

Qualidade e disponibilidade de água: efeitos e conseqüências da tecnologia¹

Roberto Santos Barbiéri¹, robertosbarbieri@yahoo.com.br; **Magda Aparecida de Carvalho Schmaltz²**

1. Doutor em Físicoquímica pela Universidade de São Paulo (USP), São Carlos, SP; professor na Faculdade de Minas (FAMINAS), Muriaé, MG, e na Universidade Vale do Rio Verde (UninCor), Três Corações, MG.
2. Mestre em Biotecnologia pela Universidade Vale do Rio Verde (UninCor), Três Corações, MG; professora na UninCor.

RESUMO: Neste trabalho, descreve-se a questão da qualidade da água para uso e consumo humano e as conseqüências da tecnologia, sob o ponto de vista de aperfeiçoamento e detalhamento dos processos analíticos dos contaminantes ambientais, levando em conta aspectos como a especiação química. O conjunto dos dados e informações propicia uma reflexão sobre a necessidade de se cuidar do meio ambiente com mais intensidade e responsabilidade do que tem sido feito até agora.

Palavras-chave: água, disponibilidade de água, especiação química.

RESUMEN: En este trabajo, se describe la cuestión de la cualidad del agua para el uso y consumo humano y las consecuencias de la tecnología, sobre el punto de vista del perfeccionamiento y detalles de los procesos analíticos de los contaminantes ambientales, tomando en cuenta aspectos como tipo de especie química.

¹ Parte do trabalho de dissertação de mestrado que foi apresentada e defendida pela autora em 2005 no Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia da Universidade Vale do Rio Verde (UninCor), de Três Corações, MG (SCHMALTZ, 2005).

Palabras llaves: agua, disponibilidad del agua, tipo de especie química.

ABSTRACT: This work describes the question of the water quality for use and human consumption and the consequences of the technology, under the viewpoint of improvement and detailment of the analytic trials of the environmental pollutants, taking into account aspects like chemical speciation. The set of the data and information provides a reflection about the need of taking care of the environment with more intensity and responsibility than it has been done so far.

Keywords: water, water disponibility, chemical speciation.

Introdução

A questão da disponibilidade de água é tema preocupante e que vem tendo destaque crescente, principalmente pela informação de que apenas 2,5% da água disponível na Terra é doce. Para uma idéia de como está distribuída e onde está localizada, apresenta-se a tabela 1, que indica áreas e volumes totais relativos de água dos principais reservatórios da Terra (SHIKLOMANOV, 1998, 2004).

O Brasil é um país privilegiado quanto à fartura de água, em relação a quase todos os países do mundo. No entanto, dado sua dimensão continental, há má distribuição dos recursos hídricos, tanto geográfica quanto socialmente. Questões atuais e de curto, médio e longo prazo decorrentes deste cenário hídrico nacional precisam ser enfrentadas, de forma que não venhamos ter problemas de maiores gravidades com o passar do tempo.

No momento em que a revolução da biotecnologia, na sua ampla interdisciplinaridade, rumo a objetivos vastos como o combate às doenças, o aumento da quantidade e qualidade dos alimentos produzidos, a diminuição da poluição e a melhoria da qualidade de vida, fazemos uma reflexão sobre a questão da água, principalmente da água para consumo humano.

Mesmo que necessário e indispensável, o desenvolvimento da tecnologia implica em degradação ambiental em suas diversas formas. Sem dúvida, é inquestionável a importância da manipulação de substâncias químicas conhecidas e o desenvolvimento de tantas outras novas. Mesmo levando em conta os benefícios que estas substâncias trazem para a humanidade, há um risco envolvido com todas elas, que não deve passar despercebido. É o fato de que entre as substâncias químicas, muitas delas com persistência duradoura no meio ambiente, podem, entre outros, induzir algum tipo de efeito sobre o material

TABELA 1 Áreas e volumes totais e relativos de água dos principais reservatórios da Terra (SHIKLOMANOV, 1998, 2004)

Reservatório	Área (10³ km²)	Volume (10³ km³)	% do volume total	% do volume de água doce
Oceanos	361.300	1.338.000	96,5	-
Água subterrânea	134.800	23.400	1,7	-
Água doce		10.530	0,76	30,1
Umidade do solo		16,5	0,001	0,05
Calotas polares	16.227	24.064	1,74	68,7
Antártica	13.980	21.600	1,56	61,7
Groenlândia	1.802	2.340	0,17	6,68
Ártico	226	83,5	0,006	0,24
Geleiras	224	40,6	0,003	0,12
Solos gelados	21.000	300	0,022	0,86
Lagos	2.058,7	176,4	0,013	-
Água doce	1.236,4	91	0,007	0,26
Água salgada	822,3	85,4	0,006	-
Pântanos	2.682,6	11,47	0,0008	0,03
Fluxo dos rios	148.800	2,12	0,0002	0,006
Água na biomassa	510.000	1,12	0,0001	0,003
Água na atmosfera	510.000	12,9	0,001	0,04
Totais	510.000	1.385.984	100	-
Total de reservas de água doce	140.000	35.029	2,53	100

genético humano. Muitas substâncias químicas possuem capacidade genotóxica, isto é, capacidade de induzir alterações no material genético a elas expostas. E, neste aspecto, ressaltamos a utilização de compostos organoestênicos, tidos até recentemente como inócuos ao meio ambiente, os quais vêm demonstrando capacidade genotóxica específica e localizada, como alteração sexual em caramujos marinhos, destacando a responsabilidade que se deve ter no desenvolvimento e aplicações de novos produtos químicos.

Neste trabalho, tratamos da questão da água, sobretudo pela diminuição da disponibilidade e custos cada vez mais crescentes para produzir água com qualidade e padrão adequados ao consumo humano, já tendo como referência a Resolução Conama nº 357 (CONAMA, 2005), de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - Conama, Ministério do Meio Ambiente.

I – Características das águas

A dinâmica da água na natureza pode ser descrita pelo seu complexo ciclo hidrológico, numa contínua circulação de água que se processa às custas da energia solar e mantém o balanço entre o volume de água na terra e a umidade atmosférica (PINTO et al, 1976). Deve-se considerar ainda a integração do ciclo hidrológico com os outros ciclos dos ecossistemas, como do nitrogênio, do fósforo, do enxofre e do carbono, entre outros, que possuem significativas inter-relações entre si.

A disponibilidade e características das águas superficiais dependem da estrutura física do solo, bem como das condições atmosféricas e atividades humanas (DACACH, 1979; RICKLEFS, 2003).

Assim, as características dos ambientes lacustres são mais estáveis que as dos ambientes dos rios. Pela movimentação da água, quando passam por leitos rochosos ou arenosos, os rios possuem águas límpidas. Percorrendo leitos sujeitos à erosão ou em períodos de muita precipitação aquosa, os rios apresentam turbidez elevada, com variações significativas nas concentrações das substâncias dissolvidas ou em suspensão. Por outro lado, nos ambientes pantanosos, os corpos de água são escuros em decorrência de processos de decomposição da vegetação morta.

Com a dinâmica das águas, adequadas a conter materiais dissolvidos ou em suspensão, elas são responsáveis pela maior parte da circulação de substâncias. No meio aquoso, os processos químicos e bioquímicos envolvidos não são significativamente diferentes daqueles que ocorrem nos meio terrestres.

O que se destaca em relação à maioria dos rios, lagos e oceanos é o movimento de nutrientes para dentro das camadas inferiores de água e depósito de sedimentos

bentônicos, a partir dos quais são regenerados e retornam às zonas de produtividade de modo relativamente lento (RICKLEFS, 2003).

Mesmo tendo aspectos benéficos, a dinâmica das águas, com o carreamento de material solubilizado e em suspensão, também favorece a disseminação da poluição. A poluição das águas superficiais pode ocorrer de forma natural ou em decorrência das atividades humanas, como a excreta (urina e fezes) e dejetos industriais e agrícolas, os fatores mais preponderantes. Os cursos de água, funcionando como receptores de esgotos, podem sofrer danos sanitários, estéticos, econômicos, obrigando a tomada de medidas preventivas ou corretivas (BRANCO, 1983).

Dependente da água, a relação entre o homem e a água em muito ultrapassa a necessidade básica de apenas saciar a sede. Historicamente, a formação de praticamente todas as cidades ocorreu a partir de regiões próximas a rios ou lagos, condição ainda mais premente na atualidade. Em decorrência do progresso, há uma crescente necessidade por quantidades cada vez maiores de água limpa. Com os padrões de saneamento básico, doméstico ou socialmente, o homem consome água para banhar-se, preparar seus alimentos, fazer limpezas e até mesmo para diversão. O mesmo ocorre com os processos produtivos, para os quais a água é indispensável (ROCHA; CARDOSO; BARBIÉRI, 1990).

Ainda do ponto de vista histórico, sempre houve uma grande contradição na dependência do homem em relação à água: ele a usa e depois a descarta, na forma de esgoto, sendo quase sempre lançada em rios que atravessam as cidades; que pertencem a uma bacia hidrográfica, que formam outros rios, que atravessam outras cidades.

Os esgotos de uma cidade classificam-se quanto à sua origem, ou seja, podem ser doméstico ou industrial. O esgoto doméstico tem a característica de ser mais homogêneo em sua composição, enquanto a do esgoto industrial é dependente do tipo de indústria que faz sua emissão. O esgoto doméstico é constituído principalmente por fezes, urina, papel, sabão, detergente, restos de alimento e outros dejetos. Na tabela 2, faz-se uma apresentação mais detalhada de compostos orgânicos identificados no esgoto doméstico como um todo, e na tabela 3, os grupos identificados em amostra filtrada de esgoto de mesma origem (BENN; McAULIFFE, 1981; ROCHA; CARDOSO; BARBIÉRI, 1990).

II – Padrões para a água destinada ao consumo humano

As águas naturalmente disponíveis, mesmo aquelas que jorram de fontes cristalinas em montanhas, não podem ser consideradas puras no sentido estrito dos critérios químicos. Toda água, de um modo geral, contém impurezas em

maior ou menor concentração, que dependem de sua procedência. O critério de pureza de uma água é relativo, dependendo do uso a que se destina. Nas águas potáveis há sempre a presença de sais minerais, os quais, dentro de limites aceitáveis, são indispensáveis aos processos fisiológicos dos seres humanos (MOTA, 1995). No entanto, se as substâncias presentes na água alcançam valores acima de determinados limites específicos para cada uma delas, podem ocorrer prejuízos aos seres vivos e/ou ao meio ambiente. Assim, é necessário que haja um acompanhamento analítico da qualidade das águas, determinando a natureza e as concentrações das espécies químicas ou biológicas presentes, visando avaliar as alterações físico-química-biológicas do corpo hídrico, critério essencial para que se possa gerenciar a qualidade das águas.

No Brasil, o grande avanço na legislação ambiental para um melhor gerenciamento das águas, ocorreu em 1986, com a edição da Resolução Conama nº 20 (CONAMA, 1986) do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), recentemente substituída pela Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005 (CONAMA, 2005). Segundo esta Resolução, os corpos de água do território brasileiro foram classificadas em águas doces (salinidade $\leq 0,5\text{‰}$), águas salobras (salinidade superior a $0,5\text{‰}$ e inferior a 30‰) e águas salinas (salinidade $\geq 30\text{‰}$), as quais foram divididas em treze classes, em ordem decrescente de nobreza das mesmas (CONAMA, 2005). Por esta Resolução, os padrões de qualidade das águas determinados estabelecem limites individuais para cada substância em cada classe e que

(...) eventuais interações entre substâncias, especificadas ou não nesta Resolução, não poderão conferir às águas características capazes de causar efeitos letais ou alteração de comportamento, reprodução ou fisiologia da vida, bem como restringir os usos preponderantes previstos no § 3º do art. 34 desta Resolução (CONAMA, 2005).

O art. 8º da Resolução nº 357 (CONAMA, 2005) define que “o conjunto de parâmetros de qualidade de água selecionado para subsidiar a proposta de enquadramento deverá ser monitorado periodicamente pelo Poder Público”, sendo estabelecido no art. 9º que

(...) a análise e a avaliação dos valores dos parâmetros de qualidade de água de que trata esta Resolução serão realizadas pelo Poder Público, podendo ser utilizado laboratório próprio, conveniado ou contratado, que deverá adotar os procedimentos de controle de qualidade analítica necessários ao atendimento das condições exigíveis,

ressaltando, em seu § 2º que “nos casos onde a metodologia analítica disponível for insuficiente para quantificar as concentrações dessas substâncias nas

TABELA 2 Composição dos constituintes orgânicos, em suspensão no esgoto doméstico como um todo (BENN; McAULIFFE, 1981).

Constituinte	Concentração (ml L⁻¹)	% sobre o total de carbono orgânico em suspensão
Gorduras	140	50
Proteínas	42	10
Carboidratos	34	6,4
Detergentes aniônicos	5,9	1,8
Açúcares aminados	1,7	0,3
Amidas	2,7	0,6
Ácidos solúveis	12,5	2,3
Não discriminado	60	28,6
Carbono orgânico	211	100

TABELA 3 Composição dos constituintes orgânicos, solúveis no esgoto doméstico (BENN; McAULIFFE, 1981).

Constituinte	Concentração (ml L⁻¹)	% sobre o total de carbono orgânico
Açúcares	70	31,3
Ácidos não-voláteis	34	15,2
Ácidos voláteis	25	11,3
Aminoácidos livres	5	3,1
Aminoácidos combinados	13	7,6
Detergentes aniônicos	17	11,2
Ácido úrico	1	0,5
Fenóis	0,2	0,2
Creatina-creatinina	6	3,9
Não discriminada	-	15,7
Carbono orgânico	90	100

águas, os sedimentos e/ou biota aquática poderão ser investigados quanto à presença eventual dessas substâncias” (CONAMA, 2005).

Na realização dos monitoramentos dos corpos de água, inúmeros parâmetros podem ser estabelecidos. Tendo em vista dificuldades técnicas, questões operacionais e econômicas, leva-se em consideração os objetivos do monitoramento, tais como enquadramento de um curso de água, avaliação do impacto ambiental provocado por determinadas fontes poluidoras, verificação da eficiência das ações de controle ambiental e determinação de índices de qualidade (LIMA, 1997).

Costuma-se definir o Índice de Qualidade da Água (IQA), juntamente com o Índice de Toxicidade (IT), os quais incluem como principais parâmetros para a definição da qualidade das águas superficiais: 1. Oxigênio dissolvido (OD); 2. Demanda bioquímica de oxigênio no 5º dia (DBO); 3. Coliformes fecais; 4. Temperatura da água; 5. pH da água; 6. Nitrogênio total Kjeldahl (amoniacoal e orgânico - NTK); 7. Fósforo total; 8. Sólidos totais; e 9. Turbidez da água.

Tendo em vista que a qualidade da água sofre variações significativas ao longo do ano, em decorrências de fatores meteorológicos e sazonalidades eventuais de lançamentos de agentes poluidores e das vazões, para a interpretação dos parâmetros obtidos deve-se levar estas questões em consideração. É importante salientar a capacidade dos cursos de água em se autodepurarem à medida que avançam, com a conseqüente diluição de eventuais contaminantes, em decorrência do aporte de água de melhor qualidade por parte de seus afluentes.

São inúmeros os sistemas que podem ocorrer nas águas como alumínio, arsênio, bário, berílio, boro, cádmio, cobalto, cobre, crômio, estanho, lítio, mercúrio, como exemplos de contaminantes minerais, e óleos e graxas, pesticidas e herbicidas, como exemplos de contaminantes orgânicos, podendo haver ainda, em escala crescente, contaminantes de natureza organometálica, entre os quais se enquadram diversos pesticidas. Aqui devem ser incluídos também os contaminantes de natureza biológica representados por um universo de microrganismos. Para a grande maioria dos sistemas citados existem padrões de qualidade, mas para outros, os padrões são inexistentes ou ainda estão em fase de discussão.

III – Padrões de qualidade da água e a questão da especiação química

Por especiação química de um elemento entende-se a determinação das suas formas físico-químicas individuais que somadas são iguais à concentração total desse elemento (MARINS; PARAQUETTI; AYRES, 2002).

A partição de metais entre as fases dissolvida e particulada exerce uma influência importante sobre seu transporte, reatividade e biodisponibilidade para a biota aquática. Mais do que isso, sabe-se hoje que a toxicidade de metais não pode ser atribuída, exclusivamente, à concentração total dissolvida. Conseqüentemente, o conhecimento da especiação química de metais é um aspecto determinante na avaliação de seu verdadeiro impacto ambiental (SODRÉ; PERALTA-ZAMORA; GRASSI, 2004).

Área de grande desenvolvimento, a questão da especiação química tem sido alvo de atenção em química analítica, pois as técnicas analíticas para a determinação da concentração total de uma espécie química não são, quase sempre, adequadas à determinação das concentrações das suas formas especiadas (BARRA; SANTOS, 2001; ROCHA et al., 2000; SODRÉ; PERALTA-ZAMORA; GRASSI, 2004; MARINS; PARAQUETTI; AYRES, 2002).

IV – Primeiro exemplo: especiação de chumbo em plasma

O exemplo apresentado a seguir, sobre a especiação do chumbo em plasma sanguíneo (MOREIRA; MOREIRA, 2004), ilustra de forma interessante e dá uma idéia significativa da relevância da especiação química.

O chumbo (Pb) é um dos contaminantes mais comuns do ambiente, considerado como um elemento que possui fortes efeitos tóxicos sobre os homens e animais, e sem nenhuma função fisiológica no organismo. Os efeitos nocivos do Pb são conhecidos desde os tempos antigos, já que este metal afeta praticamente todo os órgãos e sistemas do corpo humano. Apesar do osso conter aproximadamente 95% do conteúdo corpóreo total do metal em adultos, os primeiros efeitos adversos são vistos no sistema nervoso central e, ocasionalmente, na medula óssea, que são os órgãos críticos para este metal.

A concentração de chumbo no sangue (Pb-S) é menor do que 2% do seu total no corpo. Deste valor, uma porção igual ou menor do que 5% situa-se no plasma, representando a fração lábil e biologicamente ativa do chumbo, capaz de atravessar algumas barreiras anatômicas como, por exemplo, a barreira placentária e alcançar os tecidos fetais, causando danos irreversíveis.

A concentração de chumbo no sangue é aceita como um indicador válido de exposição total ao chumbo e,

conseqüentemente, de risco à saúde. Entretanto, reflete exposição ambiental recente, enquanto que o conteúdo de chumbo no osso (Pb-O) reflete exposição acumulada. O Pb-O tem uma relação mais direta com os níveis de chumbo plasmático do que no sangue total, o que significa que Pb-S pode representar adequadamente os teores deste elemento no plasma (MOREIRA; MOREIRA, 2004).

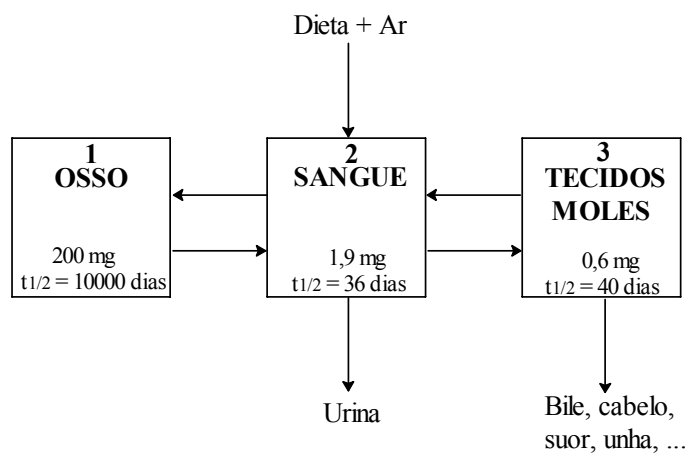
E de forma muito significativa destacam ainda que

(...) o conhecimento do conteúdo total do metal numa dada amostra seja útil nos programas de monitoramento ambiental e ocupacional, é insuficiente para a compreensão do metabolismo, a elucidação dos mecanismos de toxicidade, o entendimento do modo de entrada e/ou distribuição do elemento na célula, ou os estudos das interações dos diferentes metais em relação à ligação com proteínas e deposição nos tecidos (MOREIRA; MOREIRA, 2004).

Ao longo do texto, discutindo a distribuição do chumbo no organismo humano, os autores apresentam um modelo de três compartimentos para o metabolismo do chumbo. Pelos dados no modelo, apresentado na figura 1, o chumbo tem tempos de meia-vida distintos nos três compartimentos indicados. Enquanto no sangue e nos tecidos moles os tempos de meia-vida do chumbo são de 36 dias e 40 dias, respectivamente, nos ossos o tempo de meia-vida é cerca de 27 anos (MOREIRA; MOREIRA, 2004).

De acordo com os resultados de estudos isotópicos sobre a liberação do Pb do osso para a circulação, o esqueleto contribui com 40 a 70% do chumbo presente no sangue de indivíduos expostos ambientalmente, embora esta concentração (Pb-S) seja menor do que 2% do seu total no corpo. Neste compartimento, de 90-99,8% do Pb está ligado às membranas ou frações de proteínas das células vermelhas e cerca de 0,2 a 10% do Pb-S está no plasma, provavelmente ligado à albumina, α_2 -globulina ou como íons livres disponíveis para o transporte para os tecidos. É possível que esta última fração tenha maior importância toxicológica do que o chumbo nos eritrócitos, por estar mais biodisponível para atingir os sítios-alvo da ação toxicológica (MOREIRA; MOREIRA, 2004).

FIGURA 1 Modelo de três compartimentos para o metabolismo do chumbo. Conteúdo e tempo de meia vida de Pb em cada reservatório (MOREIRA; MOREIRA, 2004).



V – Segundo exemplo: especiação de mercúrio no meio ambiente

Grave problema ambiental é a contaminação dos corpos de água por metais pesados, entre eles o mercúrio.

A principal fonte de mercúrio elementar é o mineral cinábrio, HgS, que por aquecimento a 500 °C libera mercúrio. Dada a facilidade de obtenção, o metal tem sido comercializado desde a antiguidade, mas atualmente sua utilização industrial tem diminuído. Conhecido como o vilão no processo de garimpagem do ouro, um dos usos industriais em maior escala do mercúrio metálico, no entanto, deu-se nos anos 60 do século passado, nas células eletrolíticas para obtenção de cloro/soda. Nestas células, salmoura saturada era oxidada a cloro gasoso em um eletrodo inerte e sódio metálico era formado em catodos de mercúrio, no qual o sódio se dissolvia. Posteriormente os catodos de mercúrio eram escoados para água com quem o sódio dissolvido reagia produzindo soda cáustica. Apesar de teoricamente o processo não consumir mercúrio, as instalações perdiam vários quilos de mercúrio por dia que chegavam aos rios e lagos e entravam na cadeia alimentar, principalmente por acumulação nos peixes (MAHAN; MYERS, 2000).

A demonstração do nível de concentração de mercúrio em peixes pode ser observada na tabela 4, citada por Tundisi (2003), cujos valores para peixes com diferentes hábitos alimentares (carnívoros e não carnívoros) foram obtidos no final dos anos 80 e início dos anos 90 do século passado. Como referência, a tabela 5 apresenta os padrões de qualidade para concentração de mercúrio em classes de água que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, nos termos da Resolução Conama nº 357 (CONAMA, 2005).

No meio ambiente, o mercúrio metálico, em condições anaeróbicas, pode especiar formando o íon organometálico metilmercúrio, CH₃Hg, muito mais tóxico que o mercúrio elementar.

Um dos primeiros incidentes cientificamente documentados envolvendo poluição por mercúrio ocorreu em Minamata, no Japão, e relacionou a acumulação de metilmercúrio em peixes e o subsequente envenenamento dos habitantes locais. Este episódio estabeleceu a necessidade de se estabelecer níveis ambientais de espécies químicas metálicas especiadas, com claras definições de toxicidade, biogeoquímica e bioacumulação e medida de todas as diferentes formas físico-químicas por elas apresentadas (QUIAN, 2001).

Em estudo visando a otimização de técnicas analíticas para especiação físico-química de mercúrio em águas costeiras tropicais Marins, Paraquetti e Ayres (2002) afirmam que

as regiões costeiras, zonas de alta atividade reacional devido às rápidas mudanças nas condições ambientais que ocorrem devido à mistura das águas doces com as águas salinas,

TABELA 4 Concentração de mercúrio (*g g⁻¹ peso úmido) em tecido muscular de peixes com diferentes hábitos alimentares. Os dados e as áreas de concentração, como eles se apresentam nos artigos originais, foram coletados de diferentes fontes literárias (TUNDISI, 2003).

Local	Hábito	Conteúdo de Hg
Rio Madeira, rio acima/contracorrente de Porto Velho, reserva de minério, Brasil	C NC	0,07-2,89 0,02-0,65
Rio Madeira, rio abaixo/correnteza abaixo da reserva de minério, Brasil	C NC	0,67-1,47 0,05-1,01
Região Poconé e resíduos, Brasil	C NC	0,06-0,68 < 0,04-0,16
Rio Paraíba do Sul, SE do Brasil	C NC	0,16-0,37 0,01-0,22
Rio San Juan, Choco, Colômbia	C NC	0,66-1,26 0,04-1,87
Região de minério do rio Teles Pires, sul do Amazonas, Brasil	C NC	0,05-3,82 0,02-0,19
Represa Tucuruí, SE do Amazonas, Brasil	C NC	0,99-2,90 0,05-0,60
Distrito de minério Carajás, SE do Amazonas, Brasil	C NC	0,11-2,30 < 0,01-0,31
Rio Tapajós, SE do Amazonas, Brasil	C NC	0,04-2,58 0,01-0,31
Rio Lerderberg, Vitória, Austrália	C	0,03-0,64
Davao Del Norte, Filipinas	C	0,05-2,60
Rio Negro, Amazonas, Brasil	C NC	?-4,20 0,14-0,35
Rio Cuyuní, Guiana, Venezuela	C NC	0,07-0,86 <0,03-0,24
Rios do Amazonas não contaminados, Brasil	C NC	< 0,17 < 0,10

C = carnívoro; NC = não-carnívoro

TABELA 5 Padrões de qualidade para concentração de mercúrio em classes de água que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano (CONAMA, 2005).

Classe da água	Mercúrio (mg L⁻¹)
Especial	deverão ser mantidas as condições naturais
Classe 1	≤ 0,0002
Classe 2	≤ 0,0002
Classe 3	≤ 0,0002
Classe 5	≤ 0,0001

promovem modificações de importantes parâmetros tais como a força iônica, razões entre os maiores componentes, pH, potencial de oxi-redução, turbidez, etc. Esses parâmetros vão modificar não somente a físico-química da solução aquosa como também modificar a biodisponibilidade dos metais-traço, que dependerá da especiação química desses elementos (MARINS; PARAQUETTI; AYRES, 2002).

E os autores continuam, destacando que mesmo com muitas evidências é dada

(...) pouca importância à especiação química, sendo determinadas somente espécies organometálicas individuais (MARINS; PARAQUETTI; AYRES, 2002).

Especificamente em relação ao mercúrio, os autores destacam que

em região costeira subtropical foi observado que, embora haja grande capacidade de imobilização de mercúrio em sedimentos de fundo, esta capacidade de imobilização pode representar menos de 15% das entradas totais anuais do metal para a bacia de drenagem avaliada. O restante permanece ciclando nas águas estuarinas, disponível à biota local ou em parte sendo exportado para o oceano e/ou águas costeiras vizinhas. (...) Em águas, de um modo geral, há predominância da forma oxidada (divalente, que pode ou não estar associada a ligantes orgânicos ou inorgânicos). A espécie orgânica é de grande interesse uma vez que, em sua grande maioria, representa o metilmercúrio, que é a espécie mais tóxica de mercúrio e pode ser facilmente incorporada pela biota (MARINS; PARAQUETTI; AYRES, 2002).

A quantificação de mercúrio total em águas marinhas indica valores na ordem 0,05 a 3,0 ng L⁻¹ (correspondentes a 0,00005 a 0,0003 mg L⁻¹), indicando que estes valores podem ultrapassar os valores recomendados pelo Conama, conforme indicado na tabela 5.

De acordo com Marins, Paraquetti e Ayres (2002), as principais espécies químicas que o mercúrio, presente na água do mar, pode assumir são de natureza inorgânica {HgCl₄²⁻, HgCl₃⁻, HgCl₂Br⁻, HgCl₂⁻, HgOHCl e Hg(OH)₂} ou orgânica (CH₃HgCl, CH₃HgOH e CH₃Hg) e suas percentagens estão apresentadas na tabela 6. Esta tabela desconsidera o percentual de mercúrio ele-

mentar, “entretanto sabe-se que essa fração pode apresentar valores importantes para a ciclagem de mercúrio no ambiente marinho” (MARINS, PARAQUETTI E AYRES, 2002).

Deve-se destacar que sendo o conteúdo total de mercúrio igual ao somatório de todas as fases e formas do elemento em solução, “é necessário que os limites de detecção na ordem de centésimos de ng L^{-1} ($1 \text{ ng} = 10^{-6} \text{ g} = 0,000001 \text{ g}$) “sejam alcançados para a determinação das diferentes espécies mercuriais” (MARINS; PARAQUETTI; AYRES, 2002).

VI – Terceiro exemplo: especiação do estanho no meio ambiente

Os compostos organoestânicos são conhecidos há cerca de 150 anos, mas durante cerca de 75 anos, estas substâncias apenas despertaram interesse acadêmico. Somente em 1925, surgiu a primeira aplicação prática desses compostos, com o registro de uma patente, na qual eram denominados de agentes anti-traças, apesar de nunca terem sido usados para tal finalidade (LUIJTEN, 1972; NICHOLSON, 1989; GODOI; FAVORETO; SANTIAGO-SILVA, 2003).

O destaque para os compostos organoestânicos só veio acontecer em cerca de 1940, quando passaram a ser utilizados como estabilizadores do cloreto de polivinila – PVC (RODOLFO JR.; NUNES; ORMANJI, 2002).

A partir de 1950 foram desenvolvidos trabalhos que demonstravam que compostos triorganoestânicos possuíam alta fungitoxidade (VAN DER KERK; LUIJTEN, 1954) e, desde 1960, os produtos baseados em acetato de trifenilestanho, comercializados sob a denominação Brestan[®] pela indústria alemã Hoeschst, atual Aventis S.A., e em hidróxido de trifenilestanho, comercializado sob a denominação Du-ter[®] pela multinacional Philips Dufan[®], têm sido utilizados em agricultura para o controle de fungos patogênicos. Posteriormente, em 1967, a americana Dow Chemical lançou o acaricida Plictran[®], baseado no hidróxido de tricicloexilestanho (cyhexatin); depois o grupo transnacional Royal Dutch/Shell desenvolveu o Vendex[®], baseado no óxido de fenbutatina; e a alemã Bayer AG, lançou o Peropal[®], baseado no tricicloexilestanho-1,2,4-triazol (azociclotin), os quais continuam sendo utilizadas até os dias atuais (LIMA, 2005).

A utilização dos compostos organoestânicos estende-se a vários campos, inclusive os de natureza tecnológica, que além de serem estabilizadores para PVC, estão relacionados a usos como transformadores de óleo, catalisadores e biocidas, entre outros. Como catalisadores, eles podem ser empregados para a cura de borrachas de silicone, para a produção de uretana e na promoção de reações de esterificação. Já em relação às propriedades biocidas destes compostos, pode-se citar que atuam como repelentes de insetos, são molusquicidas, fungicidas, inseticidas, acaricidas, além de preservativos para madeiras, produtos têxteis, papéis, couros e vidros (OMS, 1980).

TABELA 6 Estimativa do percentual (%) das principais espécies químicas de mercúrio presentes em águas salinas e salobras (MARINS; PARAQUETTI; AYRES, 2002).

Espécies químicas	Água do mar [Cl] = 0,7 mol L ⁻¹	Água salobra [Cl] = 0,2 mmol L ⁻¹		
		pH = 6	pH = 7	pH = 8
Inorgânicas				
HgCl ₄ ²⁻	65,8	---	---	---
HgCl ₃ Br ²⁻	12,3	---	---	---
HgCl ₃ ⁻	12,0	0,1	0,1	---
HgCl ₂ Br ⁻	4,3	---	---	---
HgCl ₂ ⁻	3,0	91,1	34,1	0,1
HgOHCl	0,2	8,5	49,4	6,2
Hg(OH) ₂	---	0,2	16,4	93,7
Orgânicas				
CH ₃ HgCl	92,2	89,8	33,5	1,9
CH ₃ HgOH	5,1	8,4	65,8	98,1
CH ₃ Hg ⁻	---	1,9	0,7	0,04

Da literatura é sabido que a toxicidade dos compostos organoestânicos depende, entre outros fatores, do tamanho da cadeia do grupo orgânico ligado ao átomo de estanho. Na figura 2, estão indicados os efeitos relativos de acetato de tri-*n*-alquilestanho, $R_3SnOCOME$, onde o grupo R pode ser um grupo alquila metil (1C), etil (2C), propil (3C) ou butil (4C). Verifica-se que a atividade biocida sobre insetos e mamíferos diminui com o aumento da cadeia carbônica do radical alquila, efeito inverso daquele observado para atividade biocida sobre fungos (EVANS; KARPEL, 1985).

Também foi verificada que a toxicidade dos compostos organoestânicos varia consideravelmente com o número e a natureza dos grupos orgânicos: os compostos triorganoestânicos (R_3SnX), são mais tóxicos que os compostos diorganoestânicos (R_2SnX_2), que por sua vez são mais tóxicos que os compostos monoorganoestânicos ($RSnX_3$), enquanto os tetraorganoestânicos (R_4Sn) apresentam baixa toxicidade (WHITE et al., 1999).

A degradação de pesticidas organoestânicos pode ser lenta, dependendo das condições ambientais. Segundo Müller (1987), a degradação do cyhexatin, por exemplo, pode levar até 50 dias no solo até chegar a SnO_2 . Na fase aquosa, a concentração do cyhexatin decresce nos primeiros 57 dias, quando é observado um equilíbrio entre o cyhexatin do sedimento e o da fase orgânica do sedimento. Após poucos dias, os metabólitos do azocyclotin estão distribuídos entre a fase aquosa, biota e sedimento. Já a sedimentação do azocyclotin em meio aquático é rápida e se decompõe até SnO_2 (MÜLLER, 1987).

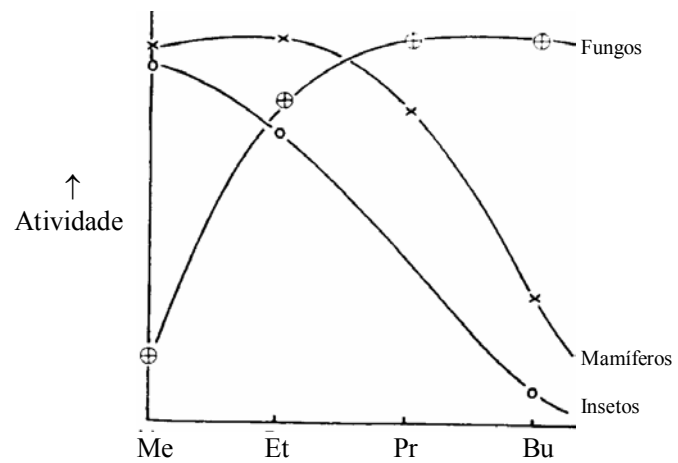
Os efeitos do pesticida azocyclotin foram estudados em ambiente de água doce (FLIEDNER et al., 1997), demonstrando que, sob concentração $135 \mu g L^{-1}$, provoca severos efeitos na comunidade planctônica, incluindo fito e picoplânctons, bem como em algas. Para zooplânctons, os efeitos foram observados sob controle de $45 \mu g L^{-1}$, sendo que, nos sedimentos, detectou-se um aumento na atividade de degradação microbiana anaeróbica provocando alta mortalidade de plânctons (GODOY; FAVORETO; SANTIAGO-SILVA, 2003).

Por outro lado, têm sido relatados trabalhos relacionados aos impactos ambientais de compostos organoestânicos em sistemas hídricos em diversos locais da Terra.

Desde 1940, quando os compostos organoestânicos foram usados como estabilizadores de PVC e catalisadores em processos industriais e, posteriormente, pelas propriedades biocidas dos compostos triorganoestânicos, que passaram a ser empregados principalmente como pesticidas, nenhum problema ambiental foi observado até o início da década de 1980 (PELIZZATO et al., 2004).

Nesta época, foram descobertos os primeiros efeitos negativos de compostos tributilestânicos principalmente sobre ostras e gastrópodes, com a descrição de calcificação anômala de conchas; a imposição de características sexuais masculinas em gastrópodes fêmeas, como aparecimento de pênis e

FIGURA 2 Dependência da atividade biológica de acetato de tri-*n*-alquilestanho com o comprimento da cadeia carbônica do grupo alquila para diferentes espécies (EVANS; KARPEL, 1985).



canal deferente, causando esterilidade destes animais e redução de suas populações nas costas da Inglaterra (BRYAN et al., 1986; ALZIEU, 1998; PELIZZATO et al., 2004).

Pelizzato et al. (2004) observaram efeitos de imposex em gastrópodes *Hexaplex trunculus* na Lagoa de Venice, Itália, na presença de compostos organoestânicos em concentrações da ordem de nanogramas (10^{-9} grama) por litro.

O fenômeno da imposição sexual em gastrópodes, em 2000, já atingia em mais de 150 espécies de 63 gêneros e foram todos relacionados à ação de compostos tributilestânicos (SCHULTE-OEHLMANN et al., 2000; PELIZZATO et al., 2004) e tem sido utilizado como um biomarcador para monitorar a contaminação de águas por estes compostos em todo o mundo (PELIZZATO et al., 2004).

Entre agosto de 1999 e março de 2001, Kronimus et al. (2004) fizeram o monitoramento para acompanhar a contaminação antropogênica de sedimentos do Rio Lippe, Alemanha, por mais de duas dezenas de compostos orgânicos, inclusive tetrabutilestanho, avaliados na concentração de nanogramas por litro.

Midrorikawa et al. (2004) estudaram as concentrações de compostos butil- e fenilestânicos em sedimentos de áreas costeiras do Vietnã e em moluscos *Meretrix* spp. das mesmas regiões. Santos et al. (2004) utilizaram o molusco *Hinia reticulata* como bioindicador para contaminação com tributilestanho em material dragado na região costeira a diferentes distâncias do Oporto, em Portugal. Qun-Fang et al. (2003) estudaram os níveis de contaminação por compostos organoestânicos em cidades costeiras na China durante os anos de 2000 a 2002 e verificaram que o molusco *Mya arenaria* podia ser utilizado como biomarcador para estes compostos, principalmente derivados butilestânicos. Estes trabalhos, são exemplos de que a questão de contaminação ambiental por compostos organoestânicos tem dimensão mundial.

No Brasil, também existem avaliações da mesma natureza, conforme trabalhos de Azevedo, Gerchon e Reis (2004), sobre a monitoração de pesticidas no Rio Paraíba do Sul; de Caldas et al. (1999), sobre a presença de pesticidas na água, sedimento e peixes do Lago Paranoá, em Brasília; de Andreoli, Hoppen e Ferreira (1999), sobre a avaliação dos níveis de agrotóxicos nas regiões de Curitiba e Londrina; de Fehlberg, Lutz e Moreira (2003), sobre agrotóxicos e seus efeitos sócio-culturais em Santa Teresa, no Espírito Santo, além dos estudos de Fernandez et al. (2002), sobre a ocorrência de imposição sexual (imposex) em *Thais haemastoma* como conseqüência da contaminação ambiental por compostos organoestânicos em águas costeiras no Rio de Janeiro e em Fortaleza. A figura 3 mostra o fenômeno de imposex em *S. haemastoma* coletado nas águas da Baía da Guanabara (FERNANDES, 2004).

O Grupo de Organoestânicos da Universidade Vale do Rio Verde, UninCor, sob a responsabilidade do primeiro autor, vem desenvolvendo pes-

quisas sobre a síntese e usos da nova classe de α -hidroxicarboxilatos organoestânicos, que são preparados a partir de compostos organoestânicos mais simples, como os haletos e os óxidos mono-, di- e triorganoestânicos. Estes compostos de partida são tóxicos para diversas espécies de seres vivos inferiores mas apresentam a desvantagem de possuir odor extremamente desagradável para serem utilizados diretamente. O objetivo de preparar derivados destes compostos de partida, além de eliminar o odor desagradável que possuem, é o de potencializar e, se possível, fazer com que os derivados possam ter atividade biocida seletiva sobre determinadas classes de microrganismos (LONGUE FILHO et al., 1993; CARLOS DIAS; TERRA; BARBIÉRI, 1988; TERRA, 1997; TERRA et al., 1998, 2002; CARLOS DIAS et al., 2000; BARBIÉRI et al., 2005a, 2005b).

VII – O futuro da água no Brasil

Em meio às extensas e inúmeras questões das águas em relação à qualidade e disponibilidade de água no Brasil, foi escolhido um exemplo: o caso da qualidade da água em corpos de água urbanos das cidades de Corumbá e Ladário e no Rio Paraguai, em Mato Grosso do Sul, em estudo realizado por um grupo de pesquisadores, estagiários e laboratoristas da Embrapa Pantanal, de Corumbá, MS (OLIVEIRA et al., 2002).

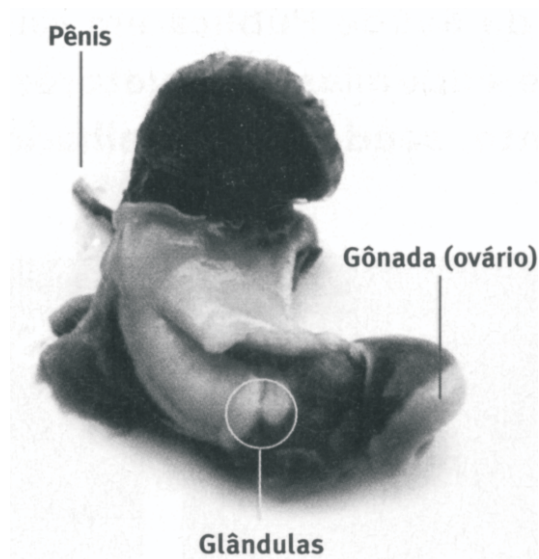
Nas cidades de Corumbá e Ladário, não existe rede de esgoto doméstico e nem sistemas de tratamento, sendo o esgoto destinado para fossas sépticas. Existem, no entanto, “ligações clandestinas em galerias pluviais e despejo direto em pequenos cursos de água que drenam para o Rio Paraguai” (OLIVEIRA et al., 2002).

Como conclusões da pesquisa os autores enfatizam que

- Considerando-se que em Corumbá, o destino do esgoto é principalmente fossa séptica, são altas as concentrações das formas de nitrogênio e fósforo e o número de coliformes fecais presentes nas amostras dos corpos de água urbanos,
- A água dos corpos de água que recebem efluentes nas áreas urbanas de Corumbá e Ladário foi considerada imprópria para a balneabilidade no período amostrado [meses de abril a junho, agosto e novembro de 2001],
- Apesar de atender aos padrões estabelecidos na legislação do CONAMA, os dados mostram que o Rio Paraguai está sofrendo impacto em sua qualidade, através da entrada de esgoto doméstico, tanto pelo aumento do número de coliformes como da concentração das formas de nitrogênio e fósforo (OLIVEIRA et al., 2002).

FIGURA 3

Fêmea de *S. haemastoma* com imposex em alto grau: a anatomia reprodutiva feminina (gônada e glândulas de cápsulas de ingestão de esperma e de albúmem) é bem visível, mas o animal também apresenta pênis desenvolvido, localizado atrás do tentáculo direito (a mesma posição que ocupa no macho (FERNANDES, 2004).



E recomendam que

- Devem ser tomadas medidas de combate a entrada de esgoto clandestino nas galerias pluviais das cidades de Corumbá e Ladário e proceder a implementação do sistema de esgoto.
- A população local deve ser esclarecida dos riscos à saúde que o esgoto representa (OLIVEIRA et al, 2002).

Visto quanto à sua complexidade científica o trabalho de Oliveira et al (2002) descrito parece mais um simples trabalho de iniciação científica, com conclusões até meio óbvias. No entanto, pela situação geográfica de Corumbá e Ladário, no Pantanal Mato-grossense, e a importância e dimensão da bacia do Rio Paraguai, é impressionante que tal recurso hídrico só esteja começando a ter problemas básicos de poluição, representados apenas pelo aumento dos níveis de nitrogênio, fósforo e coliformes fecais.

A situação do Rio Paraguai em Corumbá e Ladário está muito distante da situação, por exemplo, do Rio Tietê que corta a cidade de São Paulo. Mas a preocupação em estar estudando e acompanhando sua situação ambiental é correta e necessária e, principalmente, deve ser destacada a segunda das recomendações do trabalho de Oliveira et al (2002), sobre a necessidade de esclarecer a população local dos riscos à saúde que o esgoto representa. E na medida em que a região se desenvolver, com o crescimento da atividade industrial na região, dos riscos que os dejetos decorrentes desta atividade também representam.

A questão ambiental é um problema globalizado.

Uma biosfera sustentável é improvável enquanto a população humana continuar a crescer. A Terra não oferece novas regiões para colonizar. Exceto algumas partes dos trópicos úmidos, muitas das quais não podem sustentar populações humanas densas, a maioria das áreas habitáveis da Terra já foi preenchida. Um aumento adicional na população levará a um superpovoamento adicional, esgarçando não apenas o tecido social humano, mas também os sistemas de suporte à vida do ambiente (RICKLEFS, 2003).

A falta de um ordenamento adequado das áreas urbanas, conjuntamente com o desenvolvimento econômico do Brasil, principalmente a partir da segunda metade do século XX, implicou, necessariamente, num uso crescente dos recursos hídricos. Historicamente, todas as ações políticas deixaram de levar em consideração os cursos e as fontes de água como fator para ordenar as ocupações do solo

(...) e este será um dos futuros desafios da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433/97), criada para garantir, às futuras gerações, água em quantidade e qualidade necessárias à vida, ao bem estar e ao desenvolvimento de suas atividades.

A falsa concepção de abundância hídrica foi responsável por inúmeras mazelas: “1. a cultura do desperdício, 2. a carência de investimentos em tratamento de esgotos para proteger a qualidade dos rios, e 3. a cultura da água gratuita” (MAGALHÃES, 2004).

VIII – Considerações finais

Existe abundância de água no mundo, mas há má distribuição e mau uso deste recurso que é vital para a existência e manutenção da vida. Ao lado destas questões, existe outro fato extremamente preocupante que é a poluição das águas. E a poluição é um aspecto cada vez mais alarmante, pois o desenvolvimento tecnológico produz agentes poluentes mais complexos e/ou mais tóxicos que irão exigir processos de recuperação de águas usadas visando a padrões de potabilidade, com tecnologias e custos sempre crescentes.

A água é um recurso natural ubíquo na Terra, mas encontra-se distribuído desigualmente entre sua superfície e seus aquíferos. Uma grave questão sobre a água é a diminuição de sua disponibilidade e os custos cada vez mais elevados para produzir água com padrão e qualidade adequados ao consumo humano.

A Resolução Conama nº 357 (CONAMA, 2005), além de dispor sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes para o seu enquadramento, também estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, prevendo o enquadramento dos corpos hídricos pelos usos preponderantes mais restritivos da água, atuais e pretendidos, e determinando que

(...) nas bacias hidrográficas em que a condição de qualidade dos corpos de água esteja em desacordo com os usos preponderantes pretendidos, deverão ser estabelecidas metas obrigatórias, intermediárias e final, de melhoria da qualidade da água para efetivação dos respectivos enquadramentos, excetuados nos parâmetros que excedam aos limites devido às condições naturais.

Em relação às perspectivas futuras para a água no Brasil, deve-se rever a falsa concepção de abundância hídrica em nosso território, que estabeleceu a cultura do desperdício, a carência de investimentos em tratamento de esgotos para preservar a qualidade dos rios e a cultura da água gratuita.

Com o crescente desenvolvimento da ciência e tecnologia, em passos cada vez mais céleres, é necessária a conscientização sobre os perigos potenci-

ais que podem representar as novas substâncias e os produtos decorrentes dos processos de manipulação genética, com a geração de espécies transgênicas.

Em decorrência da importância de se conhecer cada vez mais as condições de especiação das substâncias, com capacidade de formar espécies altamente tóxicas, como o caso do metilmercúrio, que é significativamente mais tóxico que suas formas inorgânicas, faz-se necessário incluir o tema na legislação ambiental, que falha ao estabelecer critérios não científicos para os limites máximos de contaminantes na biosfera, principalmente nos corpos de água.

Que todo o conhecimento e conscientização obtidos sobre a necessidade de se conservar e utilizar racionalmente os recursos hídricos sejam motivos de fortes campanhas de esclarecimento da população mundial, pois a água é um dos bens mais preciosos que temos; a água é o berço da vida.

Diante destes fatos evidentes, e com a certeza de que existem outros mais, fica a preocupação de como fazer o controle da qualidade das águas, o qual exige processos sempre mais elaborados, além da necessidade de elaborar métodos analíticos sempre mais apurados para detecção de formas de contaminação especiadas. Também fica a questão dos custos que crescem mais ainda para tratar águas que vêm sendo contaminadas com substâncias mais complexas e tóxicas e com possibilidade de causar sérios problemas para a saúde dos humanos, até com implicações de natureza mutagênica, por exemplo.

Referências bibliográficas

ALZIEU, C. Tributyltin: case study of a chronic contaminant in the coastal environment. **Ocean & Coastal Management**, Lausanne, v. 40, n. 1, p. 23-36, 1998.

ANDREOLI, C. V.; HOPPEN, C.; FERREIRA, A. C. Avaliação dos níveis de agrotóxicos na água de abastecimento nas regiões de Curitiba e Londrina. **SANARE - Revista Técnica da Sanepar**, Curitiba, v. 12, n. 12, jul./dez. 1999. Disponível em: <www.sanepar.com.br>. Acesso em: 7 jan. 2005.

AZEVEDO, Débora de A.; GERCHON, Elaine; REIS, Éderson O. dos. Monitoring of pesticides and polycyclic aromatic hydrocarbons in water from Paraíba do Sul River, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, São Paulo, v. 15, n. 2, p. 292-299, mar./abr. 2004.

BARBIÉRI, R. S. et al. Thermal analysis of new dimethyltin compounds with glycine and *dl*-valine. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, Dordrecht, v. 79, n. 2, p. 255-258, jan. 2005a.

BARBIÉRI, Roberto S. et al. Síntese e caracterização de um novo composto entre hidreto de trifenilestanho e ácido *dl*-mandélico e avaliação de seu potencial biocida sobre o fungo *Fusarium oxysporum f.sp. cubense*. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 30, n. 3, p. 467-473, maio/jun. 2005b.

BARBIÉRI, Roberto Santos et. al. Síntese, caracterização e estudo da atividade biológica de $[SnPh_2L_2]$ $\{L = MeOC_6H_4CH(OH)COO\}$ sobre *Fusarium oxysporum f.sp. cubense* e *Phytophthora capsici*. **Revista Científica da FAMINAS**, Muriaé, v. 1. n. 1, p. 21-31, jan./abr. 2005b.

BARRA, Cristina Maria; SANTOS, Margarida M. Correia dos. Speciation of inorganic arsenic in natural waters by square-wave cathodic stripping voltametry. **Electroanalysis**, Weinheim, v. 13, n. 13, p. 1098-1104, set. 2001.

BENN, F. R.; McAULIFFE, C. A. **Química e poluição**. Rio de Janeiro: LTC, São Paulo: EDUSP, 1981.

BRANCO, S. M. **Poluição: a morte de nossos rios**. 2. ed. São Paulo: ASCETESP, 1983.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 20 - Classificação das águas, de 18 de junho de 1986, **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 30 jul. 1986. Seção 1.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357 - Classificação das águas, de 17 de março de 2005, **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 31 mar. 2005. Seção 1.

BRYAN, G. W. et al. The decline of the gastropod *Nucella lapillus* around the south-west of England: evidence for the effect of tributyltin form anti-fouling paints. **Journal of Marine Biology**, London, v. 66, p. 611-640, 1986.

CALDAS, E. D. et al. Organochlorine pesticides in water, sediment, and fish of Paranoá Lake of Brasília, Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 62, n. 2, p. 199-206, feb. 1999.

CARLOS DIAS, Allan Kardec et al. Síntese e caracterização de compostos polidiorganoestanoxanos por espectroscopia Mössbauer. **Revista da Universidade Vale do Rio Verde**, Três Corações, v. 3, n. 1, p. 36-40, jan./jun. 2000.

CARLOS DIAS, Allan Kardec. Efeito biocida de alguns ácidos α -hidroxicarboxílicos e compostos organoestânicos sobre *Fusarium oxysporum f.sp. cubense* e *Phytophthora capsici*, 1999. 54 p. Dissertação (**Mestrado em Agroquímica e Agrobioquímica**) - Departamento de Química, Universidade Federal de Lavras, Lavras.

CARLOS DIAS, Allan Kardec; TERRA, Vilma Reis; BARBIÉRI, Roberto Santos. Síntese e caracterização de um novo composto entre ácido *dl*-mandélico e cloreto de trimetilestanho. **Revista da Universidade Vale do Rio Verde**, Três Corações, v. 1, n. 2, p. 113-120, jul.-dez. 1998.

DACACH, N. G. **Sistemas urbanos de água**. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 1979.

EPA. Disponível em: <<http://www.epa.gov/safewater/mcl.html>>. Acesso em: 5 jan. 2005.

EVANS, Colin J.; KARPEL, Stephen. **Organotin compounds in modern technology**. Amsterdam: Elsevier, 1985.

FEHLBERG, Lorena C. C.; LUTZ, Leonardo V.; MOREIRA, Adriana H. Agrotóxicos e seus efeitos sócio-culturais: zona rural do Valão de São Lourenço, Santa Teresa, ES, Brasil. **Natureza on line**, Santa Teresa, v. 1, n. 2, p. 51-55, 2003. Disponível em <http://www.naturezaonline.com.br>. Acesso em: 5 fev. 2005.

FERNANDES, Thais. Transformação sexual no mar. **Ciência Hoje**, São Paulo, v. 35, n. 207, p. 34-35, ago. 2004.

FERNANDEZ, Marcos Antonio et al. Occurrence of imposex in Thais haemastona: possible evidence of environmental contamination derive from organotin compounds in Rio de Janeiro and Fortaleza, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 2, p. 463-476. mar-abr. 2002.

FLIEDNER, A. et al. Effects of the organotin pesticide azocyclotin in aquatic microcosms: Dedicated to Prof. Werner Klein on the occasion of his 60th birthday. **Chemosphere**, Amsterdam, v. 35, n. 1/2, p. 209-222, jul. 1997.

GODOI, Ana Flavia Locateli; FAVORETO, Rodrigo; SANTIAGO-SILVA; Mary. Contaminação ambiental por compostos organoestânicos. **Química Nova**, São Paulo, v. 26, n. 5, p. 708-716, set./out. 2003.

KRONIMUS, Alexander et al. Anthropogenic organic contaminants in sediments of de Lippe river, Germany. **Water Research**, Lausanne, v. 38, n. 16, p. 3473-3484, sep. 2004.

LIMA, C. A. A. O uso do modelo QUAL-2 na simulação da qualidade das águas do Rio Jacaré-Guaçú. 1997. Dissertação (**Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente**) - Universidade de São Paulo, São Carlos, SP.

LIMA, Elysio Prado de. Síntese e caracterização de composto entre cloreto de trifenilestanho e ácido *dl*-4-bromomandélico e avaliação de seu efeito biocida sobre *Escherichia coli*. 2005. 55 p. Dissertação (**Mestrado em Biotecnologia**) - Universidade Vale do Rio Verde, Três Corações.

LONGUE FILHO, Mauro et al. α -Hidroxicarboxilatos de dialquilestanho(IV). In: ENCONTRO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 3, 1993, Viçosa. **Anais...** Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 1993. p. 140.

LUIJTEN, J. G. A. Applications and biological effects of organotin compounds. In: SAWYER, Albert K. **Organotin compounds**. New York: Marcel Dekker, 1972. p. 931-974. 3 v.

MAGALHÃES, Paulo Canedo de. O custo da água gratuita. **Ciência Hoje**, São Paulo, v. 36, n. 211, p. 45-49, dez. 2004.

MAHAN, Bruce M.; MYERS, Rollie J. **Química: um curso universitário**. Trad. da 4. ed. americana. São Paulo: Edgard Blücher, 2000.

MARINS, Rozane V.; PARAQUETTI, Heloísa Helena M.; AYRES, Gisele A. Alternativa analítica para especiação físico-química de mercúrio em águas costeiras tropicais. **Química Nova**, São Paulo, v. 25, n. 3, p. 372-378, maio-jun. 2002.

MIDORIKAWA, Sayaza et al. Concentrations of organotin compounds in sediment and clams collected from coastal areas in Vietnam. **Environmental Pollution**, Lausanne, v. 131, p. 401-408, 2004.

MOREIRA, Fátima R.; MOREIRA, Josino C. A importância da análise do chumbo em plasma para a avaliação dos riscos à saúde. **Química Nova**, São Paulo, v. 27, n. 2, 251-260, mar.-abr. 2004 e referências contidas.

MOTA, S. **Preservação e conservação de recursos hídricos**. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

MÜLLER, Markus D. Comprehensive trace level determination of organotin compounds in environmental samples using high-resolution gas chromatography with flame photometric detection. **Analytical Chemistry**, Washington, v. 59, n. 4, p. 617-623, feb. 1987.

NICHOLSON, J. W. The early history of organotin chemistry. **Journal of the Chemical Education**, Washington, v. 66, n. 8, p. 621-622, aug. 1989.

OLIVEIRA, Márcia Divina et al. **Qualidade da água em corpos de água urbanos das cidades de Corumbá e Ladário e no Rio Paraguai, MS**. Circular técnica 36. Corumbá: EMBRAPA, 2002.

OMS - ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE. International Programme on Chemical Safety, Environmental health criteria 15 - Tin and organotin compounds: a preliminary review, 1980.

PELIZZATO, Francesca et al. Concentrations of organotin compounds and imposex in the gastropod *Hexaplex trunculus* from the Lagoon of Venice. **Science of the Total Environment**, Lausanne, v. 332, n. 1-3, p. 89-100, oct. 2004.

PINTO, Nelson L. de Sousa et al. **Hidrologia básica**. São Paulo: Edgard Blücher, 1976.

QUIAN, Jin. Mercury species in environmental samples studied by spectroscopic methods. 2001. 34 p. + anexos. Tese (**Doutorado em Química Analítica**) - Department of Forest Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå, Sweden.

QUN-FANG, Zhou et al. Preliminary investigation of a sensitive biomarker of organotin pollution in Chinese coastal aquatic environment and marine organisms. **Environmental Pollution**, Orlando, v. 125, n. 3, p. 301-480, oct. 2003.

RICKLEFS, Robert E. **A economia da natureza**. 5. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003.

ROCHA, Júlio César et al. Substâncias húmicas: sistema de fracionamento seqüencial por ultracentrifugação com base no tamanho molecular. **Química Nova**, São Paulo, v. 23, n. 3, p. 410-412, maio-jun. 2000.

ROCHA, Júlio César; CARDOSO, Arnaldo Alves; BARBIÉRI, Roberto Santos. Variação da demanda química de oxigênio (DQO) em mananciais do município de Araraquara-SP. Parte I - 1989. **Eclética Química**, São Paulo, v. 15, p. 63-72, 1990.

RODOLFO JÚNIOR, Antonio; NUNES, Luciano Rodrigues; ORMANJI, Wagner. **Tecnologia do PVC**. São Paulo: ProEditores / Braskem, 2002.

SANTOS, M. M. et al. Imposex and butyltin contamination off the Oporto Coast (NW Portugal): a possible effect of the discharge of dredged material. **Environment International**, Orlando, v. 30, n. 6, p. 793-798, aug. 2004.

SCHMALTZ, Magda Aparecida de Carvalho. Qualidade e disponibilidade de água: efeitos, conseqüências da tecnologia e avaliação de padrões de qualidade. 2005. 126 p. Dissertação (**Mestrado em Biotecnologia**) - Universidade Vale do Rio Verde, Três Corações.

SCHULTE-OEHLMANN, U. et al. Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails (Mollusca: Gastropoda) in the Laboratory. Part II: triphenyltin as xenandrogen. **Ecotoxicology**, New York, v. 9, p. 399-412, 2000.

SHIKLOMANOV, I. disponível em: <http://webworld.unesco.org/water/ihp/db/shiklomanov/part'2/_Read'me.html>. Acesso em: 18 out. 2004.

SHIKLOMANOV, I. World water resources: a new appraisal and assessment for the 21st century. IHP, Unesco, 1998. 32p. Apud: TUNDISI, José Galizia. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMa, 2003.

SODRÉ, Fernando F.; PERALTA-ZAMORA, Patrício G.; GRASSI, Marco T. Digestão fotoquímica, assistida por microondas, de águas naturais: aplicação em estudos de partição e especiação do cobre. **Química Nova**, São Paulo, v. 27, n. 5, 695-700, set.-out. 2004.

TERRA, Vilma Reis et al. Síntese e caracterização de compostos diorganoestânicos com ácido dl-mandélico. **Eclética Química**, São Paulo, v. 23, p. 17-30, 1998.

TERRA, Vilma Reis et al. Thermal analyses of diorganotin *dl*-mandelates. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, Budapest, v. 67, p. 453-458, 2002.

TERRA, Vilma Reis. Compostos organoestânicos com ácidos α -hidroxicarboxílicos e α -aminoácidos. 1997. 109 p. Tese (**Doutorado em Ciências - Química**) - Departamento de Química, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

TUNDISI, José Galizia. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMa, 2003. 248 p.

van der KERK; G. J. M.; LUIJTEN, J. G. A. Organotin compounds. III. Biocidal properties of organotin compounds. **Journal of the Applied Chemistry**, London, v. 4, n. 4, p. 314-321, apr. 1954.

WHITE, J. S.; TOBIN, J. M.; COONEY, J. J. Organotin compounds and their interactions with microorganisms. **Canadian Journal Microbiology**, Ottawa, v. 45, n. 7, p. 541-554, jul. 1999.

YOUNG, Alvin L. **TCDD biomonitoring and exposure to agent orange: still the gold standard**. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1065/espr2004.05.200>>. Acesso em: 6 jan. 2005.