



# Tratando Nossos Esgotos:

## Processos que imitam a natureza

**José Roberto Guimarães e Edson Aparecido Abdul Nour**

Neste artigo é descrita a situação atual de tratamento de águas residuárias no Brasil, bem como os principais processos de tratamento. São discutidos os processos físico-químicos e biológicos, e apresentam-se as principais reações de transformação da matéria orgânica. Também são descritas as mais importantes variáveis de interesse sanitário e ambiental, bem como a legislação federal para classificação das águas.

► esgoto, água residuária, processos físico-químicos, processos biológicos, parâmetros ambientais ◀

Uma parcela significativa das águas, depois de utilizadas para o abastecimento público e nos processos produtivos, retorna suja os cursos d'água, em muitos casos levando ao comprometimento de sua qualidade para os diversos usos, inclusive para a agricultura. Dependendo do grau de poluição, essa água residual pode ser imprópria para a vida, causando, por exemplo, a mortandade de peixes. Também pode haver liberação de compostos voláteis, que provocam mau odor e sabor acentuado, e poderão trazer problemas em uma nova operação de purificação e tratamento dessa água. Segundo dados do BNDES (1998), 65% das internações hospitalares de crianças menores de 10 anos estão associadas à falta de saneamento básico. Nos países em desenvolvimento, onde se enquadra o Brasil, estima-se que 80% das doenças e mais de um terço das mortes estão associadas à utilização e consumo de águas contaminadas (Galal-Gorchev, 1996). A hepatite infecciosa, o cólera, a disenteria e a febre tifóide são exemplos de doenças de veiculação hídrica, ou seja, um problema de saúde pública.

Quando ocorre o lançamento de um determinado efluente em um corpo

d'água, seja ele pontual ou difuso, imediatamente as características químicas, físicas e biológicas desse local começam a ser alteradas. Por exemplo, pode ocorrer um aumento muito grande da carga orgânica, refletindo-se no aumento da DBO (demanda bioquímica de oxigênio), da DQO (demanda química de oxigênio), do COT (carbono orgânico total) e, conseqüentemente, uma depleção da concentração de oxigênio dissolvido, fruto, principalmente, do metabolismo de microorganismos aeróbios. Parte da matéria orgânica presente no efluente se dilui, sedimenta, sofre estabilização química e bioquímica. Esse fenômeno é conhecido como autodepuração. Comumente, utiliza-se apenas o parâmetro oxigênio dissolvido para avaliar esse processo, ou seja, quando a concentração de oxigênio retorna ao valor original (antes do lançamento), assume-se que houve uma autodepu-

ração. No entanto essa definição é questionável, pois não leva em consideração outras variáveis ambientais, como por exemplo a presença de sais e de metais, alteração da diversidade e população biológica e do nível trófico etc.

Antes de atingirem os corpos aquáticos as águas residuais podem e devem sofrer algum tipo de purificação. Os processos de tratamento de águas residuais são divididos em dois grandes grupos, os biológicos e os físico-químicos. A utilização de um ou de outro, ou mesmo a combinação entre ambos, depende das características do efluente a ser tratado, da área disponível para montagem do sistema de tratamento e do nível de depuração que se deseja atingir.

A maioria dos processos de tratamento de efluentes aquosos, principalmente os biológicos, são baseados em processos de ocorrência natural. O objetivo principal de qualquer uma das muitas opções de sistemas de tratamento é o de simular os fenômenos naturais em condições controladas e otimizadas, de modo

**Segundo dados do BNDES (1998), 65% das internações hospitalares de crianças menores de 10 anos estão associadas à falta de saneamento básico. Nos países em desenvolvimento, onde se enquadra o Brasil, estima-se que 80% das doenças e mais de um terço das mortes estão associadas à utilização e consumo de águas contaminadas**

que resulte em um aumento da velocidade e da eficiência de estabilização da matéria orgânica, bem como de outras substâncias presentes no meio.

## Processos biológicos

Os processos biológicos são subdivididos em dois grandes grupos, os aeróbios e os anaeróbios. Normalmente, os efluentes compostos de substâncias biodegradáveis (esgotos domésticos e de indústrias de alimentos) são preferidos nessas duas classes de processos.

Nos processos aeróbios de tratamento de efluentes são empregados microorganismos que para biooxidar<sup>1</sup> a matéria orgânica utilizam o oxigênio molecular, O<sub>2</sub>, como receptor de elétrons. Normalmente há um consórcio de microorganismos atuando conjuntamente nos processos de estabilização da matéria orgânica. A microfauna é composta por protozoários, fungos, leveduras, micrometazoários e sem dúvida a maioria é composta por bactérias. Há uma grande variedade de sistemas aeróbios de tratamento de águas residuais; as mais empregadas são lagoas facultativas, lagoas aeradas, filtros biológicos aeróbios, valos de oxidação, disposição controlada no solo e sem dúvida uma das opções mais utilizadas é o lodo ativado. Este sistema compõe-se principalmente de um reator (ou tanque de aeração), de um decantador secundário (ou tanque de sedimentação) e de um sistema de recirculação do lodo (Figura 1). Parte do lodo gerado no decantador secundário, que é composto basicamente de microorganismos, é devolvido ao tanque de aeração, mantendo uma alta concentração de microorganismos no

sistema e aumentando a velocidade e eficiência da degradação.

Nos processos anaeróbios de tratamento de efluentes são empregados microorganismos que degradam a matéria orgânica presente no efluente, na ausência de oxigênio molecular. Nesse tipo de processo, a grande maioria de microorganismos que compõem a microfauna também é de bactérias, basicamente as acidogênicas e as metanogênicas. Como sistemas convencionais anaeróbios, os mais utilizados são os digestores de lodo, tanques sépticos e lagoas anaeróbias. Entre os sistemas de alta taxa, ou seja, aqueles que operam com alta carga orgânica, destacam-se os filtros anaeróbios, reatores de manta de lodo, reatores compartimentados e reatores de leito expandido ou fluidificado. A configuração mais comum para tratamento de esgoto doméstico, descrita na literatura especializada, é de um tanque séptico seguido de um filtro anaeróbio.

O tanque séptico é um exemplo de tratamento em nível primário, no qual os sólidos mais densos são removidos do seio da solução por sedimentação, ou seja, ficam no fundo do reator, onde acontece uma série de reações bioquímicas. Esse material é retido por até alguns meses para que aconteça a sua estabilização, evidentemente em condição anaeróbia.

Os filtros anaeróbios são reatores preenchidos com um material inerte, por exemplo brita, anéis de plástico e bambu, que servem de suporte para fixação da biomassa. O efluente sofre degradação biológica ao ser conduzido por um fluxo ascendente, e não por pura filtração, como sugere o nome do sistema.

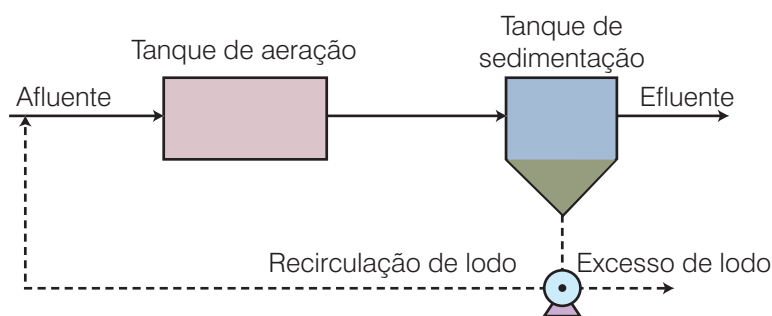


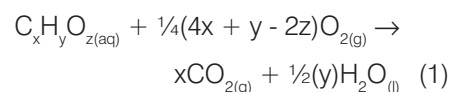
Figura 1: Representação simplificada de um sistema de lodo ativado.

Como mostrado na Figura 2 (note que é o mesmo processo discutido no texto sobre lixo p. 15), o processo de digestão anaeróbia pode ser dividido em quatro fases bem características: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Uma via alternativa pode ocorrer, quando na presença de sulfato, chamada de sulfetogênese.

Na etapa de hidrólise, as bactérias fermentativas hidrolíticas excretam enzimas para provocar a conversão de materiais particulados complexos em substâncias dissolvidas (reações extracelulares). Na acidogênese, as bactérias fermentativas acidogênicas metabolizam as substâncias oriundas da etapa anterior até produtos mais simples, tais como ácidos graxos, hidrogênio, gás carbônico, amônia etc. A fase de acetogênese, que ocorre em seguida, consiste na metabolização de alguns produtos da etapa anterior pelo grupo de bactérias acetogênicas, obtendo-se acetato, dióxido de carbono e hidrogênio. Esses últimos produtos serão utilizados na metanogênese, evidentemente pelas bactérias metanogênicas, para formação do principal produto da digestão anaeróbia, que é o gás metano, CH<sub>4</sub>, além de CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O. Uma outra etapa que pode ocorrer quando da presença de sulfatos é a sulfetogênese, ou seja, formação de H<sub>2</sub>S no meio, fruto da atuação das bactérias redutoras de sulfato que competem com as metanogênicas pelo mesmo substrato, o acetato.

## As reações biológicas de oxidação-redução

Uma reação geral (equação 1) que descreve o mecanismo do metabolismo aeróbio de compostos orgânicos, representado por C<sub>x</sub>H<sub>y</sub>O<sub>z</sub>, é a seguinte:



A título de ilustração, é possível exemplificar a respiração aeróbia utilizando-se como modelo a molécula de glicose (equação 2), mostrando apenas a oxidação de um carboidrato. É importante salientar que essa é uma representação bem simplificada, e que outras etapas certamente ocorrem antes de se chegar aos produtos finais,

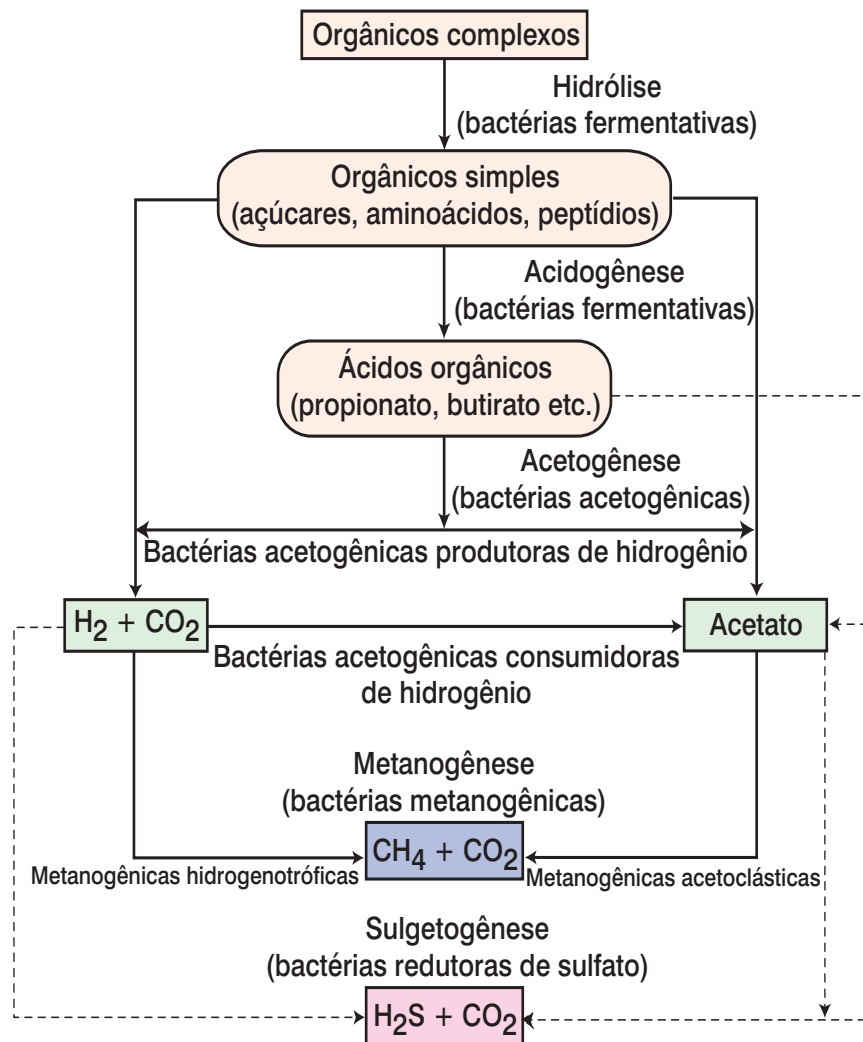
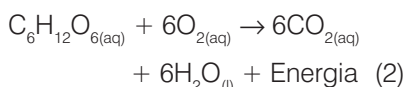


Figura 2: Seqüências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia (Fonte: Chernicharo, 1997).

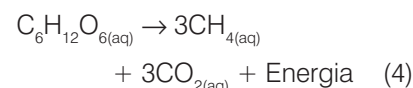
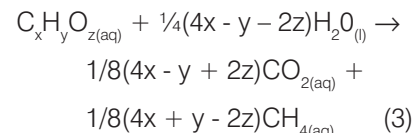
ou seja, ao dióxido de carbono e à água. Essa reação bioquímica pode ser realizada por apenas um microorganismo, e não necessariamente em várias etapas por diferentes microorganismos.



A energia liberada nesse processo de respiração é utilizada para manutenção das atividades vitais dos microorganismos, como por exemplo os processos de reprodução, locomoção, biossíntese de moléculas fundamentais para sua sobrevivência etc.

Em relação ao metabolismo anaeróbio, como visto anteriormente na Figura 1, a degradação da matéria orgânica é realizada em diversas etapas distintas e por diferentes espécies de

bactérias. No entanto, pode-se descrevê-lo simplificado por meio de uma equação geral para carboidratos (Equação 3), e como exemplo utilizando-se novamente a glicose (Equação 4). Neste caso, o carbono aparece entre os produtos no seu mais alto estado de oxidação (4+), na molécula de  $CO_2$ , e em seu estado mais reduzido (4-), na molécula de  $CH_4$ . A energia resultante dessa reação também é utilizada para os mesmos fins que o processo aeróbio.



Desde o início da degradação da matéria orgânica complexa até os produtos finais (principalmente  $CH_4$  e  $CO_2$ ), existe um sintrofismo<sup>2</sup> entre as várias espécies de bactérias, atuando seqüencial e simultaneamente, ou seja, os produtos de degradação são os substratos para uma etapa seguinte. É importante ressaltar que as diversas reações ocorrem concomitantemente e em situação de equilíbrio.

Vale a pena destacar que nos processos aeróbios há uma elevada

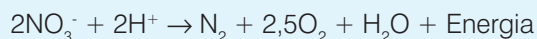
### Geração de energia nas reações bioquímicas

Os microorganismos que participam da degradação dos diversos compostos presentes no esgoto são heterotróficos, ou seja, os compostos de carbono são as fontes de energia e alimento que esses seres vivos utilizam para a manutenção de sua atividade biológica. As principais reações bioquímicas que ocorrem para geração de energia são:

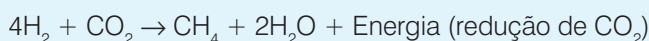
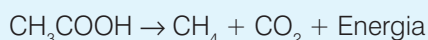
Condições aeróbias: degradação de matéria orgânica



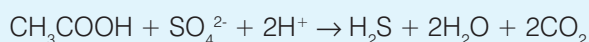
Condições anóxicas: desnitrificação



Condições anaeróbias: degradação da matéria orgânica (metanogênese):



Dessulfatação (sulfetogênese):



atividade celular. Aproximadamente 50% da carga orgânica, suspensa e dissolvida, que entra em um sistema de lodo ativado é convertida em biomassa celular, conhecida como lodo biológico. Esse fenômeno é uma síntese de material celular (fase sólida) a partir de compostos dispersos no meio líquido (fase líquida), sendo possível considerá-lo uma simples transferência de fase. É evidente que ocorrem modificações moleculares, resultantes de reações bioquímicas de transformação de uma grande parte da matéria orgânica presente no meio aquoso. Além disso, uma parte pode ser absorvida e adsorvida sem nenhuma modificação em sua estrutura.

### Transformações da matéria orgânica nitrogenada

A matéria orgânica normalmente presente em águas residuais é composta basicamente por carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, fósforo, enxofre e outros elementos em menor proporção, porém essenciais para a ocorrência dos processos biológicos de estabilização<sup>3</sup> desse material. O nitrogênio é um dos elementos limitantes do crescimento celular, abundante na natureza e bastante importante em sistemas de tratamento de efluentes.

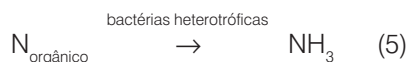
Na biodegradação de aminoácidos e proteínas (matéria orgânica nitrogenada) em processos biológicos de tratamento de esgotos ocorre a conversão destes em compostos mais simples como amônia, nitrato, nitrito e nitrogênio

### As formas oxidadas e reduzidas do nitrogênio

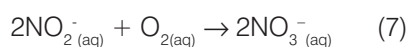
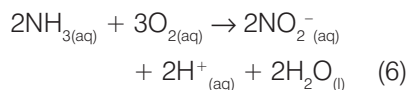
O nitrogênio pode existir em vários estados de oxidação na natureza, e todas essas espécies possuem a sua importância ambiental, industrial, biológica etc. No entanto, em sistemas aquáticos as formas que predominam e que são importantes para avaliação da qualidade da água apresentam número de oxidação 3-, 0, 3+ e 5+. Abaixo são mostradas as principais espécies de ocorrência natural do nitrogênio, e o seu respectivo estado de oxidação.

(3-)	(3-)	(0)	(1+)	(2+)	(3+)	(4+)	(5+)
N <sub>org</sub>	NH <sub>3</sub>	N <sub>2</sub>	N <sub>2</sub> O	NO	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>2</sub>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>

molecular. Esse mecanismo é efetuado em etapas distintas por grupos diferentes de microorganismos. Uma primeira etapa é a conversão do nitrogênio orgânico em amônia pela ação de bactérias heterotróficas sob condições aeróbias ou anaeróbias (Equação 5).

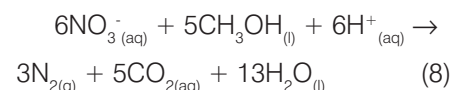


A amônia liberada pode ser oxidada por bactérias nitrificantes autotróficas. O grupo das bactérias *Nitrosomonas*, conhecidas como formadoras de nitritos, convertem a amônia, necessariamente sob condições aeróbias, para nitrito (Equação 6). O nitrito por sua vez é oxidado pelo grupo das bactérias *Nitrobacter* até nitrato (Equação 7).



Uma das formas de remoção de nitrogênio nos efluentes líquidos é a utilização de bactérias heterotróficas

facultativas, que promovem a desnitrificação. Esse processo transforma o nitrato em gás nitrogênio, sob condições anóxicas<sup>4</sup>. Nesse processo é necessária e fundamental a presença de matéria orgânica de fácil degradação, como por exemplo o metanol. Em alguns casos pode haver a remoção de até 40% do nitrogênio, quando utilizado esse procedimento. A Equação 8 ilustra esse caso.



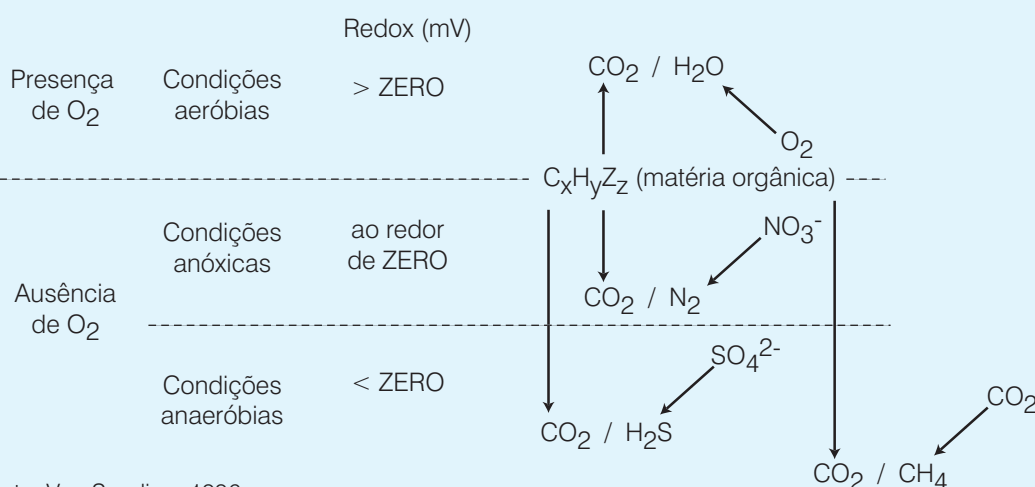
A Equação 8 descreve a redução desassimilatória de nitrito e nitrato, na qual o produto final é um gás inerte, N<sub>2</sub>, de modo que o nitrogênio orgânico 'desaparece' e não mais provocará um consumo de oxigênio em ecossistemas aquáticos, em geral os corpos d'água receptores.

Na Figura 3 é apresentado o ciclo do nitrogênio, onde são indicados os mecanismos de nitrificação e desnitrificação.

Por exemplo, é possível estimar se

houve despejo de esgoto doméstico em um corpo aquático analisando-se as várias formas do nitrogênio: se o aporte do resíduo foi recente, certamente a maior fração do nitrogênio total será o nitrogênio orgânico ou mesmo na forma de amônia, indicando que a matéria orgânica ainda não foi oxidada. No entanto, se for um lançamento antigo, e evidentemente se o meio for aeróbio, a espécie mais significativa, dentre todas, será o nitrato, a forma mais oxidada. Por outro lado, se

### Processo de biodegradação vs. receptores de elétrons



Fonte: Von Sperling, 1996.

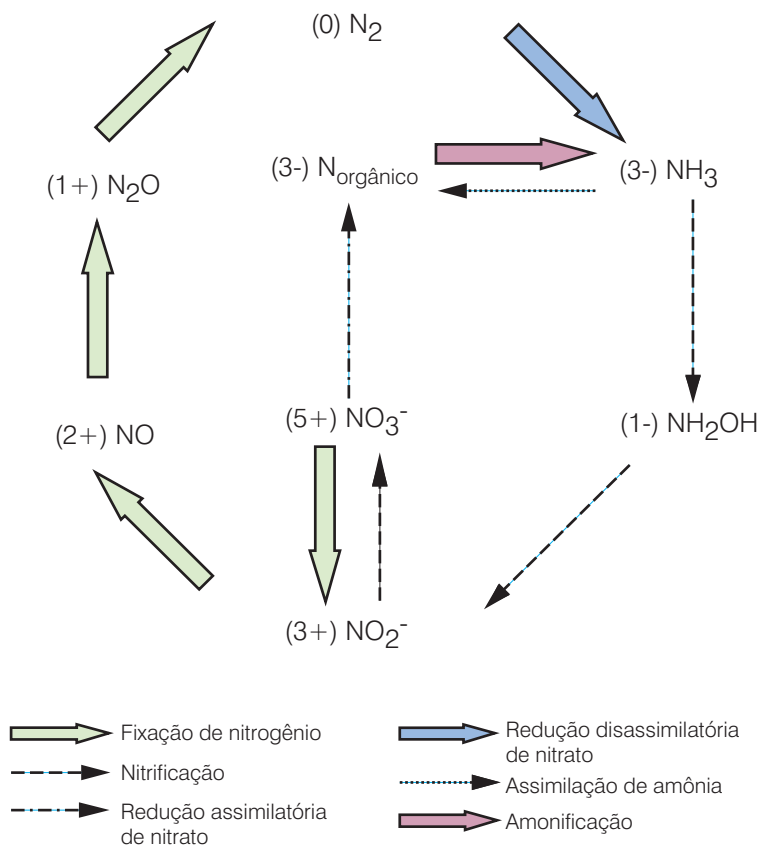


Figura 3. Ciclo do nitrogênio (Fonte: Saunders, 1986).

uma grande proporção do nitrogênio estiver na forma intermediária de oxidação, o nitrito, isso pode significar que a matéria orgânica encontra-se ainda em processo de estabilização.

O acompanhamento das várias formas de nitrogênio ao longo de um determinado trecho de um rio indica qual a capacidade desse corpo d'água para degradar e transformar a carga orgânica nitrogenada e, principalmente, a sua capacidade de assimilar determinadas classes de resíduos líquidos.

### Processos físico-químicos

Em relação aos processos físico-químicos, os mais utilizados são a coagulação, a floculação, a decantação, a flotação, a separação por membranas, a adsorção e a oxidação química.

Nas águas residuais existem partículas de dimensões muito pequenas, da ordem de 1  $\mu m$  ou até menores, chamadas de partículas coloidais, que podem permanecer em suspensão no líquido por um período de tempo muito grande. Essa mistura é chamada de suspensão coloidal e comporta-se, em

muitos aspectos, como uma verdadeira solução. Tais partículas possuem normalmente em sua superfície um residual de carga negativa que faz com que elas interajam com moléculas de água, permanecendo em suspensão.

A coagulação é um processo onde partículas que originariamente se apresentam separadas são aglutinadas pela utilização de coagulantes, principalmente sais de ferro III e alumínio, além de polieletrólitos. Esse processo resulta de dois fenômenos: o primeiro é químico e consiste de reações de hidrólise do agente coagulante, produzindo partículas de carga positiva; o segundo é puramente físico e consiste de choques das partículas com as impurezas, que apresentam carga negativa, ocorrendo uma neutralização das cargas e a formação de partículas de maior volume e densidade. A coagulação ocorre em um curto espaço de tempo, podendo variar de décimos de segundo a um período da ordem de 100 s.

A floculação é um processo físico que ocorre logo em seguida à coagu-

lação e se baseia na ocorrência de choques entre as partículas formadas anteriormente, de modo a produzir outras de muito maior volume e densidade, agora chamadas de flocos.

Esses flocos, que são as impurezas que se deseja remover, podem ser separados do meio aquoso por meio de sedimentação, que consiste na ação da força gravitacional sobre essas partículas, as quais precipitam em uma unidade chamada decantador. Uma outra opção para a retirada desses flocos do seio da solução é a utilização da flotação por ar dissolvido, que consiste na introdução de microbolhas de ar que aderem à superfície da partícula, diminuindo sua densidade, transportando-a até a superfície, de onde são removidas. Essa unidade é conhecida como flotador.

A adsorção consiste de um fenômeno de superfície e está relacionado com a área disponível do adsorvente, a relação entre massa do adsorvido e massa do adsorvente, pH, temperatura, força iônica e natureza química do adsorvente e do adsorvido. A adsorção pode ser um processo reversível ou irreversível.

Historicamente o carvão ativado (CA) ficou conhecido como o adsorvente 'universal', usado principalmente para tratamento de águas residuais contendo radionuclídeos e metais. No entanto, esse adsorvente é notadamente efetivo para a remoção de moléculas apolares, e é muito utilizado em tratamento de água de abastecimento, para remoção de substâncias que provocam cor e sabor. Predominantemente utiliza-se carvão ativado na forma granular, produzido a partir de madeira, lignita e carvão betuminoso, com área superficial variando de 200 a 1.500  $m^2/g$ .

A adsorção em alumina ativada (AA) tem sido utilizada na remoção de fluoreto, arsênio, sílica e húmus. Esse adsorvente,  $Al_2O_3$ , é preparado em uma faixa de temperatura de 300 a 600  $^{\circ}C$  e apresenta uma área superficial de 50 a 300  $m^2/g$ . Na verdade, a adsorção é um fenômeno de troca iônica, e os ânions são mais bem adsorvidos em pHs próximos de 8,2, ou seja, no  $pH_{ZPC}$ , conhecido como potencial zeta ou isoeletrico. Na faixa de pH de

5 a 8 há uma ordem preferencial de adsorção de ânions:  $\text{OH}^- > \text{H}_2\text{AsO}_4^- > \text{F}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$ . É importante notar que se o pH do efluente a ser tratado for alto (elevada concentração de  $\text{OH}^-$ ), haverá uma rápida saturação dos sítios ativos do adsorvente.

Outros adsorventes naturais têm sido testados, tais como plantas, raízes, bagaço de cana, cabelo, cinzas etc. O aguapé, uma macrófita flutuante, foi muito utilizado para tratamento de efluentes contendo fenol e metais. Esses compostos são adsorvidos em grande parte nas raízes, e evidentemente como desvantagens pode-se citar a necessidade de uma renovação periódica da planta, o aparecimento de mosquitos e destino final das plantas utilizadas.

A oxidação química é o processo pelo qual elétrons são removidos de uma substância ou elemento, aumentando o seu estado de oxidação. Em termos químicos, um oxidante é uma espécie que recebe elétrons de um agente redutor em uma reação química.

Os agentes de oxidação mais comumente utilizados em tratamento de águas residuais são cloro ( $\text{Cl}_2$ ), hipoclorito ( $\text{OCl}^-$ ), dióxido de cloro ( $\text{ClO}_2$ ), ozônio ( $\text{O}_3$ ), permanganato ( $\text{MnO}_4^-$ ), peróxido de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) e ferrato ( $\text{FeO}_4^{2-}$ ). Na desinfecção de águas de abastecimento, que também é uma reação de oxidoredução, os agentes comumente utilizados são  $\text{Cl}_2$ ,  $\text{OCl}^-$ ,  $\text{HOCl}$ ,  $\text{ClO}_2$  e  $\text{O}_3$ .

A capacidade de oxidação pode ser comparada pela quantidade de oxigênio livre disponível,  $[\text{O}]$ , fornecida por cada um desses agentes oxidantes. Na Tabela 1 são apresentadas as semi-reações relativas à formação dessa espécie. Também é mostrado nessa tabela o que se define como oxigênio reativo equivalente, uma relação entre quantidade da espécie  $[\text{O}]$  e de oxidante.

Na Tabela 2 é apresentado o potencial padrão de cada oxidante, onde é feita uma comparação de cada um deles, inclusive em relação ao potencial hidrogeniônico do meio, ou seja, em diferentes condições de pH. Como exemplo, pode-se observar uma grande diferença no poder de oxidação no caso do ácido hipocloroso, ou seja, em

Tabela 1: A proporção de oxigênio livre disponível de cada agente oxidante.

Semi-reação	Oxigênio reativo equivalente	
	Mol de $[\text{O}]$ por mol de oxidante	Mol de $[\text{O}]$ por kg de oxidante
$\text{Cl}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow [\text{O}] + 2\text{Cl}^- + 2\text{H}^+$	1,0	14,1
$\text{HOCl} \rightarrow [\text{O}] + \text{Cl}^- + \text{H}^+$	1,0	19,0
$2\text{ClO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow 5[\text{O}] + 2\text{Cl}^- + 2\text{H}^+$	2,5	37,0
$\text{O}_3 \rightarrow [\text{O}] + \text{O}_2$	1,0	20,8
$\text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow [\text{O}] + \text{H}_2\text{O}$	1,0	29,4
$2\text{MnO}_4^- + \text{H}_2\text{O} \rightarrow 3[\text{O}] + 2\text{MnO}_2 + 2\text{OH}^-$	1,5	9,5
$2\text{FeO}_4^{2-} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 3[\text{O}] + \text{Fe}_2\text{O}_3 + 4\text{OH}^-$	1,5	7,6

Tabela 2: Potencial padrão de cada agente oxidante.

Oxidante	Meio reacional	Eh (V)
$\text{Cl}_2$	ácido	1,36
$\text{HOCl}$	ácido	1,49
	básico	0,89
$\text{ClO}_2$	ácido	1,95
	básico	1,16
$\text{O}_3$	ácido	2,07
	básico	1,25
$\text{H}_2\text{O}_2$	ácido	1,72
$\text{KmnO}_4$	ácido	1,70
	básico	0,59
$\text{K}_2\text{FeO}_4$	ácido	0,74
	básico	2,20

meio ácido a espécie predominante, a forma não dissociada  $\text{HOCl}$ , possui um potencial de oxidação bem maior que a espécie iônica  $\text{OCl}^-$  (ion hipoclorito), predominante em meio básico.

Na maioria dos casos, a oxidação de compostos orgânicos, embora seja termodinamicamente favorável (energia livre de Gibbs menor que zero) é de cinética lenta. Assim, a oxidação completa é geralmente inviável sob o ponto de vista econômico.

Uma das grandes vantagens da oxidação química comparada a outros tipos de tratamento, como por exemplo o processo biológico, é a ausência de subprodutos sólidos (lodo). Os produtos finais da oxidação química de matéria orgânica, por exemplo, são apenas o dióxido de carbono e a água (Equação 9):



Na oxidação química de um determinado composto, ou mesmo de uma mistura deles, pode ocorrer uma oxidação primária, na qual se observa um rearranjo das espécies iniciantes, de modo que a estrutura química é alterada, levando a subprodutos que podem ser mais ou menos tóxicos que os compostos originais. Quando houver uma conversão das espécies químicas originais para subprodutos de toxicidade reduzida, trata-se de uma oxidação parcial. Na oxidação total há uma completa destruição das espécies orgânicas, ou seja, uma completa mineralização.

Os processos de separação por membranas, tais como osmose reversa, ultrafiltração, hiperfiltração, e eletrodialise, usam membranas seletivas para separar o contaminante da fase líquida. Essa separação é efetuada por pressão hidrostática ou potencial elétrico. Nesse processo o contaminante dissolvido (ou solvente) passa através de uma membrana seletiva ao tamanho molecular sob pressão. Ao final do processo obtém-se um solvente relativamente puro, geralmente água, e uma solução rica em impurezas.

Na hiperfiltração acontece a passagem de espécies pela membrana com massa molecular na faixa de 100 a 500 g/mol; a ultrafiltração é usada para separação de solutos orgânicos com massa molecular variando de 500 até 1.000.000 g/mol. A ultrafiltração e a hiperfiltração são especialmente úteis

para concentrar e separar óleos, graxas e sólidos finamente divididos em água. Também servem para concentrar soluções de moléculas orgânicas grandes e complexos iônicos de metais pesados.

A técnica de separação por membranas mais difundida é a osmose reversa (OR). Embora superficialmente similar à ultra e hiperfiltração, ela opera por um princípio diferente no qual a membrana é seletivamente permeável para a água e não para solutos iônicos. Essa técnica utiliza altas pressões para forçar a permeação do solvente pela membrana, produzindo uma solução altamente concentrada em sais dissolvidos. A osmose reversa é tradicionalmente utilizada para produção de água para abastecimento a partir de água salgada, na separação de compostos inorgânicos, como metais e cianocomplexos, de compostos orgânicos de massa molecular maior que 120 g/mol e de sólidos em concentração de até 50.000 mg/L.

A osmose reversa é baseada no princípio da osmose. Quando duas soluções de concentrações diferentes estão separadas por uma membrana semipermeável, a água flui da solução menos concentrada para a mais con-

centrada. O processo ocorre até que se atinja o equilíbrio. Se uma pressão maior que a pressão osmótica é aplicada na solução mais concentrada, observa-se o fenômeno da osmose reversa, ou seja, a água flui da solução mais concentrada para a menos concentrada. A pressão osmótica que necessita ser vencida é proporcional à concentração do soluto e à temperatura, e totalmente independente da membrana.

O princípio básico da eletrodialise é a aplicação de uma diferença de potencial entre dois eletrodos, em uma solução aquosa, separados por membranas seletivas a cátions e ânions e dispostas alternadamente. Os cátions migram em direção ao catodo e os ânions em direção ao anodo, produzindo fluxos alternados, pobres e ricos em cátions e ânions, separados fisicamente pelas diferentes membranas.

Alguns estudos em estações de tratamento de efluentes líquidos mostram que a eletrodialise é um método de grande potencial prático e econômico para remover mais de 50% de compostos inorgânicos dissolvidos em efluentes que sofreram um pré-tratamento para remoção de sólidos em suspensão, os quais provocariam

entupimento ou colmatação das membranas. Para uma melhor eficiência de remoção, pode ser preciso que a água a ser tratada recircule quantas vezes for necessário para alcançar o nível desejado de qualidade.

Na Tabela 3 são apresentados os mecanismos de remoção dos componentes poluentes mais utilizados em estações de tratamento de águas residuais. A maioria deles já foi descrita anteriormente nos processos biológicos e físico-químicos.

## Legislação ambiental

No território brasileiro, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio da Resolução n. 20, de 18 de junho de 1986, estabelece os padrões de qualidade de corpos aquáticos, bem como de lançamentos de efluentes. As águas residuais, após tratamento, devem atender aos limites máximos e mínimos estabelecidos pela referida resolução, e os corpos d'água receptores não devem ter sua qualidade alterada.

É importante salientar que é possível utilizar a legislação específica de cada estado, desde que a mesma seja mais restritiva que a federal. Neste trabalho será abordada apenas a legis-

Tabela 3: Principais mecanismos de remoção de poluentes no tratamento de esgotos.

Poluente	Dimensões	Principais mecanismos de remoção	
Sólidos	Maiores dimensões (maiores que ~1 cm)	Gradeamento	Retenção de sólidos com dimensões superiores ao espaçamento entre barras
	Dimensões intermediárias (maiores que ~0,001 mm)	Sedimentação	Separação de partículas com densidade superior à do esgoto
	Dimensões diminutas (menores que ~0,001 mm)	Adsorção	Retenção na superfície de aglomerados de bactérias ou biomassa
		Sedimentação	Separação de partículas com densidade superior à do esgoto
Matéria orgânica	Dimensões superiores a ~0,001 mm	Adsorção	Retenção na superfície de aglomerados de bactérias ou biomassa
		Estabilização	Utilização pelas bactérias como alimento, com conversão a gases, água e outros compostos inertes
	Dimensões inferiores a ~0,001 mm	Adsorção	Retenção na superfície de aglomerados de bactérias ou biomassa
		Estabilização	Utilização pelas bactérias como alimento, com conversão a gases, água e outros compostos inertes
Organismos transmissores de doenças		Radiação ultra-violeta	Radiação do sol ou artificial
		Condições ambientais adversas	Temperatura, pH, falta de alimento, competição com outras espécies
		Desinfecção	Adição de algum agente desinfetante, como o cloro

Fonte: Barros *et. al.*, 1995.

lação federal, da qual alguns artigos serão transcritos integralmente e outros apenas citados e comentados.

Segundo a concentração de sais, as águas são classificadas, de acordo com o artigo 2º, em águas doces (salinidade  $\leq 0,05\%$ ), águas salobras ( $0,05\% < \text{salinidade} < 3\%$ ) e águas salinas (salinidade  $\geq 3\%$ ).

Na Tabela 4 são apresentados os principais padrões de qualidade referentes às diferentes classes dos corpos d'água, e a título de ilustração e comparação, também são apresentados os padrões de lançamento, descritos no artigo 21º. O ideal é que qualquer tipo de disposição de efluen-

tes líquidos primeiramente deva atender ao próprio padrão de lançamento (art. 21º) e ao mesmo tempo não provocar alteração na classe (padrões de qualidade, art. 4º a 11º) do corpo d'água receptor, conforme descrito no art. 19º.

O padrão de lançamento de efluentes pode ser excedido desde que os padrões de qualidade dos corpos d'água sejam mantidos e desde que haja autorização do órgão fiscalizador estadual, resultante de estudos de impacto ambiental. É muito importante salientar que não é permitida a diluição de águas residuais com águas de abastecimento, água de mar e água

de refrigeração (art. 22º), com objetivo de atender aos padrões de lançamento.

A origem da água residual a ser tratada pode ser doméstica, industrial ou uma mistura de ambas. O nível de tratamento desejado ou exigido por lei depende das características do próprio esgoto e do padrão de lançamento, ou mesmo se a água residual tratada for reutilizada. De um modo geral, o que se deseja remover das águas residuais é matéria orgânica, sólidos em suspensão, compostos tóxicos, compostos recalcitrantes, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e organismos patogênicos.

Dependendo da concentração e do tipo do composto poluente, é necessária a utilização de diversos níveis de tratamento para atingir o grau de depuração desejado ou exigido. Usualmente, os níveis de tratamento são classificados em primário, secundário e terciário. Na Tabela 5 esses níveis são descritos de forma resumida, mostrando as suas principais características e objetivos quanto à necessidade de aplicação.

### Principais parâmetros de interesse sanitário e ambiental

As normas para classificação de corpos aquáticos, bem como para lançamentos de efluentes líquidos tratados, envolvem uma série de parâmetros de interesse sanitário e ambiental, que devem ser monitorados e atendidos. A seguir serão apresentados os parâmetros comumente avaliados em ambientes aquáticos e em estações de tratamento de águas residuais, tanto na entrada como na saída desses locais.

Os principais fatores que influenciam o pH e suas variações na água são as proporções de espécies carbonatadas, a presença de ácidos dissociáveis, constituição do solo, decomposição da matéria orgânica, esgoto sanitário, efluentes industriais, tributários<sup>5</sup> e solubilização dos gases da atmosfera. Vários vegetais e animais são responsáveis por processos como a fotossíntese e a respiração, que aumentam ou diminuem o pH das águas. Em relação a processos de tratamento de águas, essa variável afeta a coagulação química, a desidra-

## A classificação das águas pelo 1º artigo da resolução CONAMA n. 20/1986

### Águas doces

I - Classe Especial – águas destinadas: a) ao abastecimento sem prévio tratamento ou com simples desinfecção; b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.

II - Classe 1 – águas destinadas: a) ao abastecimento doméstico após tratamento simplificado; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho); d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvem rentes ao solo e que são ingeridas cruas sem remoção de película; e) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

III - Classe 2 – águas destinadas: a) ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho); d) à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas; e) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

IV - Classe 3 – águas destinadas: a) ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional; b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; c) à dessedentação de animais.

V - Classe 4 – águas destinadas: a) à navegação; b) à harmonia paisagística; c) aos usos menos exigentes.

### Águas salinas

VI - Classe 5 – águas destinadas: a) à recreação de contato primário; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

VII - Classe 6 – águas destinadas: a) à navegação comercial; b) à harmonia paisagística; c) à recreação de contato secundário.

### Águas salobras

VIII - Classe 7 – águas destinadas: a) à recreação de contato primário; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

IX - Classe 8 – águas destinadas: a) à navegação comercial; b) à harmonia paisagística; c) à recreação de contato secundário.



Tabela 4: A inter-relação entre os principais padrões de qualidade das diversas classes de corpos d'água (água doce) e padrão de lançamento.

Parâmetro	Unidade	Padrão para corpo d'água Classe				Padrão de lançamento
		1	2	3	4	
Cor	uH <sup>(1)</sup>	30	75	75	-	-
Turbidez	uT <sup>(2)</sup>	40	100	100	-	-
Sabor e odor	-	VA	VA	VA	-	-
Temperatura	°C	-	-	-	-	< 40
Materiais flutuantes	-	VA	VA	VA	VA	ausente
Óleos e graxas	-	VA	VA	VA	(5)	(6)
Corantes artificiais	-	VA	VA	VA	-	-
Sólidos dissolvidos	mg/L	500	500	500	-	-
Cloretos	mg/L	250	250	250	-	-
pH	-	6 a 9	6 a 9	6 a 9	6 a 9	5 a 9
DBO <sup>(4)</sup>	mg/L	3	5 <sup>(7)</sup>	10 <sup>(7)</sup>	-	60 <sup>(8)</sup>
OD <sup>(3)</sup>	mg/L	6	5	4	2	-
Amônia	mg/L	0,02 <sup>(9)</sup>	0,02 <sup>(9)</sup>	-	-	5,0 <sup>(9)</sup>
Coliformes totais	org./100 mL	1.000	5.000	20.000	-	-
Coliformes fecais	org./100 mL	200	1.000	4.000	-	-
Regime de lançamento	-	-	-	-	-	(10)

Fonte: Barros *et. al.*, 1995, (modificada).

VA: virtualmente ausente. (1): 1 uH (unidade Hazen) é equivalente à cor produzida por 1 mg K<sub>2</sub>PtCl<sub>6</sub>/L (1 mg de cloroplatinato de potássio por litro). (2): 1 uT (unidade de turbidez) é equivalente à turbidez produzida por 1 mg SiO<sub>2</sub>/L (1 mg de óxido de silício por litro). (3): oxigênio dissolvido: é a quantidade de oxigênio gasoso (O<sub>2</sub>) presente na água. (4): Demanda bioquímica de oxigênio é definida como a quantidade de oxigênio necessária para a estabilização biológica da matéria orgânica, sob condições aeróbias e controladas (período de 5 dias e 20 °C). (5): toleram-se efeitos iridescentes (que dão as cores do arco-íris). (6): minerais: 20 mg/L; vegetais e gorduras animais 50 mg/L. (7): estes valores podem ser ultrapassados quando na existência de casos de estudo de autodepuração do corpo d'água indiquem que a OD deverá estar dentro dos padrões estabelecidos quando da ocorrência de condições críticas de vazão (média das mínimas de 7 dias consecutivos em 10 anos de recorrência). (8): pode ser ultrapassado caso a eficiência do tratamento seja superior a 85%. (9): padrão do corpo receptor: amônia (NH<sub>3</sub>); padrão de lançamento: amônia total (NH<sub>3</sub> + NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). (10): a vazão máxima deverá ser 1,5 vez a vazão média do período de atividade no agente poluidor.

tação do lodo, a desinfecção, a oxidação química, as reações de amolecimento de águas e o controle de corrosão. Em relação aos processos biológicos de tratamento de efluentes, o pH é de fundamental importância nas reações bioquímicas, como por exemplo em processos de tratamento de efluente anaeróbio, no qual o pH deve ficar na faixa de 6,8 a 7,2 para que a eficiência do processo seja ideal. Uma elevada concentração de íons H<sup>+</sup> (baixo valor de pH) pode diretamente provocar fitotoxicidade causada pela própria concentração deste íon, ou indiretamente pela liberação de metais presentes no solo, ou sedimento, para a solução, disponibilizando-os. No solo, o exemplo clássico se refere ao íon alumínio, Al<sup>3+</sup>. Em relação ao sedimento, além do alumínio, outros metais são normalmente liberados para a coluna d'água, incluindo os metais pesados, Cd<sup>2+</sup>, Hg<sup>2+</sup> e Pb<sup>2+</sup>, que são bastante tóxicos.

Muitas espécies de organismos aquáticos não têm chance de sobrevivência em águas com baixos níveis de oxigênio dissolvido (OD). Por outro lado, para uma parcela significativa de organismos o oxigênio é extremamente tóxico, denominados de microorganismos estritamente anaeróbios, que são tão importantes na estabilização da matéria orgânica e no equilíbrio ecológico, quantos os microrganismos

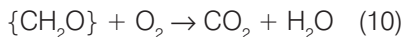
Tabela 5: Características dos níveis de tratamento dos esgotos.

Item	Nível de tratamento			
	Preliminar	Primário	Secundário	Terciário
Poluentes removidos	Sólidos grosseiros	<ul style="list-style-type: none"> <li>Sólidos sedimentáveis</li> <li>Matéria orgânica sedimentável</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Sólidos não sedimentáveis</li> <li>Matéria orgânica não sedimentável</li> <li>Eventualmente nutrientes</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Matéria orgânica suspensa e dissolvida</li> <li>Compostos inorgânicos dissolvidos</li> <li>Nutrientes</li> </ul>
Eficiência de remoção	—	<ul style="list-style-type: none"> <li>Sólidos suspensos: 60 a 70%</li> <li>Matéria orgânica: 30 a 40%</li> <li>Patogênicos: 30 a 40%</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Matéria orgânica: 60 a 99%</li> <li>Patogênicos: 60 a 99%</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Patogênicos: próximo a 100%</li> <li>Nutrientes: 10 a 95%</li> <li>Metais pesados: próximo a 100%</li> </ul>
Tipo de tratamento predominante	Físico	Físico	Biológico	<ul style="list-style-type: none"> <li>Físico-químico</li> <li>Biológico</li> </ul>
Cumprir o padrão de lançamento?	Não	Não	Usualmente sim	Sim
Aplicação	Montante de elevatória Etapa inicial de tratamento	Tratamento parcial Etapa intermediária de tratamento mais completo	Tratamento mais completo (para matéria orgânica)	Tratamento mais refinado e eficiente para produzir um efluente de melhor qualidade

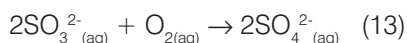
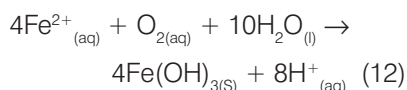
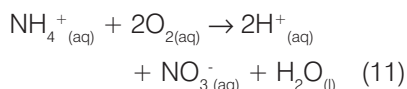
Fonte: Barros *et. al.*, 1995 (modificado).

aeróbios. A degradação da matéria orgânica provoca o consumo de oxigênio presente na água (Equação 10). Muitas das mortandades de peixes não são causadas diretamente pela presença de compostos tóxicos, e sim pela deficiência de oxigênio resultante da biodegradação da matéria orgânica.

microorganismos



Além da oxidação de matéria orgânica mediada por microorganismos, também o oxigênio pode ser consumido pela biooxidação de compostos orgânicos nitrogenados (Equação 11), assim como por reações químicas ou bioquímicas de substâncias potencialmente redutoras presentes na água (equações 12 e 13).



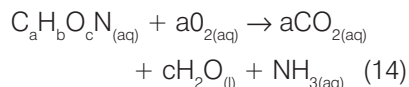
A atmosfera, que contém cerca de 21% de oxigênio, é a principal fonte de reoxigenação de corpos d'água, por meio da difusão do gás na interface água/ar. O oxigênio também pode ser introduzido pela ação fotossintética das algas. No entanto, a maior parte do gás oriundo dessa última fonte é consumido durante o processo de respiração, além da própria degradação de sua biomassa morta.

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é definida como a quantidade de oxigênio necessária para a estabilização da matéria orgânica degradada pela ação de bactérias, sob condições aeróbias e controladas (período de 5 dias a 20 °C). Basicamente, a informação mais importante que esse teste fornece é sobre a fração dos compostos biodegradáveis presentes no efluente. Muito importante, inclusive, para trabalhos de tratabilidade de águas residuais. O teste de DBO é muito usado para avaliar o potencial

**A demanda química de oxigênio (DQO) é uma análise para inferir o consumo máximo de oxigênio para degradar a matéria orgânica, biodegradável ou não, de um dado efluente após sua oxidação em condições específicas**

de poluição de esgotos domésticos e industriais em termos do consumo de oxigênio. É uma estimativa do grau de depleção de oxigênio em um corpo aquático receptor natural e em condições aeróbias. O teste também é utilizado para a avaliação e controle de poluição, além de ser utilizado para propor normas e estudos de avaliação da capacidade de purificação de corpos receptores de água. A DBO pode ser considerada um ensaio, via oxidação úmida, no qual organismos vivos oxidam a matéria orgânica até dióxido de carbono e água.

Há uma estequiometria entre a quantidade de oxigênio requerida para converter certa quantidade de matéria orgânica para dióxido de carbono, água e amônia, o que é mostrado na seguinte equação generalizada:



A demanda química de oxigênio (DQO) é uma análise para inferir o consumo máximo de oxigênio para degradar a matéria orgânica, biodegradável ou não, de um dado efluente após sua oxidação em condições específicas. Esse ensaio é realizado utilizando-se um forte oxidante, ou seja, o dicromato em meio extremamente ácido e temperatura elevada. O valor obtido indica o

quanto de oxigênio em determinado efluente líquido consumiria de um corpo d'água receptor após o seu lançamento, se fosse possível mineralizar toda a matéria orgânica presente, de modo que altos valores de DQO podem indicar um alto potencial poluidor. Esse teste tem sido utilizado para a caracterização de efluentes industriais e no monitoramento de estações de tratamento de efluentes em geral. A duração desse ensaio é de aproximadamente 3 horas.

Um outro ensaio que atualmente vem sendo bastante utilizado para

avaliação do conteúdo orgânico em águas é o carbono orgânico total (COT). Esse teste fornece a quantidade de carbono orgânico presente em uma amostra, sem distinção se a matéria orgânica é biodegradável ou não. Nesta análise, o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) é quantificado após a oxidação da amostra em um forno a alta temperatura (entre 680 e 900 °C), na presença de um catalisador e oxigênio. Outra opção é a degradação da matéria orgânica utilizando-se um forte oxidante em meio ácido

sob a presença de luz ultravioleta. O tempo de duração do teste varia de 2 a 10 minutos.

Os principais nutrientes encontrados nas águas são o nitrogênio e o fósforo, e possuem importante papel nos ecossistemas aquáticos, atuando como fatores limitantes de crescimento e reprodução das comunidades e responsáveis pelos processos de eutrofização e alteração de seu equilíbrio dinâmico. As fontes de nitrogênio e de fósforo podem ser naturais ou antrópicas.

As fontes principais de nitrogênio são a atmosfera, a precipitação pluviométrica, o escoamento superficial, o revolvimento de sedimento de fundo, esgoto sanitário, efluentes industriais, erosão, queimadas, decomposição, lise celular e excreção.

Em relação às fontes de fósforo naturais, as principais são os processos de intemperismo das rochas e decomposição da matéria orgânica. Já as artificiais consistem de efluentes industriais, esgotos sanitários e fertilizantes. É importante ressaltar ainda que os sabões e detergentes são os maiores responsáveis pela introdução de fosfatos nas águas.

A presença ou ausência desses nutrientes pode ser benéfica ou não. Em estuários, a presença excessiva de nitrogênio pode provocar um aumento na população de organismos aquáticos. O mesmo ocorre em lagos, quando do aumento da concentração de fósforo. O crescimento exagerado da população de algas em águas doces decorre da elevada concentração de nutrientes, um

**A demanda bioquímica por oxigênio (BDO) pode ser considerada em ensaio, via oxidação úmida, no qual organismos vivos oxidam a matéria orgânica até dióxido de carbono e água**

fenômeno bastante comum em lagos e reservatórios. Frequentemente há uma depleção de oxigênio em corpos aquáticos resultante da oxidação da biomassa formada por algas mortas. O ambiente anaeróbio é fatal para muitos organismos. Mais detalhes sobre o processo de eutrofização podem ser encontrados no artigo *As águas do planeta Terra* (p. 35).

A remoção de amônia, nitrato e nitrito das águas residuais nas estações de tratamento de esgotos (ETE) é importante, pois são compostos que produzem efeitos deletérios à saúde tanto dos organismos presentes nos corpos d'água como aos seres humanos consumidores de água de abastecimento oriundas de manancias superficiais e subterrâneas. Concentrações de amônia acima de 0,25 mg/L afetam o crescimento de peixes e na ordem de 0,50 mg/L são letais. Já o nitrato, quando ingerido, é reduzido a nitrito no trato intestinal e ao entrar na corrente reage com a hemoglobina, convertendo-a em meta-hemoglobina, molécula que não possui a capacidade de transportar oxigênio. Além disso, o nitrato ingerido pode ser convertido a nitrosaminas, composto cancerígeno.

Os organismos patogênicos, tais como bactérias, vírus, vermes e protozoários, são os principais causadores de doenças de veiculação hídrica e aparecem na água, normalmente, em baixa concentração e de forma intermitente. O isolamento e detecção de um patógeno tem um custo elevado e em média o teste leva 6 dias para obtenção do resultado; um tempo muito longo para qualquer tomada de decisão.

O exame bacteriológico mais comum para avaliação da qualidade microbiológica de águas consiste da determinação de bactérias do grupo coliforme. As bactérias do grupo coliforme, em geral, mostram-se mais resistentes que as patogênicas, em relação aos processos naturais de depuração e à ação de desinfetantes. Portanto, se em uma amostra não forem encontrados coliformes, certamente os patógenos não estarão presentes, pelo menos em quantidade significativa. Por outro lado, se for encontrado bactérias do grupo colifor-

mes, há um risco de se encontrar os tais organismos infectantes ou causadores de doenças. Infelizmente, existem algumas exceções, como os cistos do agente da disenteria amebiana, que são muito mais resistentes que os coliformes.

O grupo coliforme é dividido em bactérias fecais (ou intestinais) e não fecais. As primeiras vivem e se multiplicam no trato digestivo de animais de sangue quente (mamíferos e aves) e são eliminadas junto com as fezes. As não fecais são encontradas normalmente no solo.

Há dois subgrupos de coliformes. Os coliformes totais são formados pelos gêneros *Escherichia coli*, *Citrobacter spp*, *Enterobacter spp* e *Klebsiella spp*. Os coliformes fecais, pelos gêneros: *Escherichia coli* e *Klebsiella t.t*. A identificação destes subgrupos é realizada utilizando-se diferentes meios de cultura, ou seja, para os totais é utilizado um meio de amplo espectro, enquanto para os fecais o meio é necessariamente seletivo.

### Considerações finais

Dados recentes mostram que na região metropolitana de São Paulo (RMSP), apenas 17% de todas as indústrias tratam de alguma forma seus efluentes (*Água na boca*, 2000). Certamente esse valor deve ser bem menor quando se considera todo o território nacional.

Em relação ao tratamento de esgoto sanitário, principalmente aqueles gerados nas residências, muito pouco do total coletado em todo o país recebe algum processo de depuração, mesmo que em nível primário. Portanto, grande parte desse efluente *in natura* atinge os cursos d'água, caracterizando-se no maior problema de poluição aquática (Alves, 1992).

No nosso país, aproximadamente 60% dos pacientes internados em hospitais estão com alguma doença cuja origem é de veiculação hídrica, e estimativas apontam que se houvesse uma política de aplicação de verbas em

saneamento básico, ou seja, tratamento de água para abastecimento e de esgotos, haveria uma economia significativa em gastos com saúde. Segundo o IBGE (1997), no ano de 1996 aproximadamente 74,2% e 40,3% dos domicílios brasileiros dispunham de água tratada e rede coletora de esgoto, respectivamente. Esses números

indicam que uma grande parcela da população não tem acesso à água encanada e ao saneamento básico. Nesse sentido, políticas sérias de investimentos nessas áreas são de fundamental importância para a saúde pública.

É sempre importante ressaltar que a água é uma riqueza de quantidade e qualidade limitada, sendo necessário que se faça um uso racional desse bem. A necessidade do tratamento de águas residuárias com o objetivo de controle de poluição promove uma melhoria na qualidade dos corpos aquáticos e de águas destinadas ao abastecimento público, além da redução da poluição ambiental.

O desperdício de água e a utilização de tecnologias inadequadas, ultrapassadas e ineficientes pelo setor industrial, são práticas que devem ser combatidas por meio da otimização e/ou substituição de processos, e mesmo pela própria conscientização da população, além da ação importante dos órgãos fiscalizadores.

O tratamento, o reuso e a disposição adequada de águas servidas são procedimentos que visam minimizar os efeitos e as conseqüências indesejáveis ao ambiente. No entanto, antes de se encontrar a solução tecnológica mais adequada para amenizar tais efeitos e conseqüências, a pergunta que deve ser feita para todos os setores da população é a seguinte: Será que é necessário gerar determinado volume e tipo de efluente, para que depois o mesmo seja tratado?

### Notas

1. Biooxidar (oxidação biológica): processo em que os organismos vivos, em presença ou não de oxigênio, por

meio da respiração aeróbia ou anaeróbia, convertem matéria orgânica presente na água residuária em substâncias mais simples.

2. Sintrofismo: é um fenômeno que envolve a troca de nutrientes entre duas espécies de organismos, na qual cada um recebe benefícios dessa associação.

3. Estabilização: tem o mesmo sen-

tido de oxidação biológica.

4. Em condições anóxicas, ou seja,  $E_n$  ao redor de zero, na ausência de oxigênio molecular, ocorre o processo de desnitrificação.

5. Tributário: nesse caso refere-se a outros corpos d'água que atuam como afluentes do corpo d'água principal.

## Referências bibliográficas

Água na Boca. Junho/2000. Disponível no site [www.tvcultura.com.br/aloescola/ciencias/aguanaboca/aguanaboca.htm](http://www.tvcultura.com.br/aloescola/ciencias/aguanaboca/aguanaboca.htm).

ALVES, F. Pobre Brasil (Editorial). *Saneamento Ambiental*, n. 19, p. 03, 1992.

BANCO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL – BNDES: *Modelagem de desestatização do setor de saneamento básico* (trabalho realizado por um consórcio de empresas contratadas). Rio de Janeiro, Maio de 1998, IV volumes. Mimeo.

BARROS, R.T.V. et al. *Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios*. v. 2 – Saneamento, Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1995.

CHEARNICHARO, C.A.L. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores anaeróbios*. v. 5, Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1997.

GALAL-GORCHEV, *Desinfección del agua potable y subproductos de inter's*

*para la salud*. In: La calidad del agua potable en America Latina: Ponderación de los riesgos microbiológicos contra los riesgos de los subproductos de la desinfección química, Craun, G.F. e Castro, R., eds., p. 89-100. ILSI Press: Washigton, EUA, 1996.

IBGE *Pesquisa nacional por amostra de domicílios: síntese de indicadores*. Rio de Janeiro, p. 97-99, 1997.

RESOLUÇÃO nº 20 do CONAMA: *Legislação Federal Brasileira*, 1986.

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Princípios básicos do tratamento de esgotos*. v. 2, Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1996.

SAUNDERS, F.J. A new approach to the development and control of nitrification. *Water and Waste Treatment*, v. 43, p. 33-39, 1986.

## Para saber mais

AZEVEDO-NETTO, J.M. et al. *Técnica de abastecimento e tratamento de água*. v. 2,

**José Roberto Guimarães** (jorober@fec.unicamp.br), bacharel em química, doutor em ciências pela UNICAMP, especialista em química ambiental/sanitária, é docente da Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP. **Edson Aparecido Abdul Nour** (ednour@fec.unicamp.br), engenheiro de alimentos e tecnólogo em saneamento, doutor em recursos hídricos e saneamento pela USP, especialista em tratamento de águas residuárias, é docente da Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP.

São Paulo: CETESB, 1976.

CARVALHO, B.A. *Glossário de saneamento e ecologia*, ABES, Rio de Janeiro, 1 ed., 1981.

DI BERNARDO, L. *Métodos e técnicas de tratamento de água*. v. 1, Rio de Janeiro: ABES, 1993.

MANAHAN, S.E. *Environmental chemistry*, Lewis Publishers-CRC Press, Inc., 6 ed., Boca Raton, Florida, EUA, 1994.

METCALF & EDDY INC. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*, New York: McGraw-Hill Publishing Company, 3 ed., 1991.

NUNES, J.A., *Tratamento físico-químico de efluentes industriais*, Aracaju, 1993.

SAWER, C.N. et al. *Chemistry for environmental engineering*, New York: McGraw-Hill Book Company, 4 ed., 1994.

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodos ativados*. v. 4, Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1997.

## Uma boa leitura

A obra *Lixo municipal – manual de gerenciamento integrado* do IPT (Instituto de Pesquisas Tecnológicas) e do CEMPRE (Compromisso Empresarial para Reciclagem) apresenta uma abordagem sobre o gerenciamento dos resíduos sólidos no Brasil. Escrita por uma equipe técnica de especialistas da área, trata-se de uma publicação que aborda aspectos fundamentais para a definição de políticas públicas, atividades de treinamento técnico e educação ambiental, investimentos em novas tecnologias e, ainda, a reestruturação jurídica e financeira da atividade de tratamento e disposição final do lixo. Sua linguagem direta e acessível pode atender às necessidades das prefeituras municipais, organizações não-governamentais e a todos que tenham interesse em exercer a sua cidadania em favor do meio ambiente e da quali-

dade de vida da sociedade em que está inserido.

O livro é dividido em sete capítulos e anexos, cobrindo extensamente aspectos sobre reciclagem de materiais (orgânico, plástico, papel, vidro e metais). Para professores e estudantes, além da capacidade de abordar a questão dos resíduos de forma crítica, o texto também coloca à disposição tabelas, gráficos e muitas ilustrações que contribuem perfeitamente para a análise dos temas associados ao gerenciamento do lixo urbano. Em um de seus anexos, encontra-se a relação de entidades e associações governamentais e não-governamentais, que peca por não fornecer o endereço na Web.

*Lixo municipal* é referência obrigatória para aqueles que se ocupam da educação ambiental, especialmente professores comprometidos com a contextualização da química em qualquer nível de ensino.

*Lixo municipal – manual de gerenciamento integrado*. Organizadores: Maria Luiza Otero D'Almeida e André Vilhena. Segunda edição, São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000 (Publicação IPT 2622).

