

# LIMPEZA PRÉVIA DE RESERVATÓRIOS DE ACUMULAÇÃO. ESTUDO CONCEITUAL<sup>(\*)</sup>

SAMUEL MURGEL BRANCO (\*\*)

## 1. GENERALIDADES

E experiência de São Paulo — e também a de outras cidades e países — tem demonstrado fartamente que as medidas que visam a proteção sanitária de reservatórios de acumulação utilizados em abastecimento de águas devem ser adotadas antes do seu fechamento, procurando-se evitar que as áreas a serem inundadas contenham matérias orgânicas ou inorgânicas que, direta ou indiretamente, venham a alterar substancialmente a composição da água. A adoção de certas medidas de caráter preventivo, embora freqüentemente tidas como onerosas, obrigando a um investimento a curto prazo, resulta em apreciável economia ulterior, reduzindo o custo do tratamento da água e portanto o preço do produto acabado de tal forma que, êsse investimento inicial propiciará uma redução de despesas que se prolongariam, talvez, indefinidamente.

Dois exemplos — ambos relacionados com o abastecimento de São Paulo — podem servir para demonstrar a conveniência dessas medidas preventivas. O primeiro, ocorrido em 1907, quando do fechamento da barragem do Cabuçu, reservatório para 3 milhões de metros cúbicos. A conclusão daquela obra era aguardada com grande ansiedade, pois iria mais do que duplicar o volume de águas disponíveis para o abastecimento da cidade. Em virtude do descuido, entretanto, no preparo da área de inundação, as águas acumuladas não puderam ser utilizadas, por algum tempo, no abastecimento. De um relato realizado na época, pelo Químico Dr. Henri Charles Potel fundador do Laboratório Central da RAE, extraímos o seguinte trecho (1).

«As águas da barragem do Cabuçu, si-

tuada em uma região vizinha do Engorador, sofriam no início, os mesmos fenômenos de corrupção. A barragem do Cabuçu, que pode conter 3.000.000 de metros cúbicos, foi construída em 1907. As águas aí acumuladas apresentaram impotabilidade permanente. Como a barragem é provida de uma válvula de descarga, evacuou-se o seu conteúdo e decidiu-se manter essa válvula um pouco aberta. A renovação constante da camada profunda condicionou, como resultado, uma progressiva melhora das águas da barragem. Elas passaram a ser reconhecidas como potáveis depois de alguns anos e atualmente entram na distribuição mediante tratamento.»

Não dispomos de dados sobre a maneira como teria sido realizada a limpeza do solo a ser inundado, em Cabuçu. Constitui, entretanto, uma verdadeira tradição, em nosso meio, «afogar» simplesmente, a mata existente, como foi feito nos reservatórios do Guarapiranga, Billings e vários outros. Em alguns casos, tem-se recorrido à enganosa solução de queimar a mata, iniciativa que, se por um lado é benéfica, por destruir a maior parte da matéria orgânica que, de outra forma, iria sendo lentamente oxidada à custa do oxigênio dissolvido da própria água, por outro lado enriquece de tal maneira o meio em elementos nutrientes de vegetais, a ponto de provocar proliferação indesejável e rápida de vegetação aquática, com tôdas as conseqüências que dela podem resultar para a qualidade das águas de abastecimento. O segundo exemplo negativo, que desejamos mencionar, foi o ocorrido com o fechamento da barragem de Ribeirão do Campo, regularizadora do sistema Rio Claro, em 1962. Neste caso, procedeu-se à queima generalizada da mata. As cinzas resultantes dessa queima tornaram, entretanto, tão fértil o solo, que a vegetação terrestre passou a crescer com incrível vigor tão logo se iniciou a irrigação motivada pelo

\* Trabalho realizado para a Companhia Metropolitana de Águas de São Paulo (COMASP), em 1970.

\*\* Professor Livre-Docente da Disciplina de Fundamentos Biológicos do Saneamento, Faculdade de Saúde Pública da U.S.P.

início da inundação. Como o crescimento da nova mata se fazia em progressão muito mais rápida que a elevação da lâmina d'água, o resultado foi idêntico ao mencionado anteriormente: o afogamento e conseqüente putrefação da vegetação, tornando o ambiente séptico, com formação de lodo orgânico, coloração intensa da água armazenada e desprendimento de gases mal cheirosos o que impediu a franca utilização da água por vários meses e originou problema de proliferação de microrganismos indesejáveis. Estes poderiam criar sérios problemas permanentes ao tratamento não fôsse a diluição que sofrem ao serem misturadas estas águas com as procedentes do próprio Rio Claro. Apesar dessa diluição, as águas procedentes daqueles mananciais apresentaram, depois de tratadas, forte odor de clorofenóis e outros, provocados por algas, fenômeno que se prolongou até hoje, motivando insatisfação por parte do público usuário.

A atitude a ser assumida, perante o problema, dependerá, naturalmente, da finalidade ou finalidades que se tem em vista para a água acumulada no reservatório. Freqüentemente essas finalidades são antagonicas, do ponto de vista da qualidade da água que seria desejável para cada uma delas. Assim, por exemplo, um reservatório destinado exclusivamente ao desenvolvimento de uma piscicultura racional deve ser rico em nutrientes que permitam abundante desenvolvimento do plâncton, pois este constitui o alimento básico natural para a nutrição de peixes; esse emprêgo do reservatório pode ser perfeitamente conciliado com a navegação ou prática de esportes náuticos e também com a produção de energia hidrelétrica, mas pode apresentar sérios inconvenientes ao uso da água para abastecimento. As águas destinadas a essa última finalidade devem ser, tanto quanto possível, isentas de matéria orgânica sujeita à decomposição e também pobres em plâncton, uma vez que este poderia causar transtornos ao tratamento ou interferir diretamente na qualidade da água, por produzir sabor, odor, e até mesmo, substâncias tóxicas ou provocadoras de distúrbios gastrintestinais. Isso não implica, porém, em uma objeção taxativa ao incremento de uma piscicultura equilibrada, em um manancial de águas para abastecimento: apenas, não se poderá esperar obter uma piscicultura racional, de máximo rendimento em termos econômicos, uma vez que a alta produtividade está sempre condicionada a uma alta eutrofização que é indesejável do ponto de vista da potabilidade da água. Mas é perfeitamente viável — e até muito desejável do ponto de vista sanitário — a obtenção de um termo de equilíbrio entre as duas finalidades.

## 2. FATORES DE DETERIORAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS

Existem três caminhos principais para a deterioração da qualidade das águas armazenadas em reservatórios, a partir dos elementos orgânicos e inorgânicos conservados na área inundada ou introduzidos durante e após a inundação: o primeiro, relacionado com a decomposição da matéria orgânica presente; o segundo, resultante da dissolução de elementos nutrientes ou fertilizantes do plâncton; o terceiro, refere-se à introdução de elementos diretamente nocivos à qualidade da água, tais como substâncias tóxicas ou organolépticas e seres patogênicos.

No primeiro caso, os prejuízos são resultantes, principalmente, da eliminação parcial ou total do oxigênio dissolvido na água, o qual é consumido em reações bioquímicas de estabilização da matéria orgânica. Esse fenômeno afeta principalmente a vida aquática, podendo impossibilitar o desenvolvimento de peixes e outros seres aeróbios. Embora esse prejuízo possa ser apenas temporário (desde que novas cargas orgânicas não venham a ser introduzidas) — uma vez que a quantidade de matéria orgânica inicial tende a diminuir como resultado da própria estabilização biológica — o aparecimento de compostos orgânicos secundários, além de gás sulfídrico e outros compostos resultantes de atividade anaeróbia no leito da represa, poderão ser causa de uma impotabilidade temporária, como sucedeu nos casos já mencionados dos reservatórios de Cabuçu e Ribeirão do Campo. Além disso, a própria oxidação dos compostos orgânicos levará a produção de nutrientes minerais, tais como nitratos e fosfatos que serão responsáveis por uma crescente eutrofização ou fertilização das águas, originando problemas permanentes (ou de solução muito lenta) de proliferação excessiva de microrganismos nocivos ao tratamento. Embora estes problemas possam ser resolvidos — talvez satisfatoriamente — através de métodos especiais de tratamento (emprêgo de pré-cloração, carvão ativado etc.) isto redundará forçosamente em aumento do custo da água tratada.

Esse processo de eutrofização pode resultar, diretamente, da presença de sais minerais sob forma, por exemplo, de cinzas resultantes de combustão das matas existentes na área inundável, constituindo o segundo caminho apontado para a deterioração da qualidade das águas.

Finalmente a permanência de resíduos de origem doméstica ou industrial, na área a ser inundada poderá não só constituir a fonte de novas cargas orgânicas e de nutrientes minerais, como ainda, elevar a concentração de microrga-

nismos patogênicos. Da mesma forma os resíduos industriais poderão constituir fonte de substâncias químicas indesejáveis.

## 2.1. Decomposição da vegetação nas áreas inundáveis

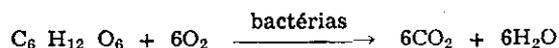
Pode-se admitir, como termo médio, uma proporção de 90% de água na composição dos vegetais, compreendendo mata, relva e plantas cultivadas. Eliminando-se essa água teremos, pois, para cada tonelada de vegetação, cerca de 100 kg de matéria seca constituída de matéria orgânica e sais minerais, com a seguinte composição aproximada: (2)

TABELA I

Elementos	gr./100 kg de mat. seca ou gr./ton. de vegetação
Carbono	43.569
Oxigênio	44.431
Hidrogênio	6.244
Nitrogênio	1.459
Enxofre	167
Fósforo	203
Cálcio	227
Potássio	921
Magnésio	179
Ferro	83
Manganês	35
Silício	1.172
Alumínio	107
Cloro	143
Outros elementos	933

### 2.1.1. Demanda de oxigênio provocada pelas massas vegetais

A primeira consequência da estabilização dessa matéria orgânica dentro d'água seria, como foi visto, o consumo de oxigênio. Este é devido principalmente à oxidação do carbono orgânico presente. A reação básica dessa oxidação, pode ser expressa através da seguinte equação simplificada:



Sabendo-se que o peso atômico do carbono é de aproximadamente 12 e o peso molecular do oxigênio é 32, temos que para oxidação de cada 6 x 12 gr. de C são necessários 6 x 32 gr. de oxigênio ou seja, cada grama de carbono consome cerca de 2,7 gr. de oxigênio molecular. Sendo de 43.569 gr. a quantidade de carbono existente em cada tonelada de vegetação, teremos que, para oxidação completa dessa quantidade

de vegetais são necessárias 43.569 x 2,7 gr., isto é, aproximadamente 117,6 kg de oxigênio a serem retirados da água do reservatório.

Com o objetivo de verificar a validade dessa hipótese, procedemos a várias experiências de laboratório que consistiram no seguinte: Em um frasco com capacidade para 5 litros foi colocada uma pequena quantidade (0,2 gr.) de folhas recém cortadas de gramíneas. A seguir, foi o frasco enchido com água saturada de oxigênio (8,4 mg/l, a 20°C) (sem deixar nenhum espaço com ar) e inoculado com bactéria aeróbias de vida livre e fechado hermêticamente. Periódicamente procedeu-se à medida da concentração de oxigênio remanescente dissolvido na água. A experiência mais significativa (por ter sido realizada durante um período de temperatura mais ou menos constante) deu os seguintes resultados:

1.º período — 7 dias — houve consumo de 60,0 mg de O <sub>2</sub> por grama de folha
2.º período — 10 dias — houve consumo de 39,0 mg de O <sub>2</sub> por grama de folha
3.º período — 6 dias — houve consumo de 10,5 mg de O <sub>2</sub> por grama de folha
4.º período — 7 dias — houve consumo de 10,0 mg de O <sub>2</sub> por grama de folha
<b>T o t a l</b> — 30 dias — houve consumo de 119,5 mg de O <sub>2</sub> por grama de folha

Por êstes resultados, observa-se que 1 gr. de folhas consome em um período de 20 dias, cerca de 100 mg de oxigênio da água (100 kg por tonelada), resultado bastante próximo daquele que foi acima calculado em função da quantidade de carbono existente. Em um período de 30 dias, porém, o consumo foi ligeiramente superior ao esperado e a forma da curva de degradação da matéria orgânica (veja gráfico n.º 1) demonstra, inclusive, a tendência ao prosseguimento do processo de consumo de oxigênio. Esta parente incoerência pode ser explicada pela existência de um segundo tipo de demanda de oxigênio que não é devida aos compostos carbonáceos, mas sim à oxidação biológica da amônia formada a partir dos compostos quaternários, a qual tendo a oxidar-se a nitritos por atividade de nitrobactérias. Esse segundo tipo de reação só tem início por volta do 10.º a 12.º dia, assumindo maior significado em torno do 16.º-18.º dia, quando já existe suficiente concentração de amônia no meio e quando a concentração de matéria orgânica já é suficientemente reduzida para permitir a atividade das nitrobactérias, que são quimiotróficas e

cuja atividade é inibida pela presença de matéria orgânica.

Deve-se acrescentar ainda que esses valores somente são válidos para a vegetação mais tenra, constituída de relva e fôlhas, pois as partes lenhosas da vegetação de maior porte são constituídas de grande porcentagem de celulose que, embora seja também matéria carbonácea, resiste muito mais à ação biológica aeróbia, provocando um consumo de oxigênio muito mais lento, o qual poderá ser compensado em parte pela re-oxigenação natural da água. Com o objetivo de avaliar grosseiramente a relação de proporções entre o «material verde» e o «material lenhoso», na vegetação, foram tomados 5 exemplares pertencentes a 4 diferentes variedades de árvores e arbustos de nossa mata atlântica, procedendo-se, em cada caso, à pesagem em separado das fôlhas e partes verdes e troncos e galhos de consistência rígida, lenhosa. Verificou-se que quase sistematicamente esta relação é de 1:2. Considerando-se, porém, que a parte lenhosa não é constituída unicamente de celulose, mas que também contém porções «putrescíveis», podemos admitir que, possivelmente, 50% da vegetação alta ou arbustiva será decomposta rapidamente, produzindo demanda bioquímica semelhante à provocada pela vegetação rasteira. Tomando-se esse valor como base arbitrária de cálculo teríamos pois:

Cada 1.000 kg de relva consome 120 kg de oxigênio da água;

Cada 1.000 kg de árvore ou arbusto consome 60 kg de oxigênio da água.

Essa constituirá, pois, a provável demanda de oxigênio que resultará do afogamento da mata, durante o primeiro mês, desde que exista quantidade disponível suficiente de oxigênio para a reação. Caso contrário, se o oxigênio chegar a esgotar-se, o processo poderá prolongar-se por muito mais tempo, em reações anacróbias que são muito mais lentas. O estabelecimento de uma ou outra alternativa poderá ser facilmente previsto por cálculo a partir dos dados de campo sobre massa de matéria vegetal existente e disponibilidade de oxigênio na água prevista para cada reservatório. Uma vez satisfeita essa demanda inicial, haverá ainda uma demanda residual (cerca de 60 kg de  $O_2$  por ton. de vegetação) que poderá persistir durante meses ou anos, representada pela massa de celulose presente, mas essa demanda residual poderá ser compensada pela re-oxigenação natural das águas, em face da lentidão com que se processa a reação bioquímica de estabilização.

### 2.1.2. Eutrofização provocada pelas massas orgânicas

De todos os elementos fertilizantes para fitoplâncton, existentes na vegetação, os mais importantes são o nitrogênio e o fósforo, por serem os que nas águas naturais, normalmente faltam ou existem em menor quantidade relativa às quantidades em que são exigidas para a proliferação e manutenção das algas. Por essa razão, ditos elementos são em estudos ecológicos, denominados «fatores limitantes» ou «fatores em mínimo» que podem ser definidos como os fatores que, uma vez incrementados, levam a aumento da população das algas. São abundantes os dados sobre esse assunto, na bibliografia especializada, mas entre estes, são particularmente significativos os dados contidos em trabalho de A. D. Hasler e W. G. Einsele (3). Esses autores puderam determinar que cada 1.000 kg de nitrogênio, associados a 100 kg de fósforo, na água do lago, permitem a existência de 200.000 kg de matéria plantônica (pêso sêco).

Consultando-se a tabela n.º I verifica-se que cada 1.000 kg de matéria vegetal poderá fornecer, ao decompor-se, cerca de 1,459 kg de nitrogênio e 0,203 kg de fósforo. Como o nitrogênio, segundo o trabalho acima mencionado, é exigido pelo plancton em uma proporção 10 vezes superior ao fósforo, vemos que, nestas condições, êle seria limitante, com relação a êste último ficando a maior ou menor proliferação de algas na dependência da sua concentração, uma vez que o fósforo existiria em excesso. Entretanto, convém salientar que muitas espécies de algas, pertencentes ao grupo das cianofíceas, podem retirar nitrogênio diretamente do ar dissolvido (4). Nessas condições, podemos admitir como fator realmente limitante, dentro de certos limites de concentração, o fósforo e somente neste elemento nos basearemos para a estimativa da fertilização resultante da decomposição da vegetação.

Repetindo, cada tonelada de vegetação formaria, quando totalmente oxidada, uma quantidade de 203 gr de fósforo. Na verdade, nem toda a matéria orgânica será completamente oxidada. Ocorre porém, que justamente os componentes vegetais mais resistentes à decomposição, como a celulose e a lignina, são compostos hidrocarbonáceos, polissacarídeos que não contribuiriam, portanto, para a fertilização do meio. Dessa forma, mantém-se aproximadamente a proporção acima indicada. Temcs, pois, que 1.000 toneladas de massa orgânica pode, produzir 203 kg de fósforo, responsáveis por uma produção total de 40 toneladas de plâncton, em pêso sêco. Admitindo que as algas tenham uma proporção mínima de 98% de água, em sua constituição,

teremos que cada tonelada de vegetação poderá dar origem, em um prazo não muito longo, a um total de até 2 toneladas de plâncton. É evidente que, em um prazo longo, essa água irá sendo constantemente renovada, tendendo a haver uma diminuição progressiva da concentração de sais minerais e portanto, do próprio plancton, desde que não existam novas contribuições. Contudo, deve-se prever: a) que as novas contribuições sempre existirão (drenagem das áreas circunvizinhas, especialmente as agrícolas, esgotos tratados ou sem tratamento, etc.) e b) parte do plâncton formado se deposita no fundo formando lodo, entrando em decomposição anaeróbia e restituindo os elementos limitantes ao meio, o que retarda muito o processo de eliminação.

Admitindo-se que as algas componentes do plâncton, muito variadas em suas dimensões, tenham, como termo médio, 1.000 micra cúbicos, teremos que, cada ml de algas contém  $1 \times 10^9$  células. As algas plantônicas têm a mesma densidade da água; assim, 1 tonelada de algas é equivalente a 1.000 litros ou seja,  $1 \times 10^6$  ml de células que, multiplicadas pelo número acima, nos dá  $1 \times 10^{15}$  células por tonelada. Por conseguinte, cada tonelada de vegetação dará ori-

gem potencialmente, a  $2 \times 10^{15}$  células de algas. Esse valor dividido pelo volume de água contido no reservatório fornecerá a concentração de algas resultante de cada tonelada de mata que for ali oxidada. Se fixarmos um valor máximo permissível, em número de algas por volume de água, podemos encontrar o valor admissível de massa vegetal a permanecer no reservatório.

Se a massa vegetal existente for calcinada, o resultado será praticamente o mesmo. Evidentemente, sendo o processo de oxidação muito mais rápido, a disposição e solubilização dos sais minerais resultantes será quase imediata. Entretanto, é preciso lembrar que, às temperaturas em que se dá a combustão, o nitrogênio é quase totalmente volatilizado, fazendo com que este se torne, a princípio, o mais importante fator limitante ao desenvolvimento de algas. Esse nitrogênio será, posteriormente, fixado a partir do ar dissolvido, por atividade daqueles microrganismos que têm essa capacidade, mas esse processo se realizará paulatinamente, em prazos talvez equivalentes ao do processo anterior.

Experiências de laboratório foram realizadas com a finalidade de verificar os dados acima expostos. Tais experiências consistiram em mis-

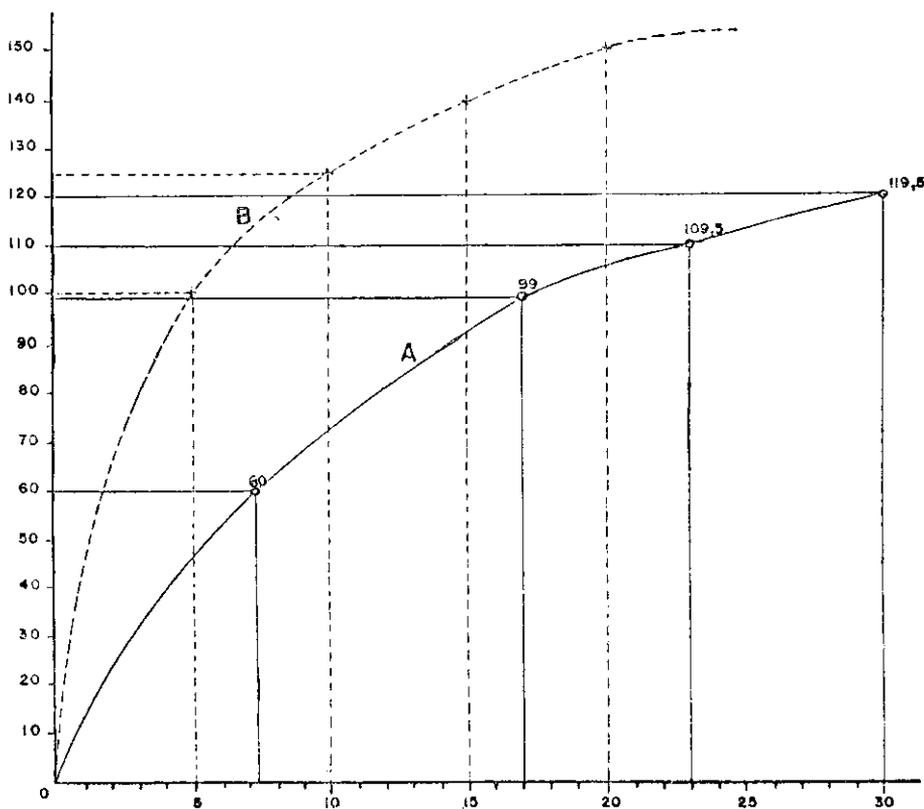


Fig. 1 — Curva obtida do andamento diário do consumo de oxigênio pela vegetação em decomposição na água (A) e sua comparação com uma curva normal de DBO de esgotos a 20°C (B).

turar à água destilada, diferentes quantidades de cinzas, colhidas em fornos coloniais da região de Mairiporã. Segundo informações colhidas no local cada metro cúbico de lenha queimada fornece, em média, 2 litros de cinzas.

Essa porcentagem corresponde ao dôbro da que se obtém por combustão completa da madeira, em condições de laboratório. Isso significa apenas que a queima realizada nos fornos coloniais deixa, ainda, muito resíduo de carbono e outros produtos orgânicos da destilação seca da madeira, sendo de se prever que a queima realizada no campo, em condições ainda piores que as dos fornos coloniais, sem proteção contra perdas de calor, e empregando madeira verde, deixe ainda muito maior quantidade de resíduos.

Duas séries de experiências de laboratório foram realizadas objetivando respectivamente: a) a obtenção de dados sobre a fertilização ou eutrofização produzida por essas cinzas em água destilada e b) o estudo da produção de sabor e odor de clorofenóis e outros pela aplicação de cloro a amostras de água contendo cinza em pequenas concentrações.

a) As seguintes soluções foram preparadas de cinzas em água destilada: 1.000 mg/l; 1.000 mg/l; 10 mg/l; 1 mg/l e 0,1 mg/l. Essas soluções foram colocadas em frascos de cultura, expostas à luz e à temperatura ambiente. Um quinto frasco foi colocado, nas mesmas condições contendo apenas água destilada para controle. Após 2 semanas observou-se o aparecimento de algas dos gêneros **Chlorella**, **Phytoconis**, **Oscillatoria**, **Euglena** e **Lyngbya** na solução de 1.000 mg/l e **Scenedemus** na concentração de 10 mg/l **Pediastrum** e **Oscillatoria** na concentração de 1 mg/l e **Phytoconis** na amostra de 0,1 mg/l. Após 3 semanas, o primeiro frasco sofreu uma mudança, apresentando, além de **Oscillatoria** e **Lyngbya**, **Scenedemus**, **Selenastrum** e **Ankistrodemus**; o segundo frasco passou a apresentar **Coelastrum**, além de **Scenedemus** enquanto que o 3.º e o 4.º se mantiveram na mesma, apenas aumentando o número de algas. O frasco de controle em nenhum momento apresentou qualquer tipo de microrganismo. Os números de microrganismos encontrados em cada mililitro de amostra, após 6 semanas de experiência, foram respectivamente:

concentração de cinza	n.º de microrganismos
1.000 mg/l	2.800
10 mg/l	4.600
1 mg/l	2.250
0,1 mg/l	1.400

Essa experiência demonstra que as cinzas, quando diluídas a 0,1 mg/l na água (0,05 m<sup>3</sup> de lenha para 1 m<sup>3</sup> de água) em condições de laboratório, ainda fornecem elementos nutrientes em concentrações suficientes para permitir substancial desenvolvimento de microrganismos. A situação no reservatório poderá ser bastante diferente. Por um lado, existirão lá fatores limitantes inexistentes no laboratório, como por exemplo, a luz, que será certamente insuficiente para permitir o desenvolvimento máximo previsível; por outro lado, porém, deve-se levar em conta o fato de que as concentrações de fósforo nas cinzas resultantes da queima da vegetação serão proporcionalmente maiores que as das cinzas colhidas nos fornos, pois as folhas e outras partes dos vegetais são mais ricas neste e em outros elementos nutrientes que o caule, do qual é retirada a lenha para os fornos.

Pode-se observar ainda que o número de algas desenvolvido em cada amostra não é proporcional à concentração de cinzas existente. Na verdade, as relações ecológicas existentes são de natureza muito complexa, devendo-se levar em conta o conceito de fator limitante. De acordo com esse conceito, a quantidade de seres vivos formados somente é proporcional à concentração dos elementos nutrientes enquanto estes se encontrarem presentes em quantidades mínimas. Isso significa que quando o nutriente passa a existir em excesso, outros fatores se tornam limitantes em seu lugar. No caso em apreço, a concentração de matéria viva será proporcional à concentração de fósforo enquanto este existir em quantidades inferiores à exigida para máxima proliferação; quando, porém, a concentração desse elemento é superior a esta exigida como mínimo, o desenvolvimento de seres vivos passa a ser regulado por outros fatores, tais como luz, gás carbônico, potássio etc. Além disso, quando a concentração de cinzas é muito alta, o desenvolvimento dos microrganismos passa a sofrer a ação inibidora de tóxicos (fenóis, etc.) ou da excessiva turbidez e cor provocadas pelas próprias cinzas, como bem pode ser observado pelo resultado obtido à concentração de 1.000 mg/l de cinzas, que produziu número de microrganismos inferior aos obtidos com concentrações mais baixas.

b) A segunda série de experiências realizadas teve, como finalidade apreciar a influência dos resíduos carbonizados, contidos nas cinzas, nas qualidades organolépticas da água clorada. Sabe-se que os resíduos da combustão incompleta da madeira — o carvão vegetal — contém pequenas concentrações de compostos voláteis resultantes da destilação seca da madeira, os quais, ao contacto com o cloro, dão origem à formação de

clorofenóis, substâncias responsáveis pela produção de acentuado sabor medicinal na água, mesmo quando presentes em concentrações da ordem de miligramas por metro cúbico.

A experiência consistiu em preparar-se vários frascos contendo cinzas em solução na água destilada, às concentrações de 1.000 mg/l; 100 mg/l; 10 mg/l; 1 mg/l; 0,1 mg/l e 0,001 mg/l. A cada um desses frascos foi, em seguida, adicionado cloro em quantidade suficiente para produzir uma concentração de 0,2 mg/l. Após 24 horas de contacto, as águas foram experimentadas para prova de sabor, revelando sabor medicinal nítido até à concentração de 1 mg/l de cinzas. Nas concentrações inferiores a esta não se pode distinguir nitidamente se o sabor presente era de clorofenol ou se apenas de cloro livre. Tomando-se ainda como base, aquela relação de 2 kg de cinzas para cada metro cúbico de madeira queimada, teremos que o sabor poderá ser produzido sempre que houver uma proporção de 500 gr de madeira (a ser queimada) para cada metro cúbico de água.

## 2.2. Fossas e tanques sépticos

### 2.2.1. Demanda de oxigênio

Os resíduos domésticos recebidos normalmente por um poço absorvente ou por um tanque séptico são constituídos de uma parte líquida, contendo matéria orgânica em solução, e uma parte sólida formada de grande porcentagem de matéria orgânica insolúvel (70% em peso seco). Pode-se admitir que, em ambos os casos, a fração líquida será absorvida pelo solo, onde sofrerá uma completa estabilização aeróbia. Da matéria sólida, que constitui o lodo fresco do esgoto, parte será igualmente solubilizada e estabilizada, sendo conduzida ao solo com os efluentes no caso de tanque séptico ou infiltrando-se diretamente, no caso dos poços absorventes. A matéria sólida restante, sofrerá um lento processo de estabilização anaeróbia, até transformar-se em lodo digerido e mineralizado.

Tornaram-se clássicos os trabalhos de Bethge e também de Mohlman sobre a digestão dos lodos. (5) O primeiro desses autores verificou que, após 14 anos de digestão, o lodo ainda apresentava em sua composição suficiente quantidade de celulose para garantir o prosseguimento de um processo lento de estabilização por mais algumas dezenas de anos. Mohlman mediu a DBO de lodo, em várias etapas do processo de digestão, verificando que este, quando fresco, apresentava DBO da ordem de 380 mg/g enquanto que após 400 dias de digestão a DBO residual era de 105 mg/g e com 700 dias era ainda de 96 mg/g.

Admitindo-se, a título de exemplo como termo médio para o lodo das habitações em uma área a ser inundada, uma idade de 2 anos poderemos adotar o valor de 96 mg como valor da demanda de oxigênio que cada grama de lodo iria provocar se submetido a condições aeróbias. A contribuição per capita de DBO sedimentável é de aproximadamente 19 gr por dia, e sendo a DBO de lodo fresco da ordem de 380 mg/g, temos que a contribuição per capita em matéria sólida putrescível é de 50 g/dia ou 18 kg/ano, ou ainda, 36 kg em 2 anos. Pode-se, pois, admitir grosseiramente que o lodo existente nos poços e tanques sépticos será responsável potencial por uma demanda de  $36.000 \times 96 \text{ mg} = 3,5 \text{ kg}$  de oxigênio por habitante esgotado.

Esses dados, nos casos de pequeno número de residências nas áreas a serem inundadas, podem significar que a matéria sólida presente nos poços e tanques sépticos apresentam pouca importância do ponto de vista da DBO em relação ao volume da água a ser armazenada, não sendo necessária, provavelmente, a sua remoção. A remoção do líquido existente, é, entretanto, aconselhável, pelas razões que serão expostas a seguir.

### 2.2.2. Eutrofização

O lodo de esgotos contém cerca de 1% de fósforo e não mais que 0,35% de nitrogênio. A razão de ser dessa pequena porcentagem do segundo em relação ao primeiro, apesar do esgoto bruto ser mais rico em nitrogênio que em fósforo deve-se ao fato de que a maior parte do nitrogênio passa para o liquor, no processo de digestão anaeróbia. Como a quase totalidade desse liquor se acha infiltrada no solo, o nitrogênio já deve ter entrado em outros ciclos biológicos, sendo aproveitado pela vegetação existente. Quanto ao que ainda estiver infiltrado, nada se poderá fazer. É aconselhável, contudo, remover todo o líquido ainda existente nos poços e tanques sépticos.

Admitindo-se que os volumes de lodo existentes nessas fossas sejam os calculados no item anterior, teremos que a quantidade de fósforo existente será de 1% de 50 g/dia por habitante da área, ou seja 0,5 g/dia/habit. enquanto que a de nitrogênio será de aproximadamente 0,14 g/dia/habit. A alcalinização do meio, provocada pela aplicação de cal a cada poço, como será adiante recomendado, fará com que a maior parte do fósforo presente se torne insolúvel ou dificilmente solúvel, de maneira que se o poço for, finalmente, enchido com solo argiloso e suficientemente compactado, as possibilidades de eutrofização do lago provocada por essa fonte serão extremamente remotas.

### 2.2.3. Contaminação por patogênicos

Uma das maiores preocupações relativas à presença, na área inundável, de fossas, poços absorventes e outros meios de disposição de matéria fecal é, naturalmente, a que se refere à possibilidade de contaminação das águas do futuro manancial, por bactérias, vírus, protozoários e vermes patogênicos. É evidente que onde existe matéria fecal humana acumulada, deve-se prever, também, a existência de microrganismos causadores de doenças intestinais. Entretanto, é necessário considerar, também, que a maior parte desses microrganismos têm existência muito efêmera, principalmente quando já não se encontram no seu habitat natural que, no caso, é o aparelho digestivo humano. Considerando-se o grande lapso de tempo que se intercalará entre o abandono dos poços e início do uso da água dos reservatórios para o abastecimento público, pode-se admitir que praticamente a totalidade das formas vegetativas existentes terão desaparecido.

Há, entretanto, formas esporuladas, cistos e ovos muito mais resistentes à ação do meio e do tempo que as formas vegetativas, algumas das quais podem ser importantes do ponto de vista de saúde pública. As bactérias esporuladas patogênicas em geral não são transmitidas por via oral, salvo raras exceções, como a do **Bacillus anthracis**, cujos esporos sendo ingeridos provocam o carbúnculo intestinal. A forma de contaminação do solo (ou da água) entretanto, não se faz normalmente através de fezes e sim de cadáveres de animais vitimados por essa doença. Quanto ao vírus, geralmente mais resistentes que as bactérias, experiências têm demonstrado que somente em casos excepcionais, e em condições muito especiais, estes seres chegam a sobreviver até 400 dias, em contacto com o ambiente externo.

Os cistos de alguns protozoários patogênicos, como a **Entamoeba histolytica**, sobrevivem, também, somente por alguns dias fora do organismo humano. Entretanto, os ovos de alguns vermes intestinais podem manter-se vivos e viáveis por períodos mais longos. Esses ovos vão-se acumulando no lodo em processo de digestão, até atingir números extraordinariamente grandes. Com a finalidade de comprová-lo, para o presente estudo, realizamos alguns exames microscópicos de lodos secos de digestores de estações de tratamento de esgotos da capital, verificando que a concentração de ovos de nematóides, nesse lodo, chega a ser até de 1.800.000 por grama de amostra (ETE do Ipiranga).

É conveniente lembrar, ainda, que tanto os ovos de vermes quanto os cistos de amebas são extremamente resistentes ao cloro. Por outro la-

do, entretanto, sedimentam com relativa facilidade, no fundo do próprio reservatório. Em vista disso, parece-nos pouco indicada a aplicação de cloro, aos poços, como desinfetante. Primeiro, porque esse cloro iria reagir com a matéria orgânica presente, consumindo-se todo, sem deixar um residual ativo; depois, por que o residual eventualmente obtido seria insuficiente para a destruição dos patogênicos que realmente necessitam ser destruídos; finalmente, porque sendo o cloro muito volátil, o seu efeito residual seria muito limitado. Removendo-se toda a parte líquida, de cada poço, parece-nos que o lodo restante, contendo ovos de helmintos, não chegará a provocar contaminação, desde que situado a uma profundidade de mais de 2 m, coberto com camada de cal (que tem efeito alcalinizante germicida, por período prolongado) e depois argila suficientemente compactada.

### 2.3. Áreas fertilizadas — Problemas de eutrofização

Os solos naturais típicos possuem, em geral de 700 a 1.300 kg de fósforo total por hectare, na sua camada superficial, «trabalhável» do ponto de vista agrícola (cerca de 20-30 cm de profundidade). Dêste total, entretanto, apenas uma pequena parcela é solúvel (1 kg/ha) ou facilmente solubilizável (50 a 200 kg/ha). Como as plantas cultivadas absorvem quantidades relativamente grandes desse elemento para seu metabolismo (ex.: milho consome cerca de 15 kg/ha por ano) havendo, ainda, perdas devidas à lixiviação e à erosão (mais de 15 kg/ha por ano, dependendo do tipo de solo e cobertura vegetal) é necessário, que o agricultor adicione, periodicamente, esse elemento ao solo, em forma de compostos solúveis ou parcialmente solúveis. A quantidade aplicada anualmente é em geral de 200 kg ou mais, por hectare, dependendo do tipo de planta a ser cultivada. Em amostras de solos cultivados (floriculturas e hortas) na região de Mairiporã, as concentrações de fósforo solúvel encontradas variaram entre 140 a 195 kg/ha.

Algumas experiências foram realizadas com a finalidade de verificar qual a quantidade de fósforo, contida nesse solo, que passa para a água, nas condições menos favoráveis, isto é, sem nenhuma agitação. Para tanto, colocou-se no fundo de um grande recipiente, uma camada de 10 cm de solo fértil (141 kg por ha) cobrindo-se esta com uma lâmina de água de 30 cm de altura. Desta água foi retirada uma amostra depois de decorridas 24 horas e outra após 4 semanas, para determinação da concentração de fósforo solúvel. Os resultados obtidos foram os seguintes:

Água com 24 horas de contacto com o solo:  
0,2 mg/l de PO<sub>4</sub>

Água com 4 semanas de contacto com o solo:  
1,5 mg/l de PO<sub>4</sub>

A experiência serviu para demonstrar que, mesmo em condições menos favoráveis, de absoluta tranquilidade, os fosfatos solúveis existentes no solo vão, pouco a pouco, se dissolvendo na água.

As mesmas experiências, demonstraram que uma ligeira acidificação da água aumenta a solubilização dos fosfatos, fazendo com que maiores quantidades de fósforo solúvel passem à água em menos tempo. Essa acidificação ligeira da água, junto ao leito da represa, poderá ocorrer também, em condições naturais, em decorrência da produção de grandes quantidades de gás carbônico pela atividades biológicas que sempre se desenvolvem no lodo, razão porque julgamos necessário incluir, no total de fósforo solúvel que poderá causar eutrofização do lago, essa parcela facilmente solubilizável.

As considerações acima, todas elas amparadas por trabalho experimental, de laboratório, levam a concluir sobre a necessidade de tratamento especial, das grandes áreas fertilizadas (dependendo naturalmente, da quantidade total de fósforo solúvel em relação ao volume de água a ser represado) tratamento este que consistirá, de preferência, na remoção da camada de solo fértil ou, quando esta não foi exequível, na inundação da área com água levemente acidulada, seguida de repetidas lavagens com água corrente, para remoção da maior quantidade possível de nutrientes.

É conveniente lembrar ainda, que o fósforo não constitui o único elemento nutriente mineral a ser considerado. Há também o nitrogênio, o potássio, e vários outros. Apenas preferimos adotar o fósforo como parâmetro que garante maior segurança por ser ele o elemento que além de ser limitante, não pode ser fornecido por nenhuma outra fonte que escape ao controle sanitário da represa. O nitrogênio, pelo contrário, embora tão importante como o fósforo, como fator limitante, pode contudo ser obtido diretamente do ar atmosférico por atividade de algas.

Devem ser incluídas na categoria de áreas fertilizadas, do ponto de vista da eutrofização que produzem, os depósitos de lixo e, também, os currais, pocilgas e aviários, os quais deverão merecer o mesmo tipo de tratamento.

#### 2.4. Formação de áreas litorâneas nas margens dos reservatórios

A existência de zonas de pequena profundidade, devidas à pequena declividade dos taludes

pode constituir não só uma causa de futura eutrofização dos reservatórios como também contribuir para seu assoreamento e redução de sua capacidade.

Todos os limnologistas concordam em que os lagos são sempre formações transitórias, em relação ao tempo geológico. A sua transitoriedade se deve, sobretudo, ao fato de as próprias águas que drenam para o seu interior serem transportadoras de material que, em virtude da redução de velocidade, irá sedimentar-se no leito dos lagos, causando o seu paulatino assoreamento. Essa sedimentação se dá, geralmente, de forma centrípeta, sendo as zonas marginais as que mais rapidamente perdem em profundidade, formando-se as chamadas áreas litorâneas, cujo leito, de pequena declividade, permite o desenvolvimento de vegetação fixa, enraizada na fina camada de vaza depositada.

O desenvolvimento da vegetação emergente, fixa ao leito, está na dependência da altura da lâmina de água existente. As grandes profundidades elas não chegam a desenvolver-se, pois a parte imersa de seu caule ou folhas não deve exceder a 0,70 a 1,0 m de altura. Por outro lado, o desenvolvimento dessa vegetação acelera o processo de assoreamento centrípeta, uma vez que as suas partes mais velhas, ao morrerem, tombam na água, decompondo-se e originando detritos que por sua vez, sedimentam-se no leito, formando substrato fértil para novas plantas e estendendo mais para o interior do lago a zona de pequena profundidade. Além disso, os produtos solúveis de sua decomposição contribuem para o aumento da concentração de matéria orgânica e eutrofização geral da massa d'água. Esse processo tem gerado, em muitos lagos e reservatórios utilizados para abastecimento de água, problemas muito sérios, obrigando à adoção de medidas periódicas de eliminação dos vegetais. De todos os métodos empregados nesse controle, entretanto (aplicação de herbicidas ou de substâncias altamente tóxicas, como arsenitos; remoção mecânica; criação de peixes herbívoros) somente a remoção mecânica, praticada manualmente ou por meio de dispositivos especiais, dá resultados práticos, compatíveis com o uso da água. A introdução de peixes herbívoros, como a *Tilápia*, tem dado resultados para alguns tipos de vegetação, mas elas não se alimentam de taboas (*Typha*) e outros vegetais fibrosos que constituem os principais invasores de nossos reservatórios.

Para fins de adoção de medidas preventivas, poder-se-ia adotar como crítica a profundidade de 1 metro. Nessas condições, deve ser evitada a formação de extensas áreas submersas com menos de 1 m. de profundidade. Se a declividade do talude for, por exemplo, da ordem de 10%,

teremos, nessa zona, uma faixa litorânea de cerca de 10 m de largura, com menos de 1 m de profundidade, o que já poderá constituir um inconveniente. Nas áreas previstas para atividades recreacionais, a formação dessas zonas litorâneas ou praias, poderá ser desejável, mas neste caso, deve-se cobrir toda essa faixa com cascalhos ou pedregulhos que dificultarão o desenvolvimento da vegetação.

### 3. CONCLUSÕES

As seguintes conclusões gerais podem ser extraídas do presente estudo:

3.1. Tendo-se em vista a experiência anterior observada em reservatórios construídos para abastecimento público na própria área de São Paulo, considera-se recomendável a adoção de todas as medidas de precaução e limpeza de áreas a serem inundadas a fim de evitar futuros problemas de eutrofização, demanda de oxigênio e assoreamento dos reservatórios.

3.2. Os principais prejuízos, para a futura qualidade da água, que poderão resultar de uma deficiente limpeza das áreas a serem inundadas são os decorrentes da decomposição de matéria orgânica presente na área, solubilização de nutrientes minerais, permanência, na água, de seres patogênicos e formação de zonas litorâneas muito extensas.

3.3. As principais fontes desses elementos considerados são: a vegetação existente na área a ser inundada, como fonte de matéria orgânica, demanda bioquímica de oxigênio e nutrientes resultantes da sua estabilização; nutrientes minerais, tais como fosfatos e nitratos solúveis, presentes em solos fertilizados e esterqueira de criações animais; lixo, como fonte de demanda de oxigênio e nutrientes minerais; fossas sépticas e poços absorventes, como fonte de DBO, nutrientes e germens patogênicos.

3.4. A demanda inicial de oxigênio provocada pela vegetação pode ser estimada em 120 kg de oxigênio para cada 1.000 kg de relva e plantas herbáceas e 60 kg de oxigênio para cada 1.000 kg de árvores ou arbustos lenhosos, devendo, pois, ser previsto em cada caso o balanço de oxigênio no reservatório, em função das massas vegetais presentes e a quantidade de oxigênicos nutrientes e germens patogênicos.

3.5. A fertilização provocada pela decomposição ou pela incineração da vegetação no reservatório será decorrente da liberação de 200 gr de fósforo para cada 1.000 kg de vegetação,

tomando-se o fósforo como principal parâmetro de eutrofização. Estima-se que essas 200 gr de fósforo sejam suficientes para a produção de 2 toneladas de plâncton, como resultado da eutrofização. A concentração de fósforo solúvel, no reservatório deverá ser sempre inferior a 0,01 mg por litro, sendo esta concentração suficiente para produzir graves problemas de eutrofização. As experiências realizadas, utilizando cinzas obtidas da queima de vegetação revelaram que na proporção de 0,1 mg por litro, essas cinzas produzem quantidade de algas superior à que seria desejável em água de abastecimento. Tomando-se como base a proporção observada de 2 kg de cinzas para cada metro cúbico de lenha queimada, torna-se possível avaliar o grau de eutrofização resultante em função do volume de água represado.

3.6. Os solos fertilizados pela aplicação de adubos orgânicos ou minerais constituem importantes fontes de nutrientes, dependendo, naturalmente, da relação existente entre o total dessas áreas e o volume de água a ser armazenado. A quantidade de fósforo solúvel disponível foi calculada em 140 a 200 kg/ha, nos solos analisados.

3.7. O principal problema resultante da presença de fossas sépticas e poços absorventes presentes na área decorre da presença de ovos de vermes patogênicos existentes no lodo bem como bactérias e outros seres no líquido sobrenadante. Recomenda-se, pois, a remoção desse líquido, e tratamento adequado do lodo com cal seguido de soterramento e compactação conveniente.

3.8. Problemas de assoreamento e eutrofização poderão decorrer do desenvolvimento de vegetação emergente enraizada, nas zonas litorâneas com menos de 1 m de profundidade, devendo ser adotadas medidas preventivas adequadas nestes casos.

### REFERÊNCIAS

1. BRANCO, S. M. — 1964 — Henri Charles Potel e a biologia das águas de São Paulo. *Rev. D. A. E.*, 25(52):26-28.
2. MEYER, B. S.; ANDERSON, D. B. — 1958 — *Plant Physiology*. Van Nostrand Co.
3. HASLER, A. D.; EINSELE, W. G. — 1948 — Fertilization for increasing productivity of natural inland waters. *Transactions of 13th North American Wildlife Conference*: 527-555.
4. STEWART, W. D. P.; HAYSTEAD, A.; PEARSON, H. W. — 1969 — Nitrogenase activity in heterocysts of blue-green algae. *Nature*, 224: 226-228.
5. IMHOFF, K. — 1966 — *Manual de Tratamento de Águas Residuárias*. Ed. Edgard Blücher.