

**CONTAMINAÇÃO DOS MANANCIAIS POR
MICROPOLUENTES E A PRECÁRIA REMOÇÃO
DESSES CONTAMINANTES NOS TRATAMENTOS
CONVENCIONAIS DE ÁGUA PARA POTABILIZAÇÃO**

**CONTAMINATION OF WATER SOURCES BY
MICROPOLLUTANTS AND THE LOW REMOVAL
OF THESE CONTAMINANTS IN CONVENTIONAL
DRINKING WATER TREATMENT**

ALEXANDRA FÁTIMA SARAIVA SOARES

Analista

Ministério Público do Estado de Minas Gerais, Brasil

alexandra@mpmg.mp.br

MÔNICA MARIA DINIZ LEÃO

Professora

Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil

monica@desa.ufmg.br

RESUMO: Os micropoluentes emergentes são compostos que apresentam potencial danoso ao meio ambiente e à saúde, mesmo em baixas concentrações. Essas substâncias se denominam “emergentes” porque apenas com o desenvolvimento recente de técnicas analíticas complexas/sensíveis foi possível detectá-los e quantificá-los nas águas. Os micropoluentes são um novo desafio para a comunidade científica, que vem conduzindo pesquisas em nível mundial para subsidiar o desenvolvimento de padrões de qualidade ambiental e consumo humano. O lançamento de esgotos sanitários e es-

coamento superficial em áreas agrícolas, que utilizam agrotóxicos, correspondem a importantes vias de introdução de micropoluentes nas águas. No Brasil, os monitoramentos de micropoluentes em esgotos e águas ainda são incipientes. As técnicas de tratamento biológico de esgotos, especialmente as anaeróbias, não são eficientes para remover esses micropoluentes. Corpos d'água contaminados podem se tornar mananciais de abastecimento público, e as técnicas convencionais de tratamento para a potabilização da água também são inadequadas para propiciar a remoção desses contaminantes.

PALAVRAS-CHAVE: contaminação de águas; agrotóxico; micropolvente; tratamento convencional de água.

ABSTRACT: Emergent micropollutants are compounds that present hazardous potential to environment and health, even in low concentrations. These substances are named “emerging” because only after the recent development of complex/sensitive analytical techniques it was possible to detect and quantify these contaminants in water. Micropollutants are at present a new challenge to scientific community, now leading researches worldwide to provide environment and drinking water quality standards. Sewerage discharges and runoff in agricultural areas are important ways of introduction of micropollutants in waters. Micropollutants monitoring in sewerage and water is still incipient in Brazil. Contaminated water bodies can become water sources for public supply and conventional drinking water treatment are also inadequate to remove these micropollutants.

KEY WORDS: contamination of water; pesticide; micropollutant; conventional drinking water treatment.

SUMÁRIO: 1. Introdução. 2. Fontes de micropoluentes nas águas. 2.1. Agrotóxicos. 2.2. Esgotos. 3. Eficiência dos tratamentos de água para potabilização na remoção de micropoluentes. 4. Legislação de potabilidade da água (Brasil e outros países). 4.1. Brasil. 4.2. Estados Unidos. 4.3. Canadá. 4.4. Comunidade Européia. 4.5. Valores Guias (OMS) e padrões de potabilidade (VMP) referentes a agrotóxicos para Brasil, Austrália, Argentina, Canadá, Chile, EUA, Nova Zelândia, Uruguai e Venezuela. 5. Considerações finais. 6. Referências.

1. Introdução

A cada dia nossos recursos hídricos tornam-se menos disponíveis e os mananciais para abastecimento público mais escassos e contaminados. A consciência da preservação do meio ambiente saudável constitui-se uma das premissas básicas para a qualidade de vida. A preservação dos recursos naturais é imprescindível para a vida da geração de hoje e das futuras.

A água é um elemento vital da sociedade, da biodiversidade e um recurso de valor econômico para o desenvolvimento. Trata-se de matéria-prima que tende a escassear tanto em quantidade, quanto em qualidade, tornando-se, portanto, cada vez mais onerosa. A disponibilidade da água constitui um dos fatores mais importantes para a definição dos ecossistemas. É fundamental que os recursos hídricos apresentem condições físicas e químicas adequadas para serem utilizados pelos organismos vivos. A água deve conter substâncias essenciais à vida e estar isenta de outras que possam produzir efeitos deletérios aos organismos que compõem as cadeias alimentares (BRAGA et al, 2002).

Nesse contexto, a disponibilidade de água significa não somente quantidade adequada, mas também qualidade satisfatória para atender a uma determinada biota.

No Brasil, considera-se potável a água que atenda aos requisitos estabelecidos na Portaria do Ministério da Saúde nº 2.914/2011. No entanto, essa norma relaciona poucos parâmetros denominados “micropoluentes” ou “contaminantes emergentes”. Tais substâncias chamam-se “emergentes” porque apenas com o desenvolvimento recente de técnicas analíticas complexas e sensíveis foi possível detectar e quantificar esses contaminantes nas águas, onde ocorrem em baixas concentrações, na ordem de microgramas ou nanogramas por litro ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ou $\text{ng} \cdot \text{L}^{-1}$).

Assim, é possível que uma água considerada potável apresente contaminação por substâncias ainda não legisladas, as quais, todavia, podem ser potencialmente nocivas ao ecossistema aquático e à saúde.

de humana. Exemplos desses contaminantes são os agrotóxicos, amplamente utilizados nas lavouras brasileiras e mineiras, os fármacos (medicamentos), os hormônios, os parasitas de veiculação hídrica e príons, os compostos químicos presentes em produtos de higiene pessoal, de limpeza, e outros diversos produtos químicos.

Na Europa, não há lista taxativa dos agrotóxicos que devem ser monitorados na água potável. Os parâmetros e respectivos valores são referidos na diretiva Drinking Water Directive 98/83/EC (COUNCIL DIRECTIVE, 1998), que se baseia nos guias da Organização Mundial de Saúde (OMS) e na opinião de um Comitê Científico Europeu (European Commission's Scientific Advisory Committee). Essa diretiva contempla 26 parâmetros químicos, incluindo “agrotóxicos” e “agrotóxico total”, 20 indicadores e 4 parâmetros microbiológicos. Os Estados-membros, não sendo menos rigorosos, podem seguir os preceitos desta diretiva para estabelecer seus próprios padrões de qualidade. No que concerne aos agrotóxicos, a Diretiva 98/83 estabelece os parâmetros: agrotóxico e agrotóxico total, sendo os valores máximos permitidos (VMP), respectivamente, 0,10 e 0,50 mg.^{L-1}. Assim, para cada substância, individualmente, a concentração máxima permitida é de 0,10 mg.^{L-1}, à exceção do aldrin, dieldrin, heptachlor e heptachlor epóxido, cujo VMP é de 0,030 mg.^{L-1}. Para o parâmetro agrotóxico total, a soma das concentrações de todas as substâncias detectadas na água deve ser inferior a 0,50 mg.^{L-1} (COUNCIL DIRECTIVE, 1998).

A presença de contaminantes emergentes (micropoluentes) em sistemas hídricos tem sido objeto de estudos em diversas partes do mundo, onde se discutem os critérios para regulamentação (IAREN, 2012). Depara-se, ainda, com as dificuldades encontradas nas análises laboratoriais, que representam obstáculos para a detecção e para o estabelecimento de padrões.

A introdução contínua dessas substâncias persistentes nos ecossistemas aquáticos é uma das causas de deterioração da qualidade das águas destinadas ao abastecimento público. Estudos revelam que muitos micropoluentes são resistentes ao tratamento convencional de esgotos e de águas para potabilização (RAHMAN et al, 2009; CLARA et al, 2012; LUO et al, 2014).

Quanto às águas superficiais em Minas Gerais, há que se destacar a deliberação normativa que regulamenta a qualidade dessas águas e o lançamento de efluentes nos corpos d'água no estado (DN Conjunta COPAM/CERH 01/2008). Essa norma estabeleceu arbitrariamente¹ padrões menos rigorosos para o lançamento de esgotos sanitários em cursos d'água, sendo menos exigente do que a norma anterior (DN COPAM 10/1986) e contrapondo-se, conforme Garcia et al. (2005), pelo menos, aos princípios da prevenção e da motivação², bem como à regra do não retorno da concretização ou do não retrocesso social, fundada no princípio da confiança inerente ao Estado de Direito. De acordo com essa regra, não é possível mutilar, pura e simplesmente, as normas legais e concretizadoras, suprimindo os direitos derivados a prestações, porque mutilá-las significaria retirar eficácia jurídica às correspondentes normas constitucionais, no caso o art. 225 da CR/88.

Atualmente, são exigidas menores remoções de matéria orgânica, expressa em termos de DBO³ e DQO⁴, nas estações de tratamento de esgotos domésticos (ou sanitários), e não há limite para o lançamento de nitrogênio amoniacal, quanto a esses efluentes (SOARES et al, 2008).

Isso se contrapõe aos instrumentos, aos objetivos e aos fundamentos da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/1997), ao permitir a alteração do enquadramento do curso d'água (na zona de mistura) e ao não estabelecer uma extensão máxima, em função das características dos corpos d'água receptores, para que isso ocorra.

¹ De acordo com Garcia *et al.* (2005) a “arbitrariedade é desprovida de motivação ou os motivos expostos são inexistentes ou insuficientes”.

² Celso Antônio Bandeira de Mello (2000) define o motivo como “a situação de direito ou de fato que autoriza ou exige a prática do ato”. Garcia *et al.* (2005) mencionam que “nas relações de direito administrativo, ou melhor, na prática de atos administrativos o motivo se reveste de especial importância, devendo ser estritamente legal, sempre assentado no interesse público. Isto porque, a Administração Pública não gera negócios próprios, mas representa interesse de terceiros – o povo.”

³ DBO: demanda bioquímica de oxigênio (matéria orgânica biodegradável).

⁴ DQO: demanda química de oxigênio (matéria orgânica: inclui a fração biodegradável e a não biodegradável).

Tal fato pode comprometer os usos múltiplos das águas de usuários situados a jusante do lançamento, na extensão da zona de mistura.

Assim, a referida deliberação normativa permitiu que as estações de tratamento de esgotos sanitários pudessem ser menos eficientes, acarretando lançamento de efluentes com maior concentração de poluentes orgânicos nos corpos d'água. Dessa maneira, nossos cursos de água recebem legalmente maior concentração de matéria orgânica, nitrogênio amoniacal e diversos micropoluentes, oriundos dos esgotos.

Em Minas Gerais, encontra-se em vigor a lei de proteção dos mananciais (Lei nº 10.793/1992), que veda a instalação, nas bacias de mananciais, de empreendimentos que comprometam os padrões mínimos de qualidade das águas, tais como indústrias químicas, estabelecimentos hospitalares, cemitérios, aterros sanitários, parcelamento de solo e atividade agropecuária intensiva com agrotóxicos e produtos veterinários em doses maciças. No entanto, essa legislação abrange apenas os mananciais enquadrados na Classe Especial e na Classe 1. O art. 1º da mencionada lei estadual define assim o termo manancial:

Art. 1º Ficam considerados mananciais, para os efeitos desta lei, aqueles situados a montante do ponto de captação previsto ou existente, cujas águas estejam ou venham a estar classificadas na Classe Especial e na Classe 1 [...].

Outra legislação que merece destaque na proteção dos mananciais é o Código Florestal (Lei nº 12.651/2012). Esse dispositivo jurídico estabelece, em seu art. 4º, faixas marginais mínimas ao longo dos cursos d'água, preservação da vegetação em encostas e topos de morros, entre outras áreas, consideradas de preservação permanente. Segundo o Código Florestal, as faixas de mata ciliar variam de 30 a 500 metros em função da largura dos cursos de água. No artigo 3º, inciso II, essa lei define a área de preservação permanente como

[...] área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a *função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem,*

a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, *proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas.* (grifo nosso).

Isso se justifica porque a vegetação ciliar, entre outras funções, auxilia na retenção do solo, assim como de nutrientes e poluentes que seriam carregados para as águas superficiais.

No que se refere aos corpos de água que podem receber esgotos, o legislador preocupou-se em não permitir lançamento de efluentes nas águas enquadradas na Classe Especial, mas todas as demais podem ser corpos de água receptores e, mais adiante, podem ser mananciais de abastecimento público. Nesse aspecto dispõe a DN Conjunta COPAM/CERH 01/2008:

Art. 27. Nas águas de *classe especial* é vedado o lançamento de efluentes ou disposição de resíduos domésticos, agropecuários, de aquicultura, industriais e de quaisquer outras fontes de poluição, mesmo que tratados.

§ 1º *Nas demais classes de água, o lançamento de efluentes deverá, simultaneamente:*

I - atender às condições e padrões de lançamento de efluentes;

II - não ocasionar a ultrapassagem das condições e padrões de qualidade de água, estabelecidos para as respectivas classes, nas condições da vazão de referência; e

III - atender a outras exigências aplicáveis, especialmente aquelas estabelecidas nos planos de recursos hídricos. (grifo nosso).

Há que se destacar que os métodos biológicos de tratamento de esgotos, especialmente os anaeróbios, não são eficientes na remoção dos contaminantes emergentes (CLARA et al, 2012; QIANG et al, 2013).

Cabe esclarecer ainda que as tecnologias de tratamento para potabilização de água, normalmente utilizadas no país, também não são adequadas para promover a remoção de micropoluentes. O método convencional para tratamento de águas de abastecimento, também

denominado de “ciclo completo”, que inclui as etapas de coagulação e floculação, constitui a técnica mais complexa dentre as que são atualmente adotadas no país e não remove, de forma eficiente, uma série de micropoluentes orgânicos, tais como agrotóxicos, fármacos, produtos de higiene pessoal e outros.

Portanto, nossos mananciais estão cada vez mais contaminados, e a água distribuída à população é submetida a tratamento ineficiente para remoção de micropoluentes.

A norma de potabilidade também é restrita, no que concerne ao estabelecimento de padrões para esses contaminantes. Assim, a água pode atender aos requisitos da portaria de potabilidade, isto é, ser considerada potável, e não estar isenta de substâncias maléficas à saúde.

Diante do exposto, o objetivo geral deste trabalho é apresentar a vulnerabilidade à contaminação das águas, especialmente as superficiais, que podem se tornar mananciais de abastecimento público, e a limitação dos métodos convencionais para a potabilização da água.

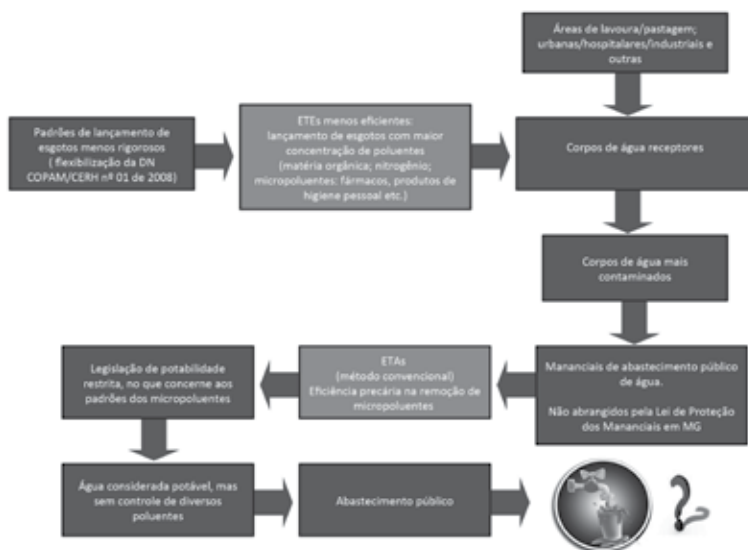


Figura 1. Rota de contaminação das águas de abastecimento público.

A figura 1 apresenta, de forma esquemática, o cenário que aqui se pretende demonstrar, indicando a rota de contaminação das águas de abastecimento público.

2. Fontes de micropoluentes nas águas

As fontes de micropoluentes em ambientes aquáticos são diversas, e muitos desses contaminantes se originam de produtos industrializados. A tabela 1 apresenta algumas fontes de micropoluentes nos ambientes aquáticos.

Tabela 1. Fontes de micropoluentes em ambientes aquáticos

Categoria	Subclasse importante	Principais fontes	Observações
Fármacos	Drogas (anti-inflamatórios, anticonvulsivos, antibióticos, estimulantes, analgésicos e outros)	Esgotos domésticos, efluentes de hospital, escoamento CAC*, aquicultura	
Produtos de cuidado pessoal	Fragrâncias, desinfetantes, filtros solares, repelentes de insetos e outros	Esgotos domésticos	Fontes que não são exclusivas para categorias individuais incluem: efluentes industriais (provenientes de descargas de produtos manufaturados) e lixiviado de aterro (proveniente da disposição inadequada dos resíduos)
Hormônios esteroides	Estrogênios	Esgoto doméstico, escoamento CAC	
Surfactantes	Surfactantes não iônicos	Esgoto doméstico, efluente industrial	
Químicos industriais	Retardantes de chama	Esgoto doméstico, efluentes industriais	
Agrotóxicos	Inseticidas, herbicidas, fungicidas e outros	Esgoto doméstico, escoamento superficial em áreas agrícolas	

*CAC: Criadouros de animais confinados.

Fonte: Luo *et al.* (2014)

Mais de 100 compostos químicos sintéticos são utilizados em uma grande variedade de produtos de uso doméstico, industrial e agrícola, e atingem as águas superficiais por lançamento de águas residuárias ou carreamento (escoamento superficial) em áreas agrícolas, com aplicação de agrotóxicos. Para substâncias lipofílicas, as rotas possíveis são: (a) a substância é mineralizada a dióxido de carbono e água; (b) a substância lipofílica é pouco ou lentamente degradável; assim, parte da substância é retida no lodo das estações de tratamento; (c) a substância é metabolizada a uma forma hidrofílica, mas ainda persistente, atingindo o ambiente aquático (HALLING-SORENSEN et al, 1998). Geralmente, substâncias hidrofóbicas – caracterizadas por baixa solubilidade em água e alto coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}) – são detectadas em teores elevados em amostras de sólidos (base seca), e compostos hidrofílicos (alta solubilidade e baixo K_{ow}) apresentam baixa concentração em sólidos e teores mais elevados após o tratamento (STACKELBERG et al, 2007).

Em 2001, a União Européia elegeu 33 compostos orgânicos como prioritários no controle de poluição das águas, sendo 16 agrotóxicos. Desde então, vários projetos vêm buscando alternativas de atendimento dos padrões de qualidade de água para esses compostos, cada vez mais restritivos (EUROPEAN UNION, 2001). Atualmente, a ocorrência de micropoluentes no ambiente tem sido avaliada em termos de suas concentrações em diferentes tipos de água, incluindo esgoto doméstico, efluente industrial, água superficial, água subterrânea e água potável (LUO et al, 2014).

2.1. Agrotóxicos

Os agrotóxicos são substâncias sintetizadas artificialmente para combater pragas, doenças e plantas daninhas, a fim de garantir uma elevada produção agrícola e reduzir as perdas pós-colheita. Esses compostos vêm sendo usados extensamente em todo o mundo, e, por conseguinte, a contaminação por agrotóxicos constitui um problema de poluição em escala global.

O mercado de agrotóxicos tem característica de oligopólio. Em 2007, de acordo com Londres (2011), seis empresas concentravam

86% das vendas mundiais desses produtos. Muitas fábricas de agrotóxicos estão situadas em países em desenvolvimento, como China e Índia, embora a indústria química europeia continue contribuindo com grande parcela do suprimento brasileiro. Entre 2001 e 2008, o Brasil ocupou a posição de maior consumidor mundial de agrotóxicos, sendo o maior importador mundial de insumos, que depois são transformados em agroquímicos (ANVISA, 2011). Muitos estados brasileiros (MG, SP, PE, PR, ES, CE e RJ)⁵ possuem políticas de incentivo à comercialização desses agroquímicos, com reduções significativas de Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Prestação de Serviços (ICMS), que podem alcançar, em determinadas épocas ou períodos, 100% (SOARES, 2011).

De acordo com o Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Agrícola (SINDAG), trata-se de um setor em expansão no país, como revelam os dados da figura 2, que demonstram a evolução das vendas no período de 2005 a 2011 (SINDAG, 2011).

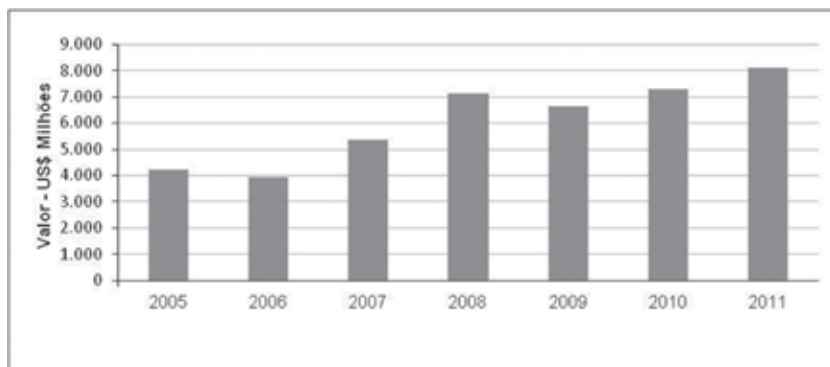


Figura 2. Evolução das vendas de agrotóxicos no Brasil (2005 a 2011).

Fonte: SINDAG (2011).

Nos Estados Unidos, existem mais de 17.000 agrotóxicos registrados e cerca de 800 ingredientes ativos relacionados a esses produ-

⁵ (MG) Decreto nº 43.080/02; (SP) Decreto nº 45.490/00; (PE) Decreto nº 14.876/91; (PR) Decreto nº 1.908/07; (ES) Decreto nº 1.090/02; (CE) Decreto nº 13.640/97; (RJ) Decreto nº 45.490/00.

tos (USEPA, 2010). No Brasil, em 2011 estavam autorizados 1.458 produtos formulados e 366 ingredientes ativos (LONDRES, *op. cit.*). Esses produtos são divididos em classes, sendo as três mais importantes constituídas pelos herbicidas, fungicidas e inseticidas. No entanto, existem outras, que, embora quantitativamente menos importantes, apresentam grande contribuição no cômputo geral.

Acerca do movimento dos agrotóxicos na atmosfera, as preocupações aumentaram durante os anos de 1970 e 1980. Transporte e redeposição de agrotóxicos podem ocorrer a longas distâncias por movimentos atmosféricos. Exemplo disso foi a constatação de agrotóxicos organoclorados, principalmente endosulfan α e dieldrin, em neblinas sobre o oceano no noroeste do Canadá e na neve do Ártico, relatada nos trabalhos desenvolvidos por Gregor e Gummer (1989); e Schomburg e Glotfelty (1991) *apud* Van der Werf (1996), respectivamente. Assim, a contaminação do ambiente por agrotóxicos deve ser analisada globalmente, uma vez que não se trata de poluição pontual.

A perda sazonal total em escoamento superficial por aplicação do agrotóxico no solo-superfície, de acordo com estudos de Leonard (1990) e Schiavon *et al.* (1995), é de cerca de 2% da aplicação e raramente excede 5-10% do total aplicado. Já a fração removida por lixiviação é geralmente ainda menor do que esses valores, segundo pesquisas desenvolvidas por Schiavon *et al.* (1995) e Taylor e Spencer (1990). Por outro lado, perdas por volatilização de 80-90%, em razão da pressão de vapor dos compostos, têm sido mensuradas em poucos dias após a aplicação (GLOTFELTY *et al.*, 1984 *apud* VAN DER WERF, 1996; TAYLOR; SPENCER, 1990). No entanto, cabe ressaltar que tais perdas/dispersões dependem de fatores ambientais da região onde o agrotóxico é aplicado, tais como clima, relevo, características e manejo do solo, velocidade dos ventos, quantidade de precipitações pluviais e propriedades dos agrotóxicos.

Saliente-se que as características dos solos interferem direta e indiretamente no comportamento dessas substâncias no ambiente. Dessa forma, a quantidade de matéria orgânica, a textura e a granulometria, que resultam na porosidade de um solo, constituem fatores de importância na determinação do comportamento dos agentes contaminantes no ambiente (SOARES, 2011). Grande parte

dos agrotóxicos pode ser sorvida pelo material orgânico do solo, impedindo que atinjam o lençol freático por percolação. No entanto, essas substâncias, por ocasião das precipitações pluviais, podem atingir as águas superficiais, se esse solo contaminado for carregado pelo escoamento superficial (KHAN, 1980).

A contaminação da água por agrotóxicos pode ocorrer diretamente pela deriva das pulverizações aéreas, por meio da erosão dos solos contaminados, pelo escoamento superficial (*runoff*), pela lixiviação e ainda pelo descarte e lavagem de tanques e embalagens de produtos (VAN DER WERF, 1996; PIMENTEL, 1995; HOLVOET et al, 2007). Quando os agrotóxicos atingem o ambiente aquático, são expostos a diferentes processos físicos, químicos e microbiológicos. De acordo com Holvoet *et al.* (2007), dois processos apresentam maior impacto no destino dos agrotóxicos no ambiente – sorção/dessorção e biodegradação. Ambos são fortemente influenciados pela presença da camada de sedimento no corpo d'água. Há ainda que se destacar a importância de considerar a meia-vida das substâncias na avaliação do comportamento (persistência) delas no ambiente.

Estudo concluído no final de 2011, realizado em sub-bacia hidrográfica ao norte de Manhuaçu (MG), constatou a presença de agrotóxicos, principalmente dos grupos químicos organoclorado, organofosforado, piretróide, triazol e carbamato, nas águas superficiais (SOARES, 2011). A ocorrência de agrotóxicos foi mais representativa no período chuvoso, concordando com os estudos que antecederam as análises laboratoriais.

Na sub-bacia inserida em Manhuaçu, selecionada a partir de recursos de geoprocessamento e estudos de avaliação de risco, foram detectados 24 agrotóxicos distintos e analisadas 40 amostras de água. Constatou-se a presença de agrotóxicos em 67% das amostras coletadas no período de chuvas e 21% das amostras coletadas no período de estiagem, indicando que a qualidade da água está relacionada com a sazonalidade. Agrotóxicos com uso proibido no Brasil – tais como os organoclorados: DDT, heptachlor, metolachlor e mirex – foram detectados nas águas. Esse fato pode ser justificado pela persistência de até 17 anos desses compostos no ambiente – degradação do DDT no solo (meia-vida típica) em condições aeróbias,

conforme IUPAC (2011) – e transporte por escoamento superficial. As concentrações detectadas foram inferiores a $0,05 \mu\text{g.L}^{-1}$. Muitos dos agrotóxicos detectados qualitativamente nas águas da sub-bacia ao norte de Manhuaçu não estão preconizados na legislação brasileira de potabilidade, tais como: bifenthrin, cyfluthrin, deltamethrin, fenpropathrin, fenvalerate, L-cyhalothrin, mirex, pirimiphos, amethrin, epoxiconazole, ethion, flutriafol, pirimicarb, pirimiphos, propargite e temephos (SOARES et al, 2013).

A pesquisa realizada em Manhuaçu (MG) também reforça a importância da manutenção da vegetação das áreas de preservação permanente (APP), estabelecidas no Código Florestal brasileiro, para diminuir a contaminação das águas. Essas áreas de preservação reduzem o transporte do agrotóxico associado ao solo (escoamento superficial), que revelou ser a principal causa de contaminação das águas na região de estudo (SOARES et al, 2012).

2.2. Esgotos

O lançamento de esgotos provenientes de estações de tratamento biológico nas águas superficiais (córregos, rios, etc.) é considerado a principal fonte de micropoluentes no ambiente aquático (KASPRZYK-HORDERN et al, 2009). Quando introduzidos nos corpos d'água, os micropoluentes estão sujeitos a vários processos de atenuação natural, tais como diluição, sorção em sólidos suspensos e sedimentos, fotólise direta e indireta e degradação aeróbia (PAL et al, 2010).

Quando os compostos farmacêuticos presentes nos esgotos são lançados no corpo d'água, sua concentração pode reduzir em níveis de, pelo menos, uma ordem de magnitude, por causa da diluição (GROS et al, 2007). Gómez *et al.* (2012) relatam que a atenuação natural dos produtos de cuidado pessoal resulta, mais provavelmente, da diluição da água do rio ou da sorção dos compostos em sólidos presentes no ambiente aquático do que da degradação propriamente dita.

Dessa forma, o aumento da ocorrência dos níveis de micropoluentes durante a estação seca e a significativa redução durante a estação chuvosa têm sido relatados nos trabalhos científicos (WANG et al, 2011, LUO et al, 2014). Esse fato pode ser devido à biodegrada-

ção dos fármacos em temperatura mais elevada e ao aumento da diluição dos compostos nos períodos chuvosos. No entanto, cabe destacar que as precipitações podem carrear micropoluentes para as águas superficiais.

Luo *et al.* (2014), comparando a ocorrência de micropoluentes nas águas superficiais de diferentes países, relataram que, em geral, a poluição de contaminantes emergentes nos corpos de água das regiões densamente povoadas é maior, por causa do uso massivo desses contaminantes pela população e pela consequente composição dos esgotos domésticos.

A ocorrência de micropoluentes nas estações de tratamento de esgotos varia de modo significativo no tempo e no espaço, em razão de inúmeros fatores, como a produção, os hábitos de consumo de produtos, o metabolismo (taxa de excreção), o consumo de água *per capita*, a persistência ambiental dos produtos e a eficiência dos processos de tratamento de efluentes (JELIC *et al.*, 2012; PETROVIC *et al.*, 2009).

O uso/consumo de produtos com micropoluentes determina a variedade e a quantidade dos contaminantes que alcançam as estações de tratamento (CHOI *et al.*, 2008). Zhang *et al.* (2008) indicaram que o consumo *per capita* anual de drogas (fármacos) no mundo é cerca de 15 g e que países desenvolvidos consomem em torno de três a dez vezes mais (45 a 150 g). Daí se pode esperar que os esgotos brutos nos países desenvolvidos apresentem maior concentração desses contaminantes.

Fármacos ingeridos oralmente, contendo contaminantes potenciais, são metabolizados no corpo humano e consequentemente excretados por via de urina e fezes. A elevada taxa de excreção e o uso intensivo desses compostos exercem papel determinante na introdução de fármacos nos esgotos domésticos. Também condições climáticas podem interferir na prevalência de determinadas doenças, no consumo de medicamentos e na composição dos efluentes. Outros importantes fatores são as chuvas, as temperaturas e a incidência solar, porque interferem na diluição e na degradação dos compostos nas águas (KASPRZYK-HORDERN *et al.*, 2009).

Estações de tratamento de esgotos são projetadas para controlar inúmeros poluentes, tais como partículas, substâncias carbonáceas, nutrientes e patógenos. Se, por um lado, essas substâncias podem ser eficientemente e consistentemente eliminadas, por outro a remoção de micropoluentes é em geral insuficiente (LUO et al, 2014).

Um processo de tratamento primário, secundário e um opcional tratamento terciário podem ser empregados nas estações de tratamento de esgotos. Os tratamentos terciários são comumente utilizados na produção de uma melhor qualidade do efluente tratado para atender a determinados propósitos, como reuso da água, e estão sempre associados a elevados custos de tratamento.

Sólidos suspensos são removidos pelos processos de tratamento primário. No entanto, esses processos são ineficientes na remoção da maioria dos micropoluentes (CARBALLA et al, 2005). A remoção de micropoluentes é feita principalmente por sorção no lodo primário, porque a distribuição de um composto na camada orgânica (lipofílica) é um meio predominante de sorção (TERNES et al, 2004).

No tratamento secundário, micropoluentes estão sujeitos a diversos processos, como dispersão, diluição, partição, biodegradação e transformação abiótica. A remoção total durante o tratamento secundário normalmente se refere às perdas de um composto original por diferentes mecanismos de transformação química e física, biodegradação, sorção em sólidos. Biodegradação/biotransformação e sorção são os dois mecanismos mais representativos na remoção de micropoluentes, durante o tratamento biológico (JELIC et al, 2012). Nessa etapa os micropoluentes são degradados biologicamente, e a degradação parcial resulta em alguns casos na geração de subprodutos. No caso dos fármacos, ainda que os compostos pertençam ao mesmo grupo terapêutico (antibióticos, anticonvulsivos, etc.), suas degradabilidades podem apresentar grandes variações. Sorção de micropoluentes ocorrem principalmente por absorção e adsorção, envolvendo as interações eletrostáticas dos grupos positivamente carregados com as superfícies negativamente carregadas dos micro-organismos e do lodo (TERNES et al, 2004). Camacho-Muñoz *et al.* (2012) relatam que, em geral, os compostos que tendem a ser sorvidos em sólidos são mais bem eliminados pelo tratamento com

lodos ativados do que por tratamentos secundários de baixo custo, tais como sistemas anaeróbios, filtros biológicos e *wetland*. Isso pode ser devido à biodegradação, sob aeração forçada, durante os tratamentos biológicos convencionais, juntamente com uma sorção estimulada por grandes quantidades de lodo gerado em sistemas de tratamento denominados “lodos ativados”.

Em estações de tratamento de esgotos de 14 diferentes países ou regiões, os resultados de estudos para avaliação de vários micropoluentes demonstraram remoções em diferentes níveis (12,5% a 100%), até mesmo para compostos pertencentes a uma igual classe de uso (agrotóxicos, fármacos, produtos de cuidado pessoal e hormônios). Em geral, essa variação de remoção se explica por diferentes fatores intervenientes, como propriedades dos micropoluentes e condições operacionais das estações (CLARA et al, 2012; LUO et al, 2014).

Quanto aos fármacos, os antibióticos estudados mostraram baixa ou moderada remoção (35% a 64%). Os reguladores de lipídios e betabloqueadores também não foram eficazmente eliminados (37% a 73%). Anticonvulsivos foram os fármacos mais persistentes, sendo reduzidos em 32%, em média. No caso dos produtos de cuidado pessoal, hormônios esteroides e surfactantes, foram reveladas reduções relativamente altas (superiores a 70%). Já os agrotóxicos estudados (uso doméstico) foram resistentes ao tratamento convencional de esgotos (KÖCK-SCHULMEYER et al, 2013; LUO et al, 2014).

Fatores externos e internos governam o destino de micropoluentes nas estações de tratamento de esgotos. Fatores internos estão relacionados com as características dos micropoluentes (hidrofobicidade, biodegradabilidade e volatilidade, por exemplo). Geralmente compostos polares e não voláteis são mais propensos a não remoção pelos processos de tratamento. Fatores externos relacionam-se com a natureza dos esgotos (pH e temperatura) e com as características específicas das estações, tais como condições de tratamento e mistura de micropoluentes.

Em geral, as substâncias facilmente degradadas incluem: 1) compostos lineares com curtas cadeias; 2) compostos alifáticos não saturados, e 3) compostos com grupos funcionais de doação de elétrons.

Por outro lado, as substâncias persistentes contêm: 1) compostos com longas e ramificadas cadeias; 2) compostos saturados ou policíclicos, e 3) compostos com sulfato, halogênio ou retirada de elétrons de grupos funcionais (JONES et al, 2005; TADKAEW et al, 2011). No entanto, para alguns compostos farmacêuticos não há nenhuma relação óbvia entre estrutura química, grupos funcionais e remoção.

O tempo de retenção do lodo controla o tamanho e a diversidade de uma comunidade microbiana. Se os processos de tratamento tiverem o tempo estendido, a eliminação estimulada de micropoluentes pode ser alcançada, facilitando um crescimento mais lento das bactérias (nitrificação). Contudo, um elevado tempo de retenção de lodo não necessariamente significa maior eficiência de remoção.

Cabe esclarecer que atualmente nenhum tratamento específico está disponível para assegurar a completa remoção de vários micropoluentes, devido à diversidade de propriedades dessas substâncias. Ainda está para serem desenvolvidos processos confiáveis e capazes de remover os micropoluentes de modo eficaz. Assim, contaminantes emergentes, potencialmente danosos ao ambiente e à saúde (mesmo em baixas concentrações), são introduzidos nas águas superficiais pelos esgotos “tratados” nas estações. Uma vez em águas superficiais, os produtos farmacêuticos, por exemplo, interrompem a bioquímica natural de diversos organismos aquáticos, incluindo peixes e algas (LUO et al, 2014).

Com a publicação da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01/2008, estações de tratamento de esgotos domésticos (ETE) menos eficientes tornaram-se legalizadas, culminando com o lançamento, em cursos d’água, de esgotos “tratados” com maior concentração de poluentes, elevando assim a concentração desses poluentes no meio aquático (SOARES et al, 2008).

Os corpos de água, receptores de diversos tipos de poluentes, podem se tornar mananciais de abastecimento público em localidades a jusante do ponto de lançamento dos efluentes.

Cabe salientar que o fato de a norma supracitada estar mais permissiva, no que tange à matéria orgânica expressa em termos dos parâ-

metros “DBO” e “DQO”, conforme demonstra a tabela 2, significa que menos substâncias orgânicas são removidas para que o efluente seja considerado apto a ser lançado nos corpos de água.

Tabela 2. Remoção de matéria orgânica exigida no tratamento dos esgotos (legislação mineira anterior e atual)

DN COPAM 10/86 (anterior)		DN Conj. COPAM/CERH 01/2008 (atual)	
DBO	DQO	DBO	DQO
85%	90%	60%	75%

Com isso, concentrações mais elevadas de poluentes orgânicos são lançadas nas coleções hídricas. Agrava a situação o fato de as estações de tratamento de água para potabilização, normalmente adotadas no país, também não promoverem a remoção eficiente dos micropoluentes orgânicos. Dessa forma, e considerando a rota apresentada na figura 1, esses contaminantes atingem o ambiente e os seres humanos pela água de abastecimento.

Estudos realizados em Cape Cod, Massachusetts, Estados Unidos – em 2010 e 2011 – revelaram a presença de diversos micropoluentes em mananciais subterrâneos de abastecimento, contaminados por esgotos domésticos (SCHAIDER et al, 2011). O instituto americano “Primavera Silenciosa” tem estudado a qualidade das águas de Cape Cod por cerca de dez anos, com o objetivo de compreender se há relação de fatores ambientais com a elevada incidência de câncer de seio na região. Uma das questões é se os disruptores endócrinos e outros contaminantes na água potável contribuem de algum modo. Pesquisas prévias sugeriram que pode haver uma relação entre a exposição a certos micropoluentes (disruptores endócrinos) e doenças ativas hormonais, como o câncer de seio. Foram detectados fármacos e hormônios na água de Cape Cod, especialmente em águas situadas em áreas mais densamente povoadas, o que sugere o esgoto sanitário (sistema séptico) como fonte desses contaminantes. Outros contaminantes emergentes, tais como produtos de higiene pessoal, foram também encontrados. Acredita-se que muitas dessas substâncias sejam disruptores endócrinos, que mascaram ou interferem no comportamento dos hormônios naturais no organismo.

Embora possam apresentar efeitos na saúde humana, essas substâncias não são rotineiramente monitoradas nas águas potáveis e também se encontram regulamentadas nos Estados Unidos. Dos 121 contaminantes emergentes analisados nos mananciais americanos, 27 foram detectados pelo menos uma vez.

Nesse estudo, a concentração de matéria orgânica também se relacionou com a concentração de micropoluentes. Águas com concentrações acima de 1 mg.L^{-1} de COT (carbono orgânico total) tenderam a conter mais contaminantes emergentes e concentrações mais elevadas desses poluentes (SCHAIDER et al, 2011).

Os resultados dessas pesquisas revelam que há razões para limitar as exposições aos micropoluentes emergentes através da água potável. Fármacos são biologicamente ativos em pequenas quantidades e não se destinam à população em geral, sendo que alguns efeitos podem ocorrer em doses muito inferiores às aquelas utilizadas terapeuticamente. Ademais, a exposição em estágios de desenvolvimento humano em fase mais sensível (fetos e bebês) pode ter efeitos em doses mais baixas do que a exposição durante outras fases da vida. Também é limitada a compreensão acerca dos potenciais efeitos na saúde da mistura de fármacos e outros químicos em baixos níveis. Por exemplo, um recente estudo mostra que um analgésico comum (*acetaminophen*) afeta a produção de testosterona em níveis 100 vezes mais baixos do que a dose típica, e relata problemas de reprodução em meninos cujas mães usaram analgésicos enquanto grávidas. Além disso, ao passo que as pessoas estão expostas a complexas misturas de substâncias químicas, a maior parte dos estudos visa a um químico por vez. Portanto, tem-se limitada compreensão dos potenciais efeitos na saúde das misturas farmacêuticas e de outras substâncias químicas em baixos níveis.

Alguns estudos sugerem que possíveis alterações na saúde humana, envolvendo câncer de mama e de testículo, além da infertilidade masculina, podem estar relacionadas à exposição a esses micropoluentes (GHISELLI; JARDIM, 2007).

Por fim, deve-se destacar que os efluentes das atividades industriais e agroindustriais também contribuem para o aporte de micropo-

luentes nas águas superficiais. Porém a legislação pertinente (DN Conjunta COPAM/CERH 01/2008) não favoreceu esses empreendimentos, com relação à maior permissividade para lançamento de seus efluentes, como ocorreu com os esgotos sanitários.

3. Eficiência dos tratamentos de água para potabilização na remoção de micropoluentes

Uma limitada quantidade de publicações está disponível a respeito da ocorrência de micropoluentes em água potável (VULLIET et al, 2011). Os níveis mais elevados de contaminantes emergentes nas águas podem ser explicados por suas altas persistências no ambiente.

No Brasil, a técnica mais completa e usual, no que tange ao tratamento de água para potabilização, consiste no método denominado “convencional” ou de “ciclo completo”. Nessa modalidade de tratamento a água bruta é coagulada geralmente com um sal de alumínio ou de ferro e, na sequência, floculada (coagulação-floculação). Esses métodos, se bem conduzidos, são eficientes na remoção dos sólidos que conferem turbidez e cor às águas. No entanto, têm-se mostrado ineficientes para a remoção de micropoluentes emergentes, ao passo que várias tecnologias de tratamento avançado, tais como ozonização, processos avançados de oxidação (POA), adsorção em carvão ativado, osmose reversa e nanofiltração, mostraram-se mais eficientes. Cabe ressaltar que tais técnicas de tratamento ainda não apresentam viabilidade econômica, se aplicadas em grande escala.

A despeito das limitações do método convencional de tratamento de água para abastecimento público, essa técnica é a mais utilizada em nosso país. Também no Brasil, em muitos casos, há um agravante quanto à vulnerabilidade das águas superficiais, que são expostas à contaminação por agrotóxicos e lançamento de esgotos.

Pesquisa desenvolvida por Thuy *et al.* (2008) avaliou a remoção de quatro agrotóxicos (aldrin, dieldrin, atrazine, bentazone) em água, por meio dos processos de coagulação-floculação, com diferentes dosagens de sulfato de alumínio ($0\text{-}300\text{ mg.L}^{-1}$ de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) e de contaminante ($0,1\text{-}100\text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$), em água destilada e água do Rio

Dijle, na Bélgica. Os resultados desse estudo indicaram remoções inferiores a 50%, para todos os compostos e em todas as condições avaliadas, e demonstraram que o aumento nas concentrações do coagulante apresentou efeito baixo ou insignificante na eficiência das remoções dos contaminantes. Ademais, os estudos apresentaram uma eficiência pior para os experimentos conduzidos com água destilada, indicando que a remoção dos micropoluentes, nesses tratamentos, ocorre mais em razão do processo de sorção à matéria orgânica do que por causa da desestabilização dos colóides, propiciada pela adição do coagulante.

Ormad *et al.* (2008) estudaram a eficiência de tratamentos de água para potabilização que costumam ser usados na Espanha. O estudo avaliou a remoção de 44 agrotóxicos, comumente detectados na bacia do Rio Ebro. Avaliou-se a aplicação das seguintes técnicas, isoladamente e combinadas: pré-oxidação com cloro ou ozônio, coagulação com sulfato de alumínio e adsorção em carvão ativado. A pré-oxidação com cloro degradou eficientemente alguns agrotóxicos, sendo notável que a combinação com os processos de coagulação, floculação e decantação melhora a remoção da maioria dos compostos. O estudo indicou remoção para 60% dos compostos estudados. Mas esse tratamento possui a desvantagem de gerar trihalometanos. Já a pré-oxidação com ozônio removeu 70% dos agrotóxicos estudados, e os autores mencionaram que a combinação dessa pré-oxidação com a coagulação, floculação e decantação não melhorou a eficiência do tratamento. De acordo com a pesquisa, a técnica de tratamento por adsorção em carvão ativado foi eficiente para a maioria dos compostos estudados, principalmente se combinada com pré-oxidação por ozônio. Os autores relatam que a coagulação mostrou-se o menos eficiente dentre os processos avaliados, sendo praticamente indiferente a dosagem de coagulante usado no tratamento.

A presença de agrotóxicos em águas potabilizáveis, submetidas ao tratamento convencional, também é apontada nas pesquisas de Kruawal *et al.* (2005) e Stackelberg *et al.* (2007). Nesta última, a remoção desses produtos é avaliada após cada etapa do tratamento, composto de coagulação com cloreto férrico, desinfecção com hipoclorito de sódio, filtração com areia e carvão ativado granulado e uma segunda desinfecção com hipoclorito de sódio, mantendo

cloro residual em torno de $1,2 \text{ mg.L}^{-1}$. Os resultados mostraram que a remoção média de orgânicos foi na ordem de 15% na clarificação, 32% na desinfecção e 53% na filtração em carvão ativado. Estudo publicado pela USEPA (2001), sobre a eficiência de remoção de agrotóxicos em estações de tratamento de água para potabilização, já indicava baixa eficiência obtida nos processos de coagulação com sulfato de alumínio, de abrandamento seguido de clarificação, de oxidação química com cloro, dióxido de cloro, permanganato de potássio ou peróxido de hidrogênio.

Saraiva Soares *et al.* (2013) estudaram a remoção de três agrotóxicos/metabólitos bastante utilizados em culturas de café de Minas Gerais – endossulfan e os metabólitos do mancozeb (ethylenethiourea – ETU) e do epoxiconazole (1,2,4-triazole). Os estudos também concluíram pela baixa eficiência de remoção desses micropoluentes.

No que concerne à remoção dos contaminantes estudados, os metabólitos ETU e 1,2,4-triazole obtiveram menores percentuais de remoção (ETU: mediana $\leq 11\%$ na água decantada e 1,2,4-triazole $\leq 18\%$ na água decantada) em relação ao endossulfan (mediana $\leq 54\%$ na água decantada). A maior remoção constatada para o organoclorado (endossulfan) pode ser justificada pela baixa solubilidade em água a 20°C e elevado coeficiente de adsorção à matéria orgânica (K_{oc}) apresentados pela substância em relação às outras. Os resultados indicaram que a hidrofobicidade dos compostos constitui fator importante a ser considerado na remoção dos agrotóxicos das águas.

A literatura técnica especializada relata a baixa eficiência dos métodos convencionais de tratamento de água para remoção de outros micropoluentes, além dos agrotóxicos (BOYD *et al.*, 2003; RODRIGUEZ-MOZAZ *et al.*, 2004; CHEN *et al.*, 2007; KIM *et al.*, 2007).

4. Legislação de potabilidade da água (Brasil e outros países)

Com relação à água potável, a legislação brasileira e até a mundial é limitada no que concerne aos padrões explícitos dos micropoluentes. A água pode ser considerada potável mesmo sem haver o controle de diversos poluentes, o que põe em dúvida sua qualidade total e as consequências do consumo a longo prazo na saúde humana e no ecossistema aquático.

1.1. Brasil

No Brasil, com o advento da Constituição da República em 1988 e com a criação do Sistema Único de Saúde (SUS), além da publicação da segunda edição dos Guias da OMS, foi necessário revisar a portaria de potabilidade vigente até então (Portaria GM nº 36/1990). Assim, o Ministério da Saúde publicou em 29 de dezembro de 2000 a Portaria MS nº 1469, e importantes avanços foram observados.

Com o novo arranjo estrutural do Ministério da Saúde, em junho de 2003, criou-se a Secretaria de Vigilância em Saúde (SVS), que assumiu as atribuições do Centro Nacional de Epidemiologia, estruturado na Fundação Nacional de Saúde (FUNASA). No ano seguinte, em 25 de março de 2004, revogou-se a Portaria MS nº 1469/2000 e entrou em vigor a Portaria MS nº 518/2004 (FERNANDES NETO, 2010).

Os agrotóxicos referenciados nessa legislação foram os mesmos definidos na Portaria nº 36/1990, cuja priorização, segundo levantamento realizado por Fernandes Neto (2010), considerou não apenas as substâncias mais consumidas no país, mas ainda o conhecimento científico acumulado sobre riscos à saúde, associados às evidências toxicológicas a respeito da ingestão de substâncias químicas.

Do total das 23 substâncias, nove têm uso proibido no Brasil (aldrin/dieldrin, DDT, endrin, heptachlor, heptachlor epóxido, lindano, metoxicloro e pentaclorofenol). Fernandes Neto (2010) esclarece que algumas dessas substâncias não constituem parâmetro referenciado nas normas da Austrália, Canadá, EUA e Nova Zelândia, uma vez que tiveram a fabricação/utilização suspensa ou restrita e, portanto, pouco provavelmente seriam detectadas na água para consumo humano. No entanto, representam substâncias muito persistentes no ambiente e com características de bioacumulação, o que as torna importantes no processo de monitoramento.

O padrão de potabilidade brasileiro, em termos de valores máximos permitidos (VMP), segue, com algumas poucas exceções, os valores sugeridos pela OMS. Importante salientar que a OMS apresenta “diretrizes ou guias” e não estabelece “padrões”. A distinção legal entre esses dois termos é que a não conformidade com um “padrão” impli-

ca uma penalidade, ao passo que não há penalidade por não haver conformidade com uma “diretriz”. É essa distinção que confere a um padrão um *status* regulatório (mandatório) no sentido legal, em contraste com as diretrizes (PRODUCTIVITY COMMISSION, 2000).

Em dezembro de 2011 entrou em vigor a Portaria MS nº 2.914, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

Essa portaria inova ao dispor que o monitoramento de agrotóxicos deverá considerar os usos na bacia hidrográfica do manancial de contribuição e a sazonalidade das culturas, conforme art. 41, § 5º:

Art. 41. [...]

§ 5º O plano de amostragem para os parâmetros de agrotóxicos deverá considerar a avaliação dos seus usos na bacia hidrográfica do manancial de contribuição, bem como a sazonalidade das culturas.

A nova portaria de potabilidade incluiu na lista dos agrotóxicos a serem monitorados o *mancozeb*. Cabe esclarecer que, de acordo com Soares (2011), esse agrotóxico apresentou médio potencial de contaminação das águas superficiais por solubilização em água e foi o sexto agrotóxico mais comercializado na região de Manhuaçu (massa total de 1.751,94 kg em 2007), além de poder causar câncer, segundo IUPAC (2011). No entanto, a meia-vida dessa substância no ambiente é de apenas 0,1 dia (no solo)⁶ e 0,2 dia (em ambiente aquoso)⁷ (IUPAC, 2011). Portanto, dificilmente essa substância, agora com exigência de análise na água potável, será detectada no ambiente, já que é rapidamente transformada em seus metabólitos. Assim, a inclusão desse parâmetro na nova lista dos agrotóxicos a serem monitorados não possui relevância técnica.

⁶ DT50 típica em solos. A persistência dos agrotóxicos e seus produtos de degradação (metabólitos) no ambiente é normalmente medida pela meia-vida (DT50), que é definida como o tempo necessário para que ocorra a dissipação de 50% da quantidade inicial do agrotóxico aplicado.

⁷ DT50 fase aquosa.

4.2. Estados Unidos

Nos Estados Unidos é atribuída à USEPA (*United States Environmental Protection Agency*) a responsabilidade por estabelecer os padrões para prevenir ou limitar a exposição humana aos contaminantes naturais ou antropogênicos, presentes nos sistemas públicos de abastecimento (USEPA, 2004). As substâncias que compõem o atual padrão de potabilidade nos EUA estão agrupadas em (USEPA, 2004; USEPA, 2009):

- (i) *National Primary Drinking Water Regulation* (NPDWR) – Padrão primário: objetiva proteger a saúde pública por meio da limitação dos níveis de contaminantes na água e agrupa seis categorias, dentre as quais se encontram os agrotóxicos. Ademais, possui caráter mandatório.
- (ii) *National Secondary Drinking Water Regulation* (NSDWR) – Padrão Secundário: compreende as substâncias que podem causar efeitos estéticos ou não estéticos (sabor e gosto). Não possui caráter mandatório.

Os EUA relacionam 53 substâncias orgânicas regulamentadas em seu padrão de potabilidade, sendo 23 agrotóxicos (USEPA, 2009). É estabelecida também, a cada cinco anos, relação de contaminantes cuja ocorrência na água seja conhecida ou esperada, com o intuito de constituir futuros parâmetros normatizados. Dessa lista, selecionam-se aqueles contaminantes que serão prioritariamente submetidos a pesquisas adicionais para averiguar a necessidade de regulamentação (USEPA, 2004; FERNANDES NETO, 2010).

4.3. Canadá

No Canadá, os guias de qualidade da água para consumo humano são desenvolvidos pelo *Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water* (FPT CDW) e publicado pelo Health Canada. Trata-se de referência nacional, que possibilita que sejam adotados pelas províncias, consideradas as especificidades locais (PRODUCTIVITY COMMISSION, 2000; HEALTH CANADA, 2008).

Os guias de qualidade de água do Canadá estão baseados em pesquisas científicas continuamente publicadas e relacionadas com os efeitos na saúde, estéticos, e considerações operacionais de campo. As diretrizes de saúde encontram-se estabelecidas com base em uma extensa revisão de efeitos na saúde conhecidos e associados com cada contaminante nos níveis de exposição e na disponibilidade de tratamento e de tecnologias analíticas. Considerações operacionais são observadas quando a presença de uma substância pode interferir ou atrapalhar um processo de tratamento (por exemplo: a turbidez que interfere na desinfecção por radiação ultravioleta) ou comprometer a infraestrutura da rede de distribuição de água (por exemplo: a corrosão da tubulação).

O FPT CDW estabelece as diretrizes para a qualidade da água potável do Canadá, especialmente para contaminantes que encontram todos os seguintes critérios:

- (i) exposição aos contaminantes pode levar a efeitos adversos na saúde;
- (ii) o contaminante é frequentemente detectado, ou se poderia esperar encontrá-lo em um grande número de fontes de água potável por todo o país;
- (iii) o contaminante é detectado, ou se poderia esperar detectá-lo em nível que seja de possível significância na saúde.

Se um contaminante de interesse não encontra todos esses critérios, o FPT CDW pode escolher não estabelecer diretrizes numéricas ou desenvolver um Documento de Diretriz Técnica para a substância. Nesse caso, o documento de diretriz pode ser desenvolvido.

O documento de orientação passa por um processo similar ao do documento de orientação técnica, incluindo consultas públicas pelo *website* de saúde do Canadá. São oferecidas a eles como informações para as autoridades da água potável e ajudam a fornecer orientação relacionada aos contaminantes, questões de administração de água potável ou situações de emergência.

Fernandes Neto (2010) explica que a definição do valor máximo aceitável para substâncias químicas no Canadá (*Maximum Acceptable Concentration* – MAC) é semelhante à metodologia adotada pe-

los EUA para determinação do *Maximum Contaminant Level Goal* – MCLG. Assim, para substância provavelmente não cancerígena, o valor de MAC é definido segundo a ingestão diária tolerável (IDT) correspondente. Já para substâncias cancerígenas ou provavelmente cancerígenas, utiliza-se modelagem matemática de extrapolação para níveis específicos de risco.

4.4. Comunidade Europeia

Os parâmetros e respectivos valores são referenciados na diretiva *Drinking Water Directive 98/83/EC* (COUNCIL DIRECTIVE, 1998), que se baseia nos guias da OMS e na opinião de um Comitê Científico Europeu (*European Commission's Scientific Advisory Committee*). Essa diretiva contempla 26 parâmetros químicos, 20 indicadores e 4 parâmetros microbiológicos. Os Estados-membros, não sendo menos rigorosos, podem seguir os preceitos desta diretiva para estabelecer seus próprios padrões de qualidade.

No que concerne aos agrotóxicos, a Diretiva 98/83 estabelece os parâmetros: agrotóxico e agrotóxico total, sendo os valores máximos permitidos (VMP), respectivamente, 0,10 e 0,50 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Assim, para cada substância individualmente, a concentração máxima permitida é de 0,10 $\mu\text{g.L}^{-1}$, à exceção do aldrin, dieldrin, heptachlor e heptachlor epóxido, cujo VMP é de 0,030 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Para o parâmetro *agrotóxico total*, a soma das concentrações de todas as substâncias detectadas na água deve ser inferior a 0,50 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (COUNCIL DIRECTIVE, 1998).

Esses valores foram estabelecidos a partir do limite de detecção analítico para inseticidas organoclorados na época da 1ª Diretiva em 1980, e sob a premissa de que essas substâncias não devem estar presentes na água de abastecimento público (FERNANDES NETO, 2010).

4.5. Valores Guias (OMS) e padrões de potabilidade (VMP) referentes a agrotóxicos para Brasil, Austrália, Argentina, Canadá, Chile, EUA, Nova Zelândia, Uruguai e Venezuela

A tabela 3 apresenta valores guias preconizados pela Organização Mundial da Saúde (OMS) e padrões de potabilidade (VMP) referentes a agrotóxicos para nove países, incluído o Brasil. Nota-se que a legislação da Austrália é a que contempla maior número de parâmetros para esses micropoluentes na água potável.

Tabela 3. Valores Guias (OMS) e Valores Máximos Permitidos (legislações brasileira e internacionais) para agrotóxicos em água de abastecimento.

Substância	OMS (2008)	Brasil (2004)	Brasil (2011)	Austrália (2004; 2011)	Argentina (2008)	Canadá (2010)	Chile (2006)	EUA (2009)	Nova Zelândia (2008)	Uruguai (2006)	Venezuela (1998)
	Valores Guias ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Valores Máximos Permitidos ($\mu\text{g.L}^{-1}$)									
Acetate	-	-	-	(8) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Alachlor	20	20	20	-	-	-	-	2	20	20	-
Aldicarb	10	-	10	1 (3-5)(i)	-	9	-	-	10	-	-
Aldrin, Dieldrin	0,03	0,03(g)	0,03(g)	0,01 (0,3) (i)	0,03	0,7	-	-	0,04	0,03	0,03
Ametryn	-	-	-	5 (70) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Amitraz	Excluído(a)	-	-	- (9) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Amitrole	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Atrazine	2	2	2	0,1 (20) (i)	-	5	-	3	2	3	-
Azinphos-methyl	-	-	-	2	-	20	-	-	4	-	-
Bendiocarb	-	-	-	-	-	40	-	-	-	-	-
Bentazone	-(b)	300	-	- (350) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Bromacil	-	-	-	10	-	-	-	-	400	-	-
Bromoxynil	-	-	-	(10) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Captaf	-	-	-	(350) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Carbaryl	-(b)	-	-	5 (30) (i)	-	90	-	-	-	-	-
Carbendazim + benomil			120								

Substância	OMS (2008)	Brasil (2004)	Brasil (2011)	Austrália (2004; 2011)	Argentina (2008)	Canadá (2010)	Chile (2006)	EUA (2009)	Nova Zelândia (2008)	Uruguai (2006)	Venezuela (1998)
	Valores Guias ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Valores Máximos Permitidos ($\mu\text{g.L}^{-1}$)									
Carbofuran	7	-	7	5 (10) (i)	-	90	-	40	8	-	-
Carboxin	-	-	-	2 (300) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Chlorantraniliprote	-	-	-	(5.500) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Chorfen-vinphos	-	-	-	(2) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Chlordane (isômeros)	0,2	0,2(g)	0,2	0,01 (1,5) (i)	0,3	-	-	2	0,2	0,2	0,2
Chlorobenzilate	Excluído(c)	(g)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorothalonil	Excluído(c)	-	-	0,1 (50) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Chlorotoluron	30	-	-	-	-	-	-	-	40	-	-
Chlorpyrifos	30	-	30	- (10) (i)	-	90	-	-	40	-	-
Cyanazine	0,6	-	-	-	-	10	-	-	0,7	-	-
Cyfluthrin	-	-	-	(50) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Cypermethrin	Excluído(c)	-	-	- (200) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Cyprodinil	-	-	-	(90) (i)	-	-	-	-	-	-	-
2,4 - D (2,4-Dichlorophenoxy)	30	30	30	0,1(30) (i)	100	100	30	70	40	30	30
2,4 DB	90	(g)	-	-	-	-	-	-	100	-	-
DDT (isômeros)	-	2(g)	1	0,06 (9) (i)	1	-	2	-	1	2	2

Substância	OMS (2008)	Brasil (2004)	Brasil (2011)	Austrália (2004; 2011)	Argentina (2008)	Canadá (2010)	Chile (2006)	EUA (2009)	Nova Zelândia (2008)	Uruguai (2006)	Venezuela (1998)
Valores Máximos Permitidos ($\mu\text{g.L}^{-1}$)											
1,2-Dibromo-3-cloropropane (DBCP)	1	-	-	-	-	-	-	0,2	1	-	-
1,2-Dibromoethane	0,4	-	-	-	-	-	-	-	0,4	-	-
1,2-Dicloropropane (1,2-DCP)	40	-	-	-	-	-	-	5	50	-	-
1,3-Dicloropropene	20(c)	-	-	-(100) (i)	-	-	-	-	20	-	-
2,4,5-T (trichlorophenol)	9	-	-	0,05	-	-	-	-	10	-	200
Deltamethrin	Excluído(c)	-	-	-(40) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Diazinon	Excluído(c)	-	-	1 (3-5) (i)	-	20	-	-	-	-	-
Dicamba	-	-	-	(100) (i)	-	120	-	-	-	-	-
Diclorprop	100	-	-	-(110) (i)	-	-	-	-	100	-	-
Diclorvos	-	-	-	1 (5) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Diclorofomethyl	-	-	-	(110) (i)	-	9	-	-	-	-	-
Dicofol	-	-	-	(4) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Difenamid	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
Diflubenzuron	-	-	-	(70) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Dimethoate	6	-	-	-(7) (i)	-	20	-	-	8	-	-

Substância	OMS (2008)	Brasil (2004)	Brasil (2011)	Austrália (2004; 2011)	Argentina (2008)	Canadá (2010)	Chile (2006)	EUA (2009)	Nova Zelândia (2008)	Uruguai (2006)	Venezuela (1998)
	Valores Guías ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Valores Máximos Permitidos ($\mu\text{g.L}^{-1}$)									
Dinoseb	Excluí- do(c)	-	-	-	-	10	-	7	-	-	-
Diquat	-(d);(f)	-	-	0,5 (7) (f)	-	70	-	20	-	-	-
Disulfoton	-	-	-	1 (4) (f)	-	-	-	-	-	-	-
Diuron	-	-	90	(20) (f)	-	150	-	-	20	-	-
Endossulfân	-(b)	20	20	0,05 (20) (f)	-	-	-	-	-	-	-
Endrin	0,6	0,6(g)	0,6	-	-	-	-	2	1	2	-
Endothal	-	-	-	10 (130) (f)	-	-	-	100	-	-	-
EPIC (ethyl dipropyl- thiocar- bamate)	-	-	-	1 (300) (f)	-	-	-	-	-	-	-
Esfenvaler- ate	-	-	-	(30) (f)	-	-	-	-	-	-	-
Ethylene- thiourea	Excluí- do(c)	-	-	-(9) (f)	-	-	-	-	-	-	-
Ethion	-	-	-	(4) (f)	-	-	-	-	-	-	-
Ethopro- phos	-	-	-	1 (1) (f)	-	-	-	-	-	-	-
Etridiazole	-	-	-	0,1 (100) (f)	-	-	-	-	-	-	-
Fenamifos	Excluí- do(c)	-	-	-(0,5) (f)	-	-	-	-	-	-	-
Fenarimol	-	-	-	1 (35) (f)	-	-	-	-	-	-	-
Fenitroton	-(b)	-	-	-(7) (f)	-	-	-	-	-	-	-

Substância	OMS (2008)	Brasil (2004)	Brasil (2011)	Austrália (2004; 2011)	Argentina (2008)	Canadá (2010)	Chile (2006)	EUA (2009)	Nova Zelândia (2008)	Uruguai (2006)	Venezuela (1998)
Valores Máximos Permitidos ($\mu\text{g.L}^{-1}$)											
Fenthion	-	-	-	(7) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Fenoprop	9	-	-	-	-	-	-	-	10	-	-
Fensulfo- thion	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-
Fenvalerate	-	-	-	(60) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Fipronil	-	-	-	(0,7) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Flamprop- methyl	-	-	-	(4) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Fluometu- ron	-	-	-	(70) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Flupropro- nate	-	-	-	(9) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Formothion	Excluí- do(c)	(g)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Glyphosate	(b)	500	500	10 (1000) (i)	-	280	-	700	-	900	-
Haloxifop	-	-	-	(1) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Heptachlor	-	0,05(g)	-	0,05 (0,3) (i)	0,10	-	-	0,4	-	0,03	0,03
Heptachlor Epoxide	(b)	-	-	0,05	-	-	-	0,2	-	-	0,1
Hexachloro- benzene	(b)	1(g)	-	-	0,01	-	-	1	-	1	1
Hexachloro- ciclohexane	Excluí- do(c)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hexazinone	-	-	-	2 (350) (i)	-	-	-	-	400	-	-
Imazapyr	-	-	-	(9.000) (i)	-	-	-	-	-	-	-

Substância	OMS (2008)	Brasil (2004)	Brasil (2011)	Austrália (2004; 2011)	Argentina (2008)	Canadá (2010)	Chile (2006)	EUA (2009)	Nova Zelândia (2008)	Uruguai (2006)	Venezuela (1998)
Valores Máximos Permitidos ($\mu\text{g.L}^{-1}$)											
Iprodione	-	-	-	(140) (f)	-	-	-	-	-	-	-
Isoproturon	9	-	-	-	-	-	-	-	10	-	-
Lindane	2	2(g)	2	0,05 (10) (f)	3	-	2	0,2	2	2	2
Mancozeb	-	-	180	-	-	-	-	-	-	-	-
Methyl- 4-chloro- phenoxy- acetic acid (MCPA)	2	-	-	-(40) (f)	-	100(f)	-	-	2	-	-
MCPB	Excluí- do(c)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Malathion	-(b)	-	-	-(70) (f)	35	190	-	-	-	-	-
Mecoprop	10	-	-	-	-	-	-	-	10	-	-
Metaldchy- de	-	-	-	(18) (f)	-	-	-	-	-	-	-
Metamid- phos	Excluí- do(c)	-	12	-	-	-	-	-	-	-	-
Metaxyl	-	-	-	-	-	-	-	-	100	-	-
Methida- thion	-	-	-	(6) (f)	-	-	-	-	-	-	-
Methiocarb	-	-	-	5 (7) (f)	-	-	-	-	-	-	-
Metolachlor	10	10	10	2 (300) (f)	-	50	-	-	10	-	-
Methomyl	Excluí- do(c)	-	-	5 (20) (f)	-	-	-	-	-	-	-
Metribuzin	-	-	-	1 (70) (f)	-	80	-	-	70	-	-

Substância	OMS (2008)	Brasil (2004)	Brasil (2011)	Austrália (2004; 2011)	Argentina (2008)	Canadá (2010)	Chile (2006)	EUA (2009)	Nova Zelândia (2008)	Uruguai (2006)	Venezuela (1998)
Valores Máximos Permitidos ($\mu\text{g.L}^{-1}$)											
Metsulfu- ron-methyl	-	-	-	(40) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Metoxychlor	20	20 (g)	-	0.2	30	900	20	40	20	20	20
Mevinphos	-	-	-	5 (6) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Mirex	Excluí- do (c)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Molinate	6	6	6	0.5 (3-5) (i)	-	-	-	-	7	6	-
Monocro- tophs	Excluí- do (c)	(g)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Na p r o p a - mide	-	-	-	1 (400) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Norflurazon	-	-	-	2 (50) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Omethoate	-	-	-	(1) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Oxamyl	Excluí- do (c)	(g)	-	5 (7) (i)	-	-	-	200	-	-	-
Oxadiazon	-	-	-	-	-	-	-	-	200	-	-
Oryzalin	-	-	-	(400) (i)	-	-	-	-	400	-	-
Paraquat	-(b)	-	-	1 (20) (i)	35	10	-	-	-	-	-
Parathion	-(b)	-	-	-(20) (i)	35	50	-	-	-	-	-
Parathion- methyl	-(b)	-	9	0.3 (0.7) (i)	7	-	-	-	-	-	-
Pebulate	-	-	-	0.5 (25) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Pendi me- thalin	20	20	20	-(440) (i)	-	-	-	-	20	-	-

Substância	OMS (2008)	Brasil (2004)	Brasil (2011)	Austrália (2004; 2011)	Argentina (2008)	Canadá (2010)	Chile (2006)	EUA (2009)	Nova Zelândia (2008)	Uruguai (2006)	Venezuela (1998)
Valores Máximos Permitidos ($\mu\text{g.L}^{-1}$)											
Pentachloro- rophenol	-	9	-	0,01(g) (10 l)	10	60	9	1	9	9	9
P e r m e - thrin(h)	300(b)	20	20	1 (200) (i)	-	-	-	-	-	20	-
Phorate	Excluí- do(c)	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-
Picloram	Excluí- do(d)	-	-	-(250) (i)	-	190	-	500	200	-	-
Piperonyl butoxide	-	-	-	(600) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Pirimicarb	-	-	-	(7) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Pirimiphos methyl	-	-	-	(90) (i)	-	-	-	-	100	-	-
Primisulfu- ron methyl	-	-	-	-	-	-	-	-	900	-	-
Pyriproxy- fen	300	-	-	-	-	-	-	-	400	-	-
Procymido- ne	-	-	-	-	-	-	-	-	700	-	-
Profenofos	-	-	60	(0,3) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Propachlor	-	-	-	1 (70) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Propazine	-	-	-	0,5 (50) (i)	-	-	-	-	70	-	-
Propoxur	Excluí- do(c)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Propargite	-	-	-	(7) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Propanil	-(e)	20	-	0,1 (700) (i)	-	-	-	-	-	20	-

Substância	OMS (2008)	Brasil (2004)	Brasil (2011)	Austrália (2004; 2011)	Argentina (2008)	Canadá (2010)	Chile (2006)	EUA (2009)	Nova Zelândia (2008)	Uruguai (2006)	Venezuela (1998)
Valores Máximos Permitidos ($\mu\text{g.L}^{-1}$)											
Propiconazole	-	-	-	0,1 (140) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Propyzamide	-	-	-	2 (30) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Pyrasulfatole	-	-	-	(40) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Pyrazophos	-	-	-	(20) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Pyroxsulam	-	-	-	(3.500) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Quintozene	Excluído(c)	-	-	-(250) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Simazine	2	2	2	0,5 (20) (i)	-	10	-	4	2	2	-
Spirotetramat	-	-	-	(200) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Sulprofos	-	-	-	(10) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Temephos	-	-	-	300 (350) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Terbacil	-	-	-	10 (200) (i)	-	-	-	-	40	-	-
Tebuconazole	180										
Terbuthylazine	7	-	-	-(10) (i)	-	-	-	-	8	-	-
Terbufos	-	-	1,2	0,5 (0,9) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Terbutryn	-	-	-	1 (350) (i)	-	-	-	-	-	-	-
Tetrachlorvinphos	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-

Substância	Valores Máximos Permitidos (µg.L ⁻¹)										
	OMS (2008)	Brasil (2004)	Brasil (2011)	Austrália (2004; 2011)	Argentina (2008)	Canadá (2010)	Chile (2006)	EUA (2009)	Nova Zelândia (2008)	Uruguai (2006)	Venezuela (1998)
Thiabendazole	-	-	-	-	-	-	-	-	400	-	-
Thiobencarb	-	-	-	(35) (f)	-	-	-	-	-	-	-
Thiometon	-	-	-	(4) (f)	-	-	-	-	-	-	-
Thiram	-	-	-	(7) (f)	-	-	-	-	-	-	-
Toxaphene	Excluído(c)	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-
Triadimefon	-	-	-	100 (90) (f)	-	-	-	-	-	-	-
Triclopyr	-	-	-	(20) (f)	-	-	-	-	100	-	-
Triazophos	Excluído(c)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tributyltin oxide	Excluído(c)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trichlorfon	Excluído(c)	-	-	- (7) (f)	-	-	-	-	-	-	-
Trifluralin	20	20	20	0,1 (90) (f)	-	45	-	-	30	-	-
Vernolate	-	-	-	(35) (f)	-	-	-	-	-	-	-

Notas: Excluído: valor guia excluído na 3ª edição dos Guias da OMS; (-) Indicação de valor não estabelecido na legislação correspondente; (a) É rapidamente degradado no ambiente e não se espera que ocorra na água de abastecimento em concentrações mensuráveis; (b) Ocorre na água em concentrações muito abaixo daquelas em que os efeitos tóxicos podem ocorrer; (c) É improvável que ocorra na água de consumo. Essa é a justificativa da OMS; no entanto, cabe salientar que o consumo/utilização das substâncias varia entre os países. (d) Raramente é encontrado na água de consumo humano; (e) As informações científicas atuais são insuficientes para permitir indicar um valor guia; (f) Pode ser utilizado no controle de plantas aquáticas em ambientes hídricos; (g) Uso não autorizado no Brasil; (h) A OMS indica um valor guia para permethrin apenas quando for utilizado diretamente na água, como larvícida. Em outras situações, considera-se desnecessário atribuir valor guia, e esta substância seria apresentada no grupo sem valor guia estabelecido. (i) O VMP para o herbicida MCPA na legislação canadense, foi introduzido em dezembro de 2010. (j) Entre parênteses valores apresentados na minuta da revisão da legislação atual (NHMRC, 2011).
Fonte: WHO (2008); BRASIL (2004); BRASIL (2011); NHMRC (2004); NHMRC (2011); HEALTH CANADA (2010); USEPA (2009); ANMAT (2011); INN (2006); MSAS (1998); FERNANDES NETO (2010); OSE (2006); MINISTRY OF HEALTH (2008).

5. Considerações finais

Traços de contaminantes orgânicos em água potável (como fármacos, hormônios e agrotóxicos) têm se tornado uma crescente causa de preocupação em todo o mundo para os governos e autoridades relacionadas à água, porque os impactos da exposição prolongada de baixo nível – no ambiente e na saúde humana – ainda não são claramente compreendidos. Portanto, a mitigação da contaminação dos mananciais faz-se imperiosa, a fim de que seja diminuído qualquer risco potencial à saúde humana, relacionado ao consumo da água.

Os agrotóxicos, fármacos, produtos de higiene pessoal e hormônios, entre outros micropoluentes, são relevantes no estágio atual de desenvolvimento. Há diversos tipos desses produtos oferecidos no mercado. No entanto – apesar dos benefícios decorrentes do uso dessas substâncias –, elas apresentam potencial de contaminação do ambiente e riscos à saúde humana.

O uso indiscriminado de agrotóxicos, a flexibilização da legislação que estabelece os padrões para lançamento de esgotos nos recursos hídricos, entre outros fatores constatados no cenário mineiro, favorecem a contaminação dos mananciais de abastecimento público e apresentam risco para a saúde da população, tendo-se em conta a limitação das técnicas adotadas para potabilização da água.

Este trabalho objetivou demonstrar cientificamente a vulnerabilidade dos mananciais de abastecimento público no estado, bem como as restrições atinentes às tecnologias de tratamento de água normalmente adotadas e a limitação da legislação de potabilidade.

Os métodos convencionais de tratamento de água para a potabilização, tecnologias normalmente adotadas pelas autarquias e concessionária mineiras – responsáveis pela prestação dos serviços – são eficientes na remoção, por exemplo, dos sólidos que conferem turbidez e cor às águas, atendendo aos padrões estabelecidos pela legislação de potabilidade. No entanto, tais técnicas não são adequadas para promover a remoção de micropoluentes (agrotóxicos e outros contidos nos esgotos, como fármacos, produtos de higiene pessoal, etc.).

Os micropoluentes orgânicos são persistentes no ambiente e apresentam alta afinidade por matéria orgânica. A introdução desses compostos pode resultar em efeitos tóxicos, como alterações endócrinas, teratogenia e mutagenicidade. Sendo assim, os inúmeros casos de câncer e infertilidade humana, para citar alguns exemplos clássicos, podem ter relação com os fatos apresentados.

A água considerada potável pode conter micropoluentes que não foram regulamentados. Com a evolução da química analítica, essas informações se tornarão cada vez mais claras, propiciando a revisão da legislação pertinente, para maior controle da contaminação.

Tendo-se em vista a vulnerabilidade dos mananciais de abastecimento público de água, bem como a limitação da legislação de potabilidade e o dano potencial (ao ambiente e à saúde) dos micropoluentes, é preciso que medidas sejam adotadas a fim de preservar os recursos hídricos e evitar retrocessos desmotivados na legislação ambiental, como ocorreu com a publicação da DN Conjunta CO-PAM/CERH 01/2008.

6. Referências

ADMINISTRACIÓN NACIONAL DE MEDICAMENTOS, ALIMENTOS Y TECNOLOGÍA MÉDICA (ANMAT). *Código Alimentario Argentino*. Capítulo XII – Bebidas hídricas, agua y agua gasificada. Argentina. Disponível em: <http://www.anmat.gov.ar/alimentos/codigoa/CAPITULO_XII.pdf>. Acesso em: 27 ago. 2011.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). *Sistema de informação sobre agrotóxicos (SIA)*. Disponível em: <<http://www4.anvisa.gov.br/agrosia/asp/default.asp>>. Acesso em: 22 fev. 2011.

BOYD, G. R.; REEMTSMA, H.; GRIMM, D. A.; MITRA, S. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in surface and treated waters of Louisiana, USA and Ontario, Canada. *The Science of the Total Environment*, v. 311, n. 1-3, p. 135-149, 2003.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L., *et al.* *Introdução à engenharia ambiental*. São Paulo: Prentice Hall, 2002.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 21 jan. 2014.

_____. Ministério da Saúde. Portaria MS nº 2.914, de 12 de dezembro. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, 12 dez. 2011. *Diário Oficial da União*, 14 dez. 2011.

_____. Lei nº 9.433. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989, jan. 1997.

CAMACHO-MUÑOZ, D.; MARTÍN, J. *et al.* Effectiveness of conventional and low-cost wastewater treatments in the removal of pharmaceutically active compounds. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 223, n. 5, p. 2611-2621, jun. 2012.

CARBALLA, M.; OMIL, F.; LEMA, J. M. Removal of cosmetic ingredients and pharmaceuticals in sewage primary treatment. *Water Research*, v. 39, n. 19, p. 4790-4796, out. 2005.

CHEN, C.Y.; WEN, T.Y.; WANG, G.S. *et al.* Determining estrogenic steroids in Taipei waters and removal in drinking water treatment using high-flow solid-phase extraction and liquid chromatography/tandem mass spectrometry. *Science of the Total Environment*, v. 378, n. 3, p. 352-365, abr. 2007.

CHOI, K.; KIM, Y.; PARK, J.; *et al.* Seasonal variations of several pharmaceutical residues in surface water and sewage treatment plants of Han River, Korea. *Science of the Total Environment*, v. 405, n. 1-3, p. 120-128, nov. 2008.

CLARA, M.; WINDHOFER, G. *et al.* Identification of relevant micro-pollutants in Austrian municipal wastewater and their behaviour during wastewater treatment. *Chemosphere*, v. 87, n. 11, p. 1265-1272, jun. 2012.

CONSELHO DE POLÍTICA AMBIENTAL. Deliberação Normativa nº 10, de 16 de dezembro de 1986. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de águas, e dá outras providências, 1987.

CONSELHO DE POLÍTICA AMBIENTAL. CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta nº 01, de 5 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências, 2008. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>>. Acesso em: 21 jan. 2014.

COUNCIL DIRECTIVE. Directive 98/83/EC. Quality of water intended for human consumption. *Official Journal of the European Communities*. N. L 330/32. 3 de nov. 1998.

EUROPEAN UNION. Decision nº 2.455/2001/EC of the European Parliament and of the Council of 20 November 2001 establishing the list of priority substances in the field of water policy and amending, Directive 2000/60/EC. *Official Journal of the European Union*, L331/1 - L331/5, 2001.

FERNANDES NETO, M. L. *Norma brasileira de potabilidade de água: análise dos parâmetros agrotóxicos numa abordagem de avaliação de risco*. 2010. Tese (Doutorado) - FIOCRUZ/ENSP, Rio de Janeiro, 2010.

GARCIA, Emerson (Coord.) *et al.* *Discrecionalidade Administrativa*. Rio de Janeiro: Editora Lumen Juris, 2005.

GHISELLI, G.; JARDIM, W. Interferentes endócrinos no ambiente. *Química nova*, v. 30, p. 695-706, 2007.

GLOTFELTY, D. E.; TAYLOR, A. W.; TURNER, B. C. *et al.* Volatilization of surface-applied pesticides from fallow soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, v. 32, p. 638-634, 1984.

GÓMEZ, M. J.; HERRERA, S.; SOLÉ, D.; *et al.* Spatio-temporal evaluation of organic contaminants and their transformation products along a river basin affected by urban, agricultural and industrial pollution. *Science of the Total Environment*, 420, p. 134-145, mar. 2012.

GROS, M.; PETROVIĆ, M.; BARCELÓ, D. Wastewater treatment plants as a pathway for aquatic contamination by pharmaceuticals in the Ebro river basin (northeast Spain). *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 26, n. 8, p. 1553-1562, ago. 2007.

GREGOR, D. J.; GUMMER, W. D. Evidence of atmospheric transport and deposition of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in Canadian arctic snow. *Environmental Science & Technology*, v. 23, n. 5, p. 561-565, 1989.

HALLING-SØRENSEN, B.; NORS NIELSEN, S. *et al.* Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment - A review. *Chemosphere*, v. 36, n. 2, p. 357-393, jan. 1998.

HEALTH CANADA. Guidelines for Canadian drinking water quality: Summary Table. Disponível em: <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/2010-sum_guideres_recom/sum_guide-res_recom-eng.pdf> dec. 2010. Acesso em: 27 ago. 2011.

HOLVOET, K. M. A.; SEUNTJENS, P. *et al.* Monitoring and modeling pesticide fate in surface waters at the catchment scale. *Ecological Modelling*, v. 209, n. 1, p. 53-64, nov. 2007.

INSTITUTO DE ÁGUA DA REGIÃO NORTE (IAREN). Book of Abstracts. “7th European Conference on Pesticides and Related Organic Micropollutants in the Environment” and “13th Symposium on Chemistry and Fate of Modern Pesticides”. Porto: Maria de Fátima Alpendurada (ed.). 2012.

INSTITUTO NACIONAL DE NORMALIZACION (INN). CHILE. *Agua potable – Parte 1*. Norma Chilena Oficial Instituto Nacional de Normalizacion (INN). CHILE. Agua potable – Parte 1. Norma Chilena Oficial. NCh409/1.Of 2005. 2006. Disponível em: <http://www.din-ta.cl/docs/NCh409_1_2005.pdf>. Acesso em: 28 ago. 2011.

INTERNATIONAL UNION OF PURE AND APPLIED CHEMISTRY (IUPAC) *Pesticide properties database (PPDB)*. Disponível em: <<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/index.htm>>. Acesso em: nov. 2011.

JELIC, A.; GROS, M.; PETROVIĆ, M. *et al.* Occurrence, partition and removal of pharmaceuticals in sewage water and sludge during wastewater treatment. *Water Research*, v. 45, n. 3, p. 1165-1176, jan. 2011.

JONES, O. A. H.; VOULVOULIS, N.; LESTER, J. N. Human pharmaceuticals in wastewater treatment processes. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 35, p. 401-427, 2005.

KASPRZYK-HORDERN, B.; DINSDALE, R.M.; GUWY, A.J. The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. *Water Research*, v. 43, n. 2, p. 363-80, nov. 2009.

KHAN, S. U. *Pesticides in the soil environment*. Amsterdam: Elsevier Scientific, 1980.

KIM, S. D.; CHO, J.; KIM, I. S., *et al.* A. Occurrence and removal of pharmaceuticals and endocrine disruptors in South Korean surface, drinking, and waste waters. *Water Research*, v. 41, n. 5, p. 1013-1021, mar. 2007.

KÖCK-SCHULMEYER M.; VILLAGRASA M. *et al.* Occurrence and behavior of pesticides in wastewater treatment plants and their environmental impact. *Science of The Total Environment*, v. 458-460, p. 466-476, ago. 2013.

KRUAWAL, K.; SACHER, F.; WERNER, A. *et al.* Chemical water quality in Thailand and its impacts on the drinking water production in Thailand. *Science of the Total Environment*, v. 340, n. 1-3, p. 57-70, mar. 2005.

LEONARD, R. A. Movement of pesticides into surface waters. In: CHENG, H. H. (ed.) *Pesticides in the soil environment*. Book Series n. 2, Madison, WI: *Soil Science Society of America*, 1990.

LONDRES, Flávia. *Agrotóxicos no Brasil: um guia para ação em defesa da vida*. Rio de Janeiro: AS-PTA - Assessoria e Serviços a Projetos em Agricultura Alternativa, 2011.

LUO, Y.; GUO, W.; NGO, H. H., *et al.* A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, v. 473-474, p. 619-641, mar. 2014.

MELLO, Celso Antônio Bandeira de. *Discrecionalidade e Controle Judicial*. São Paulo: Malheiros, 2000.

MINAS GERAIS. Lei nº 10.793. Dispõe sobre a proteção de mananciais destinados ao abastecimento público no Estado, jul. 1992.

MINISTERIO DE SANIDAD Y ASISTENCIA SOCIAL (MSAS). Normas Sanitarias de Calidad del Agua Potable. Gaceta Oficial de La Republica de Venezuela. Año CXXV. Mes-V. Caracas, viernes 13 de febrero de 1.998. Número 36.395. Disponível em: <<http://www.bvsde.ops-oms.org/bvsacg/e/cd-cagua/normas/lac/20.VEN/01.norma.pdf>>. Acesso em: 23 ago. 2011.

MINISTRY OF HEALTH. Drinking-water Standards for New Zeland 2005 (Revised 2008). 2008. Disponível em: < <http://www.moh.govt.nz/water/>>. Acesso em: 24 ago. 2011.

NATIONAL HEALTH AND MEDICAL RESEARCH COUNCIL (NHM-RC). *Draft Australian Drinking Water Guidelines*. National Water Quality Management Strategy. Natural Resource Management Ministerial Council. Chapter 10 — Monitoring for specific characteristics in drinking water. 2011. Disponível em: <<http://www.nhmrc.gov.au>>. Acesso em: 23 ago. 2011.

OBRAS SANITARIAS DEL ESTADO (OSE). *Norma Interna de Calidad de agua potable*. R/D nº 1477/06. Administración de las Obras

Sanitarias del Estado. Montevideo-Uruguai, 20 de diciembre de 2006. Disponível em: <http://www.ose.com.uy/descargas/clientes/reglamentos/normativa_interna_calidad_agua_potable.pdf>. Acesso em: 28 ago. 2011.

ORMAD, M. P.; MIGUEL, N., *et al.* Pesticides removal in the process of drinking water production. *Chemosphere*, v. 71, n. 1, p. 97-106, mar. 2008.

PAL, A.; GIN, K. Y. H., *et al.* Impacts of emerging organic contaminants on freshwater resources: review of recent occurrences, sources, fate and effects. *Science of The Total Environment*, v. 408, n. 24, p. 6062-6069, nov. 2010.

PETROVIC, M.; DE ALDA, M. J. L., *et al.* Fate and removal of pharmaceuticals and illicit drugs in conventional and membrane bioreactor wastewater treatment plants and by riverbank filtration. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, v. 367, n. 1904, p. 3979-4003, out. 2009.

PIMENTEL, D. Amounts of pesticides reaching target pests: environmental impacts and ethics. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, v. 8, n. 1, p. 17-29, 1995.

PRODUCTIVITY COMMISSION. Arrangements for Setting Drinking Water Standards. International Benchmarking. *Commonwealth of Australia*. April 2000. Disponível em: <http://www.pc.gov.au/_data/assets/pdf_file/0019/9190/drinkw.pdf>. Acesso em: out. 2011.

QIANG, Z.; DONG, H., *et al.* A comparison of various rural wastewater treatment processes for the removal of endocrine-disrupting chemicals (EDCs). *Chemosphere*, v. 92, n. 8, p. 986-992, abr. 2013.

RAHMAN, M. F.; YANFUL, E. K.; JASIM, S. Y. Occurrences of endocrine disrupting compounds and pharmaceuticals in the aquatic environment and their removal from drinking water: Challenges in the context of the developing world. *Desalination*, v. 248, n. 1-3, p. 578-585, nov. 2009.

RODRIGUEZ-MOZAZ, S.; LOPEZ DE ALDA, M. J.; BARCELÓ, D. Monitoring of estrogens, pesticides and bisphenol A in natural waters and drinking water treatment plants by solid-phase extraction-liquid chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, v. 1045, n. 1-2, p. 85-92, ago. 2004.

SARAIVA SOARES, A. F.; LEÃO, M. M. D., *et al.* Efficiency of conventional drinking water treatment process in the removal of endosulfan, ethylenethiourea, and 1,2,4-triazole. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, v. 62, n. 6, p. 367-376, ago. 2013.

SCHAIDER, L.; ACKERMAN, J. *et al.* *Emerging Contaminants in Cape Cod Private Drinking Water Wells*. Reserching the environment and women's health. Silent Spring Institute, 2011. Disponível em: <<http://www.silentspring.org/sites/default/files/Emerging-contaminants-private-wells.pdf>>. Acesso em: 21 mar. 2014.

SCHIAVON, M.; PERRIN-GANIER, C.; PORTAL, J. M. La Pollution de l'eau par les produits phytosanitaires: étal et origine. *Agronomie*, v. 15, n. 3-4, p. 157-170, 1995.

SCHOMBURG, C. J.; GLOTFLETTY, D. E. Pesticide occurrence and distribution in fog collected near Monterey, California. *Environmental Science & Technology*, v. 25, n. 1, p. 155-160, jan. 1991.

SINDICATO NACIONAL DA INDÚSTRIA DE PRODUTOS PARA DEFESA AGRÍCOLA (SINDAG). *Conexão SINDAG*. Ano 03, nº 22/2010. Disponível em: <<http://www.sindag.com.br>>. Acesso em: 21 jul. 2010.

_____. Estimativa do Mercado de Defensivos Julho 2010 vs 2011 (Milhões R\$). *Conexão SINDAG*. Ano 05, nº 31/2011. Disponível em: <<http://www.sindag.com.br/conexao/31/>>. Acesso em: nov. 2011.

SOARES, A. F. S.; MACHADO, A. O. V.; DINIZ, P. S. Informações técnicas referentes à Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG Nº 1, de 5 de maio de 2008. PARECER TÉCNICO. ID SGDP 1011391. 2008. Disponível em: <<https://intranet.mpmg.mp.br/intranetmpmg/institucional/central-de-suporte-tecnico/meio-ambiente/>>. Acesso em: jan. 2014.

SOARES, A. F. S. *Uso de agrotóxicos, contaminação de mananciais e análise da legislação pertinente: um estudo na região de Manhuaçu-MG*. 2011. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.ufmg.br>>. Acesso em: mar. 2014.

SOARES, A. F. S.; LEÃO, M. M. D., *et al.* Risk estimate of water contamination by pesticides used in coffee crops. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 16, n. 4, p. 425-432, abr. 2012.

SOARES, A. F. S.; MOURA, A. C. M. *et al.* Critérios para determinação de uso irregular do solo em área de mananciais de abastecimento público. In: XV SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2012, Belo Horizonte. Saneamento Ambiental: Inovação e gestão rumo à universalização, 2012.

SOARES, A. F. S.; LEÃO, M. M. D. *et al.* Occurrence of pesticides from coffee crops in surface water. *Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 8, n. 1, p. 62-72, abr. 2013.

STACKELBERG, P. E.; GIBBS, J. *et al.* Efficiency of conventional drinking-water-treatment processes in removal of pharmaceuticals and other organic compounds. *Science of the Total Environment*, v. 377, n. 2-3, p. 255-272, maio 2007.

TADKAEW, N.; HAI, F. I.; MCDONALD, J. A. *et al.* Removal of trace organics by MBR treatment: the role of molecular properties. *Water Research*, v. 45, n. 8, p. 2439-2451, abr. 2011.

TAYLOR, A. W.; SPENCER, W. F. Volatilization and vapor transport process. In: CHENG, H. H. (ed.). *Pesticides in the soil environment*. Book Series n. 2, Madison, WI: Soil Science Society of America, 1990.

TERNES, T. A.; JOSS, A.; SIEGRIST, H. Peer reviewed: scrutinizing pharmaceuticals and personal care products in wastewater treatment. *Environmental Science & Technology*, v. 38, n. 20, p. 392A-399A, out. 2004.

THUY, P. T.; MOONS, K.; VAN DIJK, J. C., *et al.* To what extent are pesticides removed from surface water during coagulation- flocculation? *Water and Environment Journal*, v. 22, n. 3, p. 217-223, jul. 2008.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Drinking Water Contaminants*. List of Contaminants & their MCLs. EPA 816-F-09-004. May 2009. Disponível em: <<http://water.epa.gov/drink/contaminants/upload/mcl-2.pdf>>. Acesso em: 28 ago. 2011.

_____. *El medio ambiente y su salud*: pesticida. Disponível em: <<http://www.epa.gov/espanol/saludhispana/pesticidas.htm>> Acesso em: 17 set. 2010.

_____. *Understanding the Safe Drinking Water Act*. EPA 816-F-04-030 June 2004. Office of Water (4606). Disponível em: <http://www.epa.gov/ogwdw/sdwa/pdfs/fs_30ann_sdwa_web.pdf> Acesso em: set. 2011.

_____. *The incorporation of water treatment effects on pesticide removal and transformations in Food Quality Protection Act (FQPA) drinking water assessments*. Office of Pesticides Programs. Washington, D.C. October, 2001. Disponível em: <http://www.epa.gov/pesticides/trac/science/water_treatment.pdf>. Acesso em: 2 fev. 2010.

_____. *Waste disposal practices and their effects on groundwater*. Washington, DC: USEPA, 1977 (Report to Congress).

VAN DER WERF, H. M. G. Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 60, n. 2-3, p. 81-96, dez.1996.

VULLIET, E.; CREN-OLIVÉ, C. Screening of pharmaceuticals and hormones at the regional scale, in surface and groundwaters intended to human consumption. *Environmental Pollution*, v. 159, n. 10, p. 2929-2934, maio 2011.

WANG, C.; SHI, H.; ADAMS, C. D. *et al.* Investigation of pharmaceuticals in Missouri natural and drinking water using high performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Water Research*, v. 45, n. 4, p. 1818-1828, dez. 2011.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *Guidelines for drinking – water quality*. Second Addendum to Third Edition. Vol. 1. Geneva: WHO, 2008. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/fulltext.pdf>. Acesso em: 27 ago. 2011.

ZHANG, Y.; GEISSEN, S-U; GAL, C. Carbamazepine and diclofenac: removal in wastewater treatment plants and occurrence in water bodies. *Chemosphere*, v. 73, n. 8, p. 1151-1161, nov. 2008.

Autoras convidadas

DOI: 10.5935/1809-8487.20150002