipídios e outras substâncias orgânicas complexas. A acidogênese é uma etapa de produção de ácidos orgânicos, bicarbonatos, CO_2 e H_2S , com o pH do sistema podendo atingir a 4,0. Após este estágio ocorre a metanogênese, com a digestão desses ácidos gerando compostos amoniacais e carbonatos ácidos, com a formação de gases como o N_2 , H_2 e CO_2 , quando o pH chega a 6,8. Nesta etapa o lodo terá um aspecto acinzentado. Na metagênese há o ataque aos compostos mais resistentes, tais como proteínas, ácidos orgânicos, aminoácidos e outros compostos nitrogenados, e a gaseificação se torna muito intensa, com a produção de N_2 , CH_4 (75 – 85%) e CO_2 (10 – 20%). O pH se apresenta entre 6,8 e 7,4 e o lodo torna-se negro com odor de alcatrão, a formação de gases diminui e lodo adquire um efeito tampão. O metano formado nesta etapa é produzido pelas bactérias metanogênicas, sendo as acetotróficas que agem a partir da redução de ácido acético, ou pelas hidrogenotróficas. Estes agem a partir da redução de dióxido de carbono, conforme as reações químicas, de metanogênese hidrogenotrófica e acetotrófica a seguir:

- Reação hidrogenotrófica:

$$4\text{H}_2 + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}$$
- Reação acetotrófica

$$\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}$$

A digestão anaeróbia pode ocorrer em um único estágio ou em múltiplos estágios. A digestão em um único estágio é caracterizada por apresentar em uma mesma unidade as funções de: digestão, adensamento e formação de sobrenadante, e pode ser classificada em zonas como: zona de lodo digerido; zona principal de lodo em digestão; zona ou camada de sobrenadante (líquido com baixo teor de sólidos); zona formada por uma camada de espuma tendo como constituintes principais óleos e graxas; e uma zona superior de acumulação de gás.

A digestão em múltiplo estágio é normalmente realizada em duas etapas ou unidades: um digestor primário e um digestor secundário. O digestor primário é responsável pela evolução das principais fases da digestão anaeróbia, como: acidificação, regressão ácida, gaseificação e liquefação. Tem como principal finalidade a separação das fases líquido-sólido-gás. O digestor secundário é responsável pelo adensamento do lodo. O primeiro digestor tem como função a homogeneização e coleta de gases, o segundo digestor o de remover o sobrenadante e o lodo digerido.

O gás produzido no biodigestor é da ordem de 400 a 700 litros por quilograma de matéria orgânica introduzida no sistema. A composição final do gás produzido se apresenta aproximadamente da seguinte forma: 65% a 70% de CH_4 , 25% a 30% de CO_2 , 2% a 4% de CO e em quantidades menores aparecem o N_2 , O_2 , H_2S e hidrocarbonetos.

É importante ressaltar que muitas dessas unidades de digestão anaeróbia não abrangem todo o tratamento, ou não atingem a eficiência esperada, para posterior despejo do efluente tratado. Sendo necessário complementar neste processo, por meio de outros tipos de reatores anaeróbios ou até aeróbios, mas que apresentem uma boa funcionalidade. A seguir são apresentados alguns modelos de reatores anaeróbios.

2.1 FILTROS ANAERÓBIOS

Os filtros anaeróbios mais comumente empregados consistem em um tanque cheio de pedras britadas ou outro material inerte que serve de suporte para aderência e desenvolvimento de microrganismos na forma de biofilme. Podem apresentar fluxo ascendente, horizontal ou descendente, e o esgoto percola nos interstícios do leito filtrante, em contato com o lodo ativado retido.

A principal característica destes filtros é propiciar maior tempo de retenção celular, para obter um longo contato entre a biomassa ativa e o esgoto a ser tratado. Esses equipamentos exploram a imobilização e retenção de bactérias, na forma de biofilme, flocos e grânulos, em maiores tempos possíveis e nas maiores concentrações admissíveis.

Estes filtros tanto podem ser aplicados para tratamento de esgoto concentrado como esgoto diluído. No entanto, são indicados para esgotos com poluentes mais solúveis, porque o risco de entupimento do meio filtrante aumenta com a concentração de sólidos suspensos do afluente.

De uma forma geral, o efluente de um filtro anaeróbio é bastante clarificado e tem relativamente baixa concentração de matéria orgânica, inclusive dissolvida, porém é rico em sais minerais. Sendo assim, muito bom para disposição no solo e para a irrigação (revitalização do solo com fins de produção vegetal). Mas se este efluente gerado ainda apresentar alta quantidade de microrganismos patogênicos, deve passar por um processo de desinfecção.

2.2 REATORES ANAERÓBIOS DE MANTA DE LODO

Estes reatores também são conhecidos como reatores UASB (upflow anaerobic sludge blanket), termo original na língua inglesa, no Brasil se usa bastante a sigla RAFA (reator anaeróbio de fluxo ascendente).

A alimentação neste tipo de reator é ascendente, iniciando-se com baixa taxa de alimentação. A formação do leito de lodo pode levar alguns meses para se formar, a concentração do lodo aumentará em torno de 4% a 10% junto ao fundo do reator. Acima do leito encontra-se uma zona de lodo mais dispersa, denominada manta de lodo, onde o lodo está menos concentrado (1,5% a 3%). O sistema é automisturado pelo movimento ascendente das bolhas do biogás e do fluxo de esgotos por meio do reator.

Com o movimento ascendente das bolhas de gás e do líquido, ocorre o carreamento de lodo, sendo necessário instalar um separador trifásico, onde se configura uma câmara de sedimentação, no qual o lodo mais denso é removido da massa líquida retornando ao compartimento de digestão.

A instalação do separador de gases, sólidos e líquidos é que garante o retorno do lodo e a elevada capacidade de retenção de grandes quantidades de biomassa, de elevada atividade sem a necessidade de qualquer meio suporte.

A vantagem em usar o reator anaeróbio de fluxo ascendente é por ser um sistema compacto, com baixa demanda de área, ideal em regiões onde há alta densidade demográfica. Também apresenta baixo custo de implantação e de operação, uma baixa produção de lodo e baixo consumo de energia e apresenta uma eficiência de remoção de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e DQO (Demanda Química de Oxigênio) de 65% a 75%, além de ter um lodo com boa desidratabilidade.

2.3 FOSSAS SÉPTICAS

As fossas sépticas podem ser empregadas onde se têm a ausência de serviço público de saneamento básico, ou em residências situadas em áreas bastante povoadas, evitando a contaminação do solo e da água. Mas é importante ressaltar que este sistema deve ser bem projetado para evitar a contaminação do solo. Este sistema deve possuir sumidouros, os quais são também conhecidos como poços absorventes, os quais devem receber os efluentes gerados nas fossas sépticas. Os sumidouros podem ser construídos em alvenaria de tijolo, madeira, anéis em concreto com furos, feitos em formatos cilíndricos ou prismáticos. As paredes não devem ser vedadas ou rejuntadas, com o objetivo de facilitar a infiltração do líquido no solo. E a tampa ou cobertura do sumidouro deverá ser fabricada em laje de concreto armado, e dotada de abertura para inspeção, com um tampão de fechamento hermético.

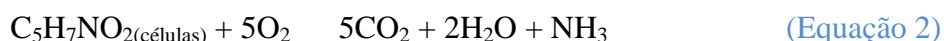
A fossa séptica ou tanque séptico pode vir a receber o esgoto de uma ou mais residências dependendo da sua capacidade. Este sistema também é viável, pois apresenta um baixo custo de implantação. A fossa séptica pode reter o efluente em seu interior por um período que pode variar

de 12 horas a 24 horas conforme a contribuição de afluentes, por exemplo, até 1500 litros/dia uma detenção de 24 horas, até 3000 litros/dia em tempo de detenção de 22 horas. O principal evento neste tipo de tanque é a decantação, sedimentação e a flotação. A sedimentação processa de 60% a 70% dos sólidos em suspensão contidos no esgoto, formando o lodo. Outra parte dos sólidos que não sedimentaram, formados por óleos, graxas, gorduras e outros materiais misturados com gases, fica retida na superfície líquida, no interior do tanque, geralmente chamados de espuma. O lodo e a espuma são digeridos por bactérias anaeróbias, que destroem parcial ou totalmente o material volátil e os organismos patogênicos. Neste modelo de tratamento a remoção da DBO ou DQO fica entre 40% a 70%.

A fossa séptica pode receber os despejos domésticos, como de cozinha, lavatórios, banheiros, lavanderia e outros cômodos.

3 A DIGESTÃO AERÓBIA

A digestão aeróbia é um processo de oxidação bioquímica dos sólidos biodegradáveis contidos nos esgotos, com abundância de oxigênio dissolvido em toda a massa líquida, e pode ser representado pelas equações 1 e 2. A presença de oxigênio favorece a atividade de bactérias aeróbias e a formação de subprodutos como matéria orgânica estabilizada (lodo digerido), gás carbônico e água. Este processo caracteriza-se pela degradação da matéria orgânica em meio aeróbio com alimentação de ar, as principais reações do processo com a ocorrência de nitrificação e a não ocorrência de nitrificação, respectivamente, estão a seguir.



Este processo de digestão apresenta como vantagem a simples operação, a não formação de gases tóxicos, explosivos ou mal cheirosos, a redução de óleos e graxas é maior do que na digestão anaeróbia, o sobrenadante apresenta uma DBO reduzida menor que 70 mg/L, e menores teores de sólidos suspensos, nitrogênio amoniacal e fósforo total, e há considerável redução de microrganismos patogênicos.

Dentre os processos de tratamento de esgoto por via aeróbia, o mais empregado é por lodos ativados.

3.1 LODO ATIVADO

O lodo ativado é o floco produzido num esgoto bruto ou decantado pelo crescimento de bactérias zoogléias ou outros organismos, na presença de oxigênio dissolvido, e acumulado em concentração suficiente, que ocorre pelo retorno de outros flocos previamente formados. As bactérias são as principais responsáveis pela estabilização da matéria orgânica e pela formação dos flocos, através da matéria orgânica biodegradável em dióxido de carbono, água e outros produtos inertes. Para uma efetiva e eficiente degradação da matéria orgânica é preciso uma boa mistura entre microrganismos e esgoto, a adequadas concentrações de nutrientes e oxigênio dissolvido.

Neste processo de lodos ativado o esgoto afluente e o lodo ativado são misturados, em tanques de aeração, depois o lodo é separado por sedimentação em decantadores. A maior parte do lodo ativado depois de separado retorna ao processo, enquanto o lodo em excesso é retirado para tratamento específico e destino final. A recirculação do lodo tem a finalidade de misturar-se com o esgoto afluente no tanque de aeração mantendo a concentração constante e elevada de flocos, e assim estabilizar a matéria orgânica presente pela ação dos microrganismos que constituem os flocos, principalmente as bactérias, e inocular o meio e acelerar o trabalho de estabilização da matéria orgânica. A recirculação do lodo ocorre do tanque de decantação secundário para o tanque de aeração, numa quantidade de 50% a 100% da vazão do esgoto tratado, ou seja, por exemplo, uma concentração de sólidos de 3000mg/L a 4000mg/L, em um tempo de aeração de 2 a 4 horas. A

recomendação para os sistemas de lodo ativados, para que se tenha um percentual mínimo de recirculação é:

- 25% quando a quantidade de sólidos suspensos no tanque de aeração for menor que 3500mg/L;
- 50% quando a quantidade de sólidos suspensos no tanque de aeração estiver entre 3500mg/L e 4500mg/L;
- 100% quando a quantidade de sólidos suspensos no tanque de aeração for igual ou maior do que 4500mg/L;

As eficiências típicas no processo de lodos ativados são remoções em termos de DBO entre 85% a 95% e de sólidos suspensos de aproximadamente 85% a 95%. O efluente apresenta uma remoção variando entre 20 mg/L e 30 mg/L em termos de DBO e nesta mesma variação para os sólidos suspensos.

3.2 AERAÇÃO PROLONGADA

A aeração prolongada é uma variação do processo de lodos ativados. Este processo caracteriza-se por obrigar um contato em tempo prolongado entre os microrganismos e os lodos ativados em quantidades relativamente baixas de substrato, visando obter alta eficiência do processo e uma oxidação na fase endógena, até que o lodo residual apresente características de boa sedimentação, boa filtrabilidade e nenhum odor. Na fase de respiração endógena a matéria orgânica é utilizada para assegurar as necessidades energéticas das células, ocorre oxidação da matéria orgânica, e a massa de lodo tende a diminuir, havendo uma mineralização do lodo, com a DBO residual do substrato.

Este processo tem um tempo de aeração prolongada de 12 até 24 horas, o fator de carga normalmente varia entre 0,05 Kg DBO/kg SSTA.dia (SSTA = sólidos suspensos no tanque de aeração), e a concentração mantém-se geralmente acima de 4000mg/L podendo chegar a 8000 mg/L, com uma recirculação de lodo de 100%. A idade do lodo neste sistema fica entre 18 dias indo até 40 dias. Esta modalidade de tratamento pode ser feita em unidades compactas, em unidades individuais com aeração prolongada e digestão aeróbia do lodo e em valos de oxidação.

3.3 VALOS DE OXIDAÇÃO

Os valos de oxidação são unidades compactas de tratamento que se incluem no processo de lodos ativados por meio de aeração prolongada. As unidades de decantação e cloração são de inclusão optativa e dependem do tipo de operação estabelecido e do grau de tratamento exigido. O valo de oxidação é normalmente composto por um dispositivo de entrada, um tanque de aeração e o dispositivo de saída.

O valo de oxidação pode operar em modo contínuo, semi-contínuo ou descontínuo.

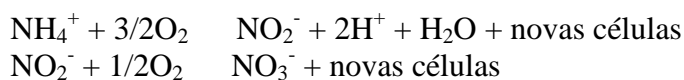
O sistema contínuo é caracterizado pela condição de fluxo contínuo de esgoto, afluente e efluente. Nesta modalidade de operação ocorre o arraste de partículas sólidas em suspensão no líquido efluente.

O sistema semi-contínuo opera com descargas contínuas do efluente, quase que isento de partículas sedimentáveis. A sedimentação ocorre em canal paralelo, que fica paralisado e assim permite a sedimentação. O sistema descontínuo é caracterizado pela interrupção periódica do sistema de aeração e a descarga do efluente, após um período de sedimentação dos sólidos.

4 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO

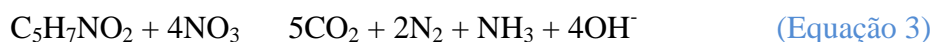
Muitas vezes nos tratamentos por via aerada, ocorre a formação de nitrato, efeito conhecido como nitrificação. A nitrificação é a conversão da amônia a nitrato, em duas fases subsequentes:

inicialmente a oxidação da amônia a nitrito, em seguida de nitrito a nitrato, de acordo com as seguintes reações:



Quando ocorre a nitrificação é necessário que se empregue no sistema um processo de desnitrificação, pois o excesso de nitrogênio em corpos de água pode causar a eutrofização, ou seja, a fertilização da água. A eutrofização é um fenômeno causado pelo excesso de nutrientes (compostos químicos que apresentam em sua composição grande quantidade de fósforo ou nitrogênio), promovendo um aumento excessivo de plantas aquáticas. Com o aumento desta biomassa aquática, pode ocorrer a diminuição do oxigênio dissolvido, devido ao aumento de consumo, por parte desses organismos, podendo causar por sua vez, a morte dos seres vivos, os quais necessitam de oxigênio para respiração, portanto isto leva a um efeito de geração de poluição no corpo de água. Também como consequência pode-se ter outros efeitos como: frequentes florações das águas, distúrbios com insetos e mosquitos e geração eventual de maus odores.

A desnitrificação biológica consiste na conversão do nitrato a formas reduzidas de nitrogênio, como N_2 , N_2O e NO , visto na equação 3. Os microrganismos responsáveis pela desnitrificação existem normalmente nos esgotos domésticos. No Brasil a nitrificação ocorre com facilidade, no entanto o nitrato formado é usado como fonte de oxigênio para os microrganismos, desde que se tenha ausência de oxigênio; é a chamada desnitrificação biológica em condições anóxicas.

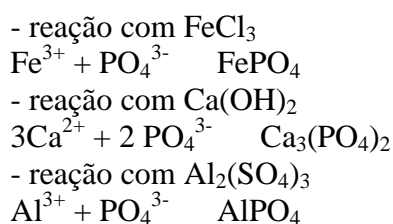


Outro importante nutriente responsável pelo crescimento das plantas, que também é encontrado em abundância nos esgotos é o fósforo. Seu excesso agrava o efeito da eutrofização, portanto, é conveniente removê-los dos efluentes antes do lançamento no corpo de água receptor.

O fósforo aparece no esgoto na forma de ortofosfato (PO_4^{3-}) e polifosfato (P_2O_7). O afluente apresenta em média 70% de fósforo na sua composição. O tratamento secundário aeróbio remove entre 10% a 30% deste fósforo, aproximadamente. Outra quantidade é utilizada para síntese e manutenção das células, mantendo com isso o baixo nível no efluente. Agora se ocorrer condições anóxicas pode ocorrer à liberação de fósforo para o efluente. A remoção biológica de fósforo é realizada sequencialmente e produtivamente em condições ambientais no reator, por exemplo, a bactéria *Acianobacter* é um microrganismo que remove o fósforo.

Outro processo utilizado na remoção do fósforo é o físico-químico, entre este processo tem-se a precipitação química, o mais utilizado. Há também a osmose reversa, a eletrodialise, a adsorção em carvão ativado, troca iônica, remoção de nutrientes, oxidação química e a remoção de organismos patogênicos. A principal finalidade de um processo físico-químico é a remoção de poluentes inorgânicos, materiais insolúveis, metais pesados, materiais orgânicos não biodegradáveis, sólidos em suspensão, cor, outros.

Na precipitação do fósforo, utiliza-se o sulfato de alumínio, ou cloreto férrico, ou a cal, mas o melhor resultado se dá com a combinação de cloreto férrico e cal, como representado pelas reações abaixo, ou somente sulfato de alumínio, obtendo-se uma eficiência da ordem de 95%, se for usado somente cal, a eficiência é muito baixa em torno de 50% num pH igual a 11. Se usado somente cloreto férrico, a eficiência é de 90%. As dosagens ótimas aplicadas dependem das características dos efluentes e devem ser obtidas experimentalmente. As reações mais comuns que agem na precipitação do fósforo presente no efluente, conforme comentadas acima, são:



Num sistema de lodos ativados, a aplicação desses produtos pode ser feita diretamente na entrada do decantador primário, para lodo ativado convencional, ou de tanque de aeração, ou no efluente clarificado. No último caso, é necessário outro decantador à jusante do decantador secundário. No caso de efluentes pobres em nutrientes, em que se introduzem nutrientes na entrada do tanque, só se justifica a última alternativa.

Outro procedimento é a precipitação pela variação do pH, pois elevando-se o potencial hidrogeniônico da solução é possível precipitar metais na forma de hidróxidos ou carbonatos e fósforo na forma de fosfato.

Quando se usa cal, o produto formado é o carbonato de cálcio que atua como coagulante, precipitando certas proteínas, metais pesados e o fósforo. Mas para que ocorra a precipitação através da variação do pH, é preciso identificar a solubilidade dos sólidos. Em efluentes muito alcalinos onde os sólidos encontram-se solúveis, por causa da forte alcalinização, é necessário à adição de ácido para ajustar o pH. Por exemplo, há substâncias que precipitam em pH ácido (6,0 ou 6,5), como proteína animal em efluentes de curtumes, mas também num pH entre 8,0 e 8,4.

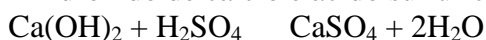
Assim vê-se a enorme importância em se fazer à correção ou ajuste do pH no efluente, vê-se nas reações químicas a seguir as ocorrências de ajuste para efluentes ácidos e alcalinos. Portanto a necessidade de correção do pH pois a coagulação química exige um valor ótimo, quando ocorre a formação de flocos.

Para o crescimento normal dos microrganismos, nos sistemas aeróbios, a faixa de pH ideal situa-se entre 6,5 e 8,5. Nos sistemas anaeróbios esta faixa é mais estreita, de 6,3 a 7,8, devido a sensibilidade das bactérias metanogênicas. Estas bactérias são responsáveis pela metanogênese que é a etapa final no processo global de degradação anaeróbica de compostos orgânicos.

Reações para ajuste do pH em efluentes alcalinos e efluentes ácidos.

- Ajuste de pH em efluentes ácidos:

- Hidróxido de cálcio e ácido sulfúrico



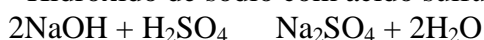
- Carbonato de cálcio e ácido clorídrico



- Hidróxido de sódio com ácido clorídrico



- Hidróxido de sódio com ácido sulfúrico



- Ajuste de pH em efluentes alcalinos:

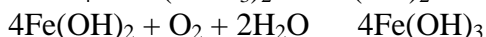
- Ácido sulfúrico com a alcalinidade do bicarbonato de cálcio



- Sulfato de alumínio com bicarbonato de cálcio



- Sulfato ferroso com o bicarbonato de cálcio e oxigênio dissolvido



Estas equações químicas são alguns exemplos das várias reações que ocorrem nos sistemas de tratamento de esgoto para o ajuste do pH, também viabilizam a precipitação e melhoram o rendimento do tratamento.

5 TRATAMENTOS AVANÇADOS DE EFLUENTES LÍQUIDOS

5.1 ELETRODIÁLISE

A eletrodialise é um processo de membrana que pode ser utilizado em grande escala nas estações de tratamento de esgoto.

O tratamento ocorre pela remoção de contaminantes iônicos, que são transportados através das membranas com carga elétrica em sentido contrário ao gradiente de concentração.

Os materiais particulados e substâncias neutras, e as substâncias iônicas, de peso molecular maior que os poros da membrana, não são removidos neste processo. Essa tecnologia remove necessariamente íons com cargas elétricas negativas e positivas.

Células de eletrodialise consistem de pacotes de membranas catiônicas (com carga negativa) e aniônicas (com carga positiva) dispostas de forma alternada entre dois eletrodos, um cátodo e um ânodo. O potencial elétrico aplicado entre os pacotes de membranas força a migração de cátions em direção ao cátodo e de ânions em direção ao ânodo.

Os ânions podem atravessar membranas aniônicas, que possuem cargas positivas, mas são repelidos pela carga de superfície negativa das membranas catiônicas e o inverso ocorre com os cátions. O canal de alimentação por onde é transportada a água a ser purificada ficará delimitado por uma membrana catiônica e uma membrana aniônica. Essa organização permite a remoção simultânea de cátions e ânions, que são fixados nos canais de rejeito, localizada nos dois flancos do canal de água tratada. Uma representação esquemática deste processo pode ser visualizado nas Figuras 1 e 2.

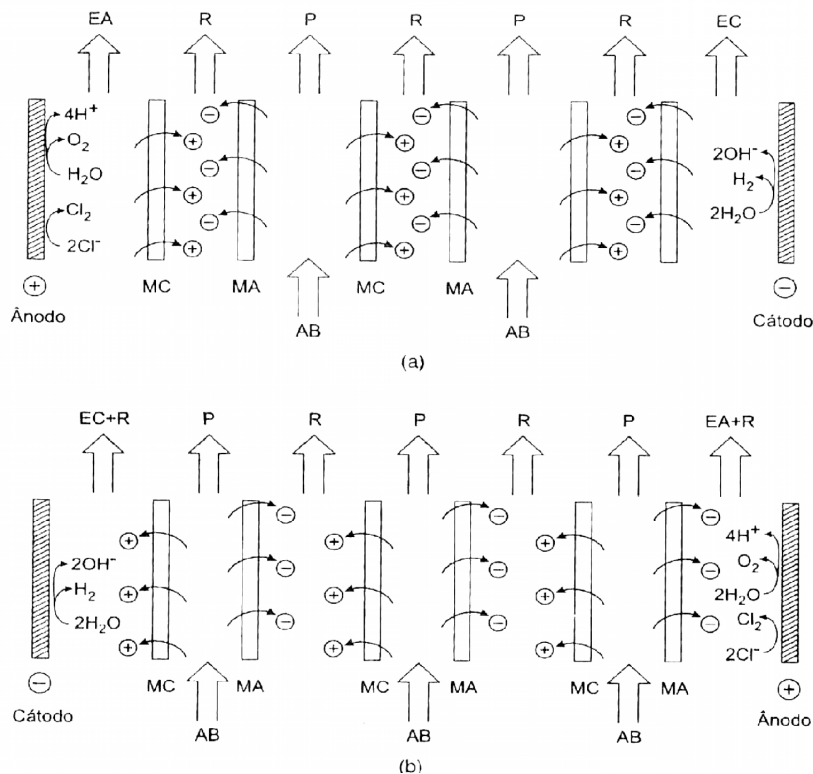


Figura 1: Representação de (a) Princípio da Eletrodialise; (b) Sistema após reversão da polaridade dos eletrodos na eletrodialise reversa. MA: membrana aniônica; MC: membrana catiônica; AB: água bruta; P: produto; R: rejeito; EA: solução de elétrons formados no ânodo; EC: solução de eletrólitos formados no cátodo (SCHNEIDER; TSUTUYIA, 2001).

Como este processo é muito eficiente têm-se uma rápida acumulação de sais na superfície das membranas, reduzindo o rendimento do sistema, devido à necessidade de dosarem ácidos ou bases, nos canais de alimentação e de rejeito, para evitar a precipitação de sais insolúveis nas superfícies das membranas e devido às frequentes interrupções do processo, para limpeza química dos canais.

Para que se tenha uma redução expressiva deste efeito pode-se usar o sistema de eletrodialise reversa, onde há reversão periódica da polaridade dos eletrodos a cada 15 ou 30 minutos de operação. Nos sistemas de tratamentos de saneamento básico de grande porte são utilizados os sistemas de eletrodialise reversa.

Na superfície dos eletrodos, ocorre eletrólise da água e de outros componentes da solução resulta na produção de ácido, oxigênio e cloro no ânodo e de íons hidroxilas e de hidrogênio no cátodo. As soluções que banham o cátodo e o ânodo, normalmente são misturadas com o concentrado antes do descarte, neutralizando os ácidos e as bases produzidas na reação eletrolítica.

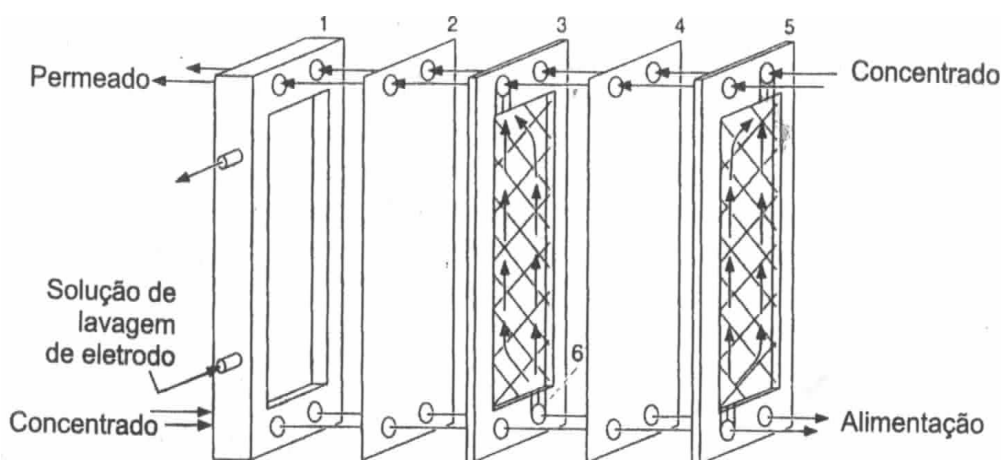


Figura 2: Esquema de módulos de eletrodialise (SCHOEMAN; THOMPSON, 1996 apud SCHNEIDER; TSUTYIA, 2001). 1: eletrodo; 2: membrana catiônica; 3: canal do filtrado com espaçador; 4: membrana aniônica; 5: canal de concentrado espaçador (SCHNEIDER; TSUTYIA, 2001).

As propriedades da membrana que determinam a eficácia de separação de íons são a capacidade de adsorção de água, a densidade de cargas na superfície, a resistência elétrica e a seletividade. O consumo de energia é dado pela resistência elétrica da membrana.

A polarização da membrana ocorre em todos os processos de eletrodialise, devido à capacidade limitada de eletrólitos de transportar corrente elétrica.

Para a corrente elétrica fluir livremente é preciso que os íons sejam repostos em quantidade suficiente para dar vazão às cargas elétricas.

A taxa de reposição de íons na interface membrana/solução depende da concentração de íons na solução, das condições reológicas no interior da célula de eletrodialise, da temperatura e do tipo e carga do íon.

As propriedades da membrana que determinam a eficácia de separação de íons são a capacidade de adsorção de água, a densidade de cargas na superfície, a resistência elétrica e a seletividade. O consumo de energia é dado pela resistência elétrica da membrana.

A polarização da membrana ocorre em todos os processos de eletrodialise, devido à capacidade limitada de eletrólitos de transportar corrente elétrica.

Para a corrente elétrica fluir livremente é preciso que os íons sejam repostos em quantidade suficiente para dar vazão às cargas elétricas.

A taxa de reposição de íons na interface membrana/solução depende da concentração de íons na solução, das condições reológicas no interior da célula de eletrodialise, da temperatura e do tipo e carga do íon.

A solução utilizada nos canais de alimentação e de concentração são preenchidos com uma solução de NaCl de 3g/L, enquanto que, uma solução com 10g/L é colocada nos canais dos eletrodos. Essas soluções são recirculadas através da célula com aplicação de uma tensão constante.

5.2 OSMOSE REVERSA

O princípio da osmose reversa está em aplicar uma força bem maior que a pressão osmótica no compartimento onde fica a solução concentrada.

Com isso se tem uma inversão de fluxo por causa da pressão aplicada no setor onde está a solução concentrada, induzindo a passagem de solvente e retendo o soluto. Pode-se observar este procedimento conforme ilustrado na Figura 3.

Para este tipo de tratamento ser utilizado em efluentes industriais é preciso que se tenha um pré-tratamento. Na maioria dos casos tratam-se águas residuárias com concentração de sais dissolvidos. O pré-tratamento é necessário para evitar a obstrução da membrana utilizada no sistema de osmose reversa. Alguns dos pré-tratamentos utilizados são: adsorção em carvão ativado, microfiltração e precipitação química.

5.3 TROCA IÔNICA

No processo de troca iônica os íons presentes nas águas residuárias como nitratos, fosfatos, sais minerais dissolvidos, NH_4^+ , Cu^{+2} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , podem ser retirados das águas contaminadas através de um processo de troca iônica. É importante verificar que o íon amônia geralmente se apresenta no tratamento biológico de esgoto, devido à degradação da matéria orgânica presente. Já os íons Cu^{+2} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , entre outros que provem de efluentes gerados por indústrias onde há o acabamento de metais, também podem ser removidos através de um sistema de troca iônica.

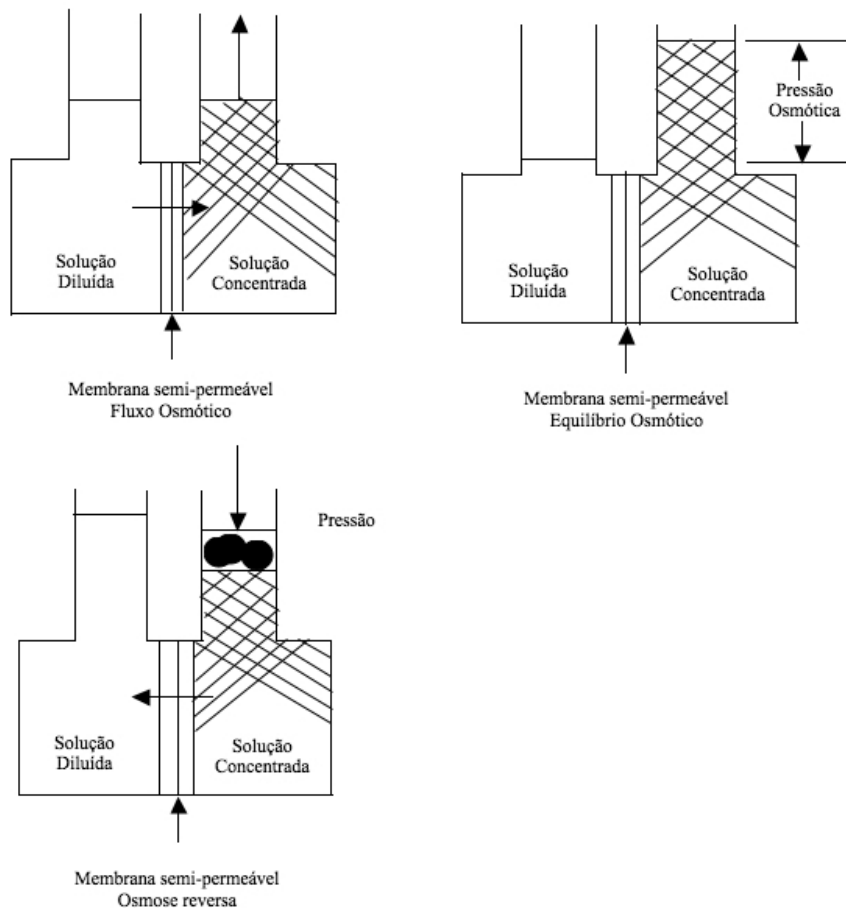


Figura 3: Esquema de funcionamento da osmose reversa.

Este processo consiste na fixação, em uma superfície sólida, de íons, que se trocam por íons da solução de outra espécie, chamada fase móvel. As mais utilizadas para esse efeito são resinas sintéticas, como trocadoras de íons, tem-se trocadores catiônicos e aniônicos. A Figura 4 apresenta os modelos de trocadores de íons.

Para este tipo de tratamento ser utilizado em efluentes industriais é preciso que se tenha um pré-tratamento. Na maioria dos casos tratam-se águas residuárias com concentração de sais dissolvidos. O pré-tratamento é necessário para evitar a obstrução da membrana utilizada no sistema

de osmose reversa. Alguns dos pré-tratamentos utilizados são: adsorção em carvão ativado, microfiltração e precipitação química.

Trocadores de cátions

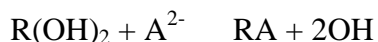
São capazes de reter cátions da solução permutando por íons de sódio ou hidrogênio, como nas reações abaixo:



Onde: R é a resina; M^{2+} representa os cátions retidos na solução.

Trocadores de ânions

Os trocadores de ânions são capazes de reter ânions de solução por meio da troca por íons oxidrilas:



Onde: R é a resina; A^{2-} são os ânions retidos da solução.

Em algum momento as resinas perdem sua capacidade de troca, mas podem ser recuperadas. Para os trocadores de cátions, primeiro se faz a lavagem da coluna em contra corrente para remover os sólidos, depois usa-se uma solução de cloreto de sódio, para o ciclo de sódio, ou uma solução de ácido clorídrico ou ácido sulfúrico para o ciclo do hidrogênio. Os trocadores de ânions seguem um procedimento parecido com os trocadores catiônicos, primeiro faz-se a lavagem da coluna em contra corrente onde está a resina, para retirada dos sólidos, e posteriormente se faz à lavagem da coluna com hidróxido de amônio ou hidróxido de sódio.

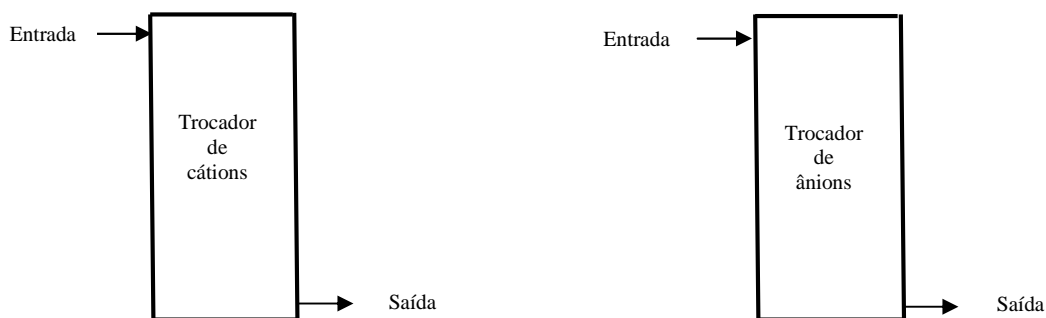


Figura 4: Modelo esquemático simples de trocadores iônicos.

Em relação aos apresentados como tratamentos avançados de efluentes líquidos e/ou esgoto é importante observar que são sistemas desenvolvidos com uso de alta tecnologia, portanto, tanto a eletrodialise, como a osmose reversa e o sistema de troca iônica, apresentam ainda, um custo elevado. Portanto seria importante realizar um estudo financeiro, antes de sua utilização no tratamento de efluentes, para se buscar um preço de mercado mais competitivo.

Mas vale lembrar que são processos que apresentam alta eficiência, quando aplicados, chegando a atingir 99% e, que para alguns casos, como os citados acima, mais especificamente no item 3, estes tratamentos seriam eficientes. Ou seja, os tratamentos biológicos conhecidos não poderiam, em tese, remover tais contaminantes, como os citados nos itens 3.1, 3.2 e 3.3.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No âmbito geral todos os processos anaeróbios e aeróbios, citados neste texto, são de aplicabilidade comum, ou seja, pode-se ver que na maioria das cidades se têm o uso de processos biológicos como meio de tratamento para o esgoto. Tanto processos de tratamento aeróbio ou anaeróbio são bastante utilizados, pois apresentam boa eficiência, o custo de implantação não é tão

alto, e de fácil operação. Os processos aeróbios e anaeróbios são aplicados na cidade e na região metropolitana de São Paulo, em igual quantidade, nas estações Parque Novo Mundo, ETE ABC localizada em São Caetano do Sul, ETE Barueri, entre outras, vale lembrar que estas estações recebem o esgoto gerado na cidade de São Paulo. Existem inclusive, estações de tratamento de esgoto que usam estes dois métodos de tratamento em conjunto. Estas estações trabalham geralmente em processos sequenciais para obter um efluente de qualidade, que possa ser lançado nos corpos de água, ou até ser reutilizados, aproveitando esta água de reuso para lavar vias públicas. Um exemplo típico é a estação de tratamento sequencial de esgoto, localizada na cidade de Barueri, região metropolitana de São Paulo, outro exemplo é a ETE Jesus Netto, situada no bairro do Ipiranga, região sul da cidade de São Paulo.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE NETO, C.O. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira**. Rio de Janeiro: ABES, 1997.
- ARUNDEL, J. A. **Sewage and industrial effluent treatment**. Oxford: Blackwell, 1995.
- BARROS, R. T. V. et al. **Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios**. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 1995. v. 2.
- BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W.A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB, 2003.
- CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. São Paulo: ABES, 1999. (Projeto PROSAB).
- CLESCERL, L. S.; GREENBERG, A. E.; EATON, A. D. (Eds.). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19. ed. Washington: American Public Health Association, 1995.
- DAVIS, M. L.; CORNWELL, D. A. **Introduction to environmental engineering**. 3. ed. Boston: WCB/Mcgraw-Hill, 1998.
- FOUST, A. S.; WENZEL, L. A.; CLUMP, C. W.; MAUS, L.; ANDERESSEN, L. B. **Operações unitárias**. Rio de Janeiro: Ed. Livro Técnico e Científico, 1982.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. Belo Horizonte: SEGRAC, 2005.
- KATO, M. T.; PIVELI, R. P. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES, 2006. 285 p.
- MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. **Reuso de água**. São Paulo: Manole, 2003.
- METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater engineering: wastewater and reuse**. Boston: McGraw-Hill, 2003
- REYNALDS, T. D.; RICHARDS, P. A. **Unit operations and processes in environmental engineering**. 2. ed. Pacific Grove: PWS Publishing Company, 1996.
- SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. **Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso**. São Paulo: ABES, 2001.
- VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação**. Campina Grande: Eppgraf, 1999. 472 p.