

Impactos da mudança climática na qualidade da água da superfície em relação à produção da água de beber¹

I. Delpla, A.-V. Jung, E. Baures, M. Clement, O. Thomas²

Resumo

Além dos impactos da mudança climática sobre a disponibilidade de água e riscos hidrológicos, as conseqüências na qualidade da água estão apenas começando a ser estudadas. Esta análise tem por objetivo propor uma síntese das mais recentes literaturas interdisciplinares existentes sobre o tópico. Após uma rápida apresentação sobre o papel dos principais fatores (aquecimento e conseqüências de eventos extremos) os quais explicam os efeitos da mudança climática na qualidade da água, o enfoque é dado a dois pontos principais. Em primeiro lugar, são considerados os impactos na qualidade da água dos recursos (rios e lagos) que modificam os valores dos parâmetros (parâmetros físico-químicos, de micropoluentes e biológicos). Em seguida, são discutidos os impactos esperados na produção da água de beber e na qualidade da água fornecida.

A principal conclusão que pode ser tirada é que a tendência à degradação da qualidade da água de beber no contexto da mudança climática leva a um aumento de situações de risco relacionadas ao impacto à saúde em potencial.

Palavras-chaves: Mudança climática, Qualidade da água, Aquecimento, Eventos extremos, Inundações, Estiagens, Carbono orgânico, Nutrientes, Micropoluentes, Cianotoxinas

© 2009 Elsevier Ltd. Todos os direitos reservados.

Índice

1. Introdução.	1226
2. Impactos nos parâmetros da qualidade da água	1226
2.1. Parâmetros básicos	1226
2.2. Matéria orgânica dissolvida	1226
2.3. Nutrientes	1228
2.4. Micropoluentes inorgânicos	1228
2.5. Micropoluentes orgânicos.	1229
2.6. Patógenos	1229
2.7. Cianobactéria e cianotoxinas	1229
2.8. Indicadores de qualidade da água.	1229

1 Versão traduzida do artigo: "I "Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production" - I. Delpla, A.-V. Jung, E. Baures, M. Clement, O. Thomas et al. / Environment International 35 (2009) 1225–1233.

2 Correspondência para o autor. Tel.: +33 2 99 02 29 20; fax: +33 2 99 02 29 29.
E-mail: Olivier.Thomas@ehesp.fr (O. Thomas).
0160-4120/\$ – veja introdução © 2009 Elsevier Ltd. Todos os direitos reservados.
doi:10.1016/j.envint.2009.07.001

2.9. Síntese	1229
3. Impactos esperados na produção da água de beber	1230
3.1. Determinantes de SPDs	1230
3.2. Potenciais impactos	1230
3.3. Monitoramento e modelo de impactos	1231
3.4. Síntese	1231
4. Conclusão	1232
Agradecimentos	1232
Referências	1232

1. Introdução

Inundações e estiagens são os principais impactos da mudança climática sobre a disponibilidade de água. Além desses impactos quantitativos, a qualidade da água da superfície é também afetada pela mudança climática. Por exemplo, parece óbvio que a estiagem pode implicar pelo menos na modificação da superfície ou na qualidade da água subterrânea (concentração), provocando às vezes racionamento no abastecimento de água. Se a retração da água da superfície pode ser diretamente afetada pela degradação da qualidade da água, o bombeamento de poços pode ser interrompido por razões sanitárias (qualidade da água subterrânea), bem como por razões de segurança (ameaças de inundações). Entretanto, embora esses fatos sejam bem conhecidos, até recentemente poucos trabalhos científicos sobre impactos da mudança climática na alteração da qualidade da água haviam sido publicados.

A mudança climática não é, de fato, o único fator que afeta a qualidade da água.

Integrada ao conceito de mudança global, a evolução do uso da terra, desflorestamento, expansão urbana e impermeabilização da área podem também contribuir para a degradação da qualidade da água. Porém, mais frequentemente, a poluição da água está diretamente relacionada a atividades humanas de origem urbana, industrial ou agrícola, e a mudança climática poderá levar à degradação da qualidade da água da superfície como consequência indireta dessas atividades. Quando a poluição de origem pontual foi reduzida em muitos países (embora as plantas de tratamento da água servida comecem a atingir seus limites de capacidade) os impactos da mudança do clima (global) poderiam tender a aumentar a poluição difusa com, por exemplo, fuga agrícola ou urbana. Os determinantes da mudança climática que afetam a qualidade da água são principalmente a temperatura ambiente (ar) e o aumento de eventos hidrológicos extremos. Ciclos de secagem e reumedecimento do solo e aumento da radiação solar também podem ser considerados.

Em primeiro lugar, a temperatura (em geral) deve ser vista como o principal fator a afetar praticamente todos os equilíbrios físico-químicos e as reações biológicas. É bem conhecido que todas as “constantes” físico-químicas variam com a temperatura, e frequentemente aumentam as reações endotérmicas. De acordo com a relação de Arrhenius, a cinética de uma dada reação química pode ser dobrada aumentando-se a temperatura em 10 °C.

Consequentemente, diversas transformações ou efeitos relacionados à água serão favorecidos pelo aumento da temperatura da água, tais como dissolução, solubilização, complexação, degradação, evaporação,

etc. Esses fenômenos globalmente levam ao aumento da concentração de substâncias dissolvidas na água, mas também à diminuição da concentração de gases dissolvidos. Este último ponto é muito importante com respeito ao oxigênio dissolvido na água. Efetivamente, sua concentração de saturação diminui em quase 10% com aumento de 3 °C (10 mg/L a 15 °C). Lembrando que, qualquer que seja o cenário do IPCC, a média global da temperatura do ar deverá aumentar entre 1,8 e 4,0 °C (Bates et al., 2008) durante o século XXI. Além disso, é esperada a tendência à estiagem no verão, particularmente nos subtropicais, a baixa e média latitudes, além de aumentos de eventos extremos em geral (Bates et al., 2008).

Inundações e estiagens também modificarão a qualidade da água, por efeito direto da diluição ou concentração de substâncias dissolvidas. Para rios de pequena vazão, o principal efeito na qualidade da água é quanto ao aumento da temperatura, aumento da concentração de substâncias dissolvidas na água e diminuição na concentração do oxigênio dissolvido (Prathumratana et al., 2008; Van Vliet e Zwolsman, 2008). Um efeito positivo correlativo é a diminuição da concentração de alguns poluentes devido à baixa velocidade da água (assimilação de nutrientes por plantas aquáticas e adsorção/ complexação de metais pesados na matéria suspensa e sedimento).

Esses fenômenos serão aqui detalhados posteriormente. Para chuvas torrenciais e fortes condições hidrológicas, o escoamento e o transporte de materiais sólidos são as principais consequências. Para países de zona temperada, a mudança climática diminuirá o número de dias chuvosos, mas aumentará o volume médio de cada evento de chuva (Brunetti et al., 2001; Bates et al., 2008). Como consequência, os ciclos de secagem-reumedificação podem impactar a qualidade da água, uma vez que aumentam a decomposição e o fluxo de matéria orgânica nos rios (Evans et al., 2005).

O aumento da radiação solar poderá também alterar a qualidade da água e especialmente as características da matéria orgânica natural em sistemas de água doce tanto por aquecimento quanto por radiação UVB (aumentando a fotólise) (Soh et al., 2008). A fototransformação deve ser seriamente levada em consideração ao avaliar a possibilidade de formação de produtos de transformação por UV, a partir de micropoluentes orgânicos, como por exemplo, os farmacêuticos (Canonica et al., 2008). Muitos documentos consideram os farmacêuticos como substâncias foto-reativas. (Boreen et al., 2003; Buerge et al., 2006; Petrovic e Barceló, 2007).

Este documento tem por objetivo analisar os principais impactos nos parâmetros da qualidade da água, geralmente descritos para a água da superfície (rios e lagos), e os impactos esperados na produção da água de beber.

2. Impactos nos parâmetros da qualidade da água

Os parâmetros da qualidade da água podem ser classificados de acordo com i) parâmetros físico-químicos básicos (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, matéria orgânica dissolvida...) e nutrientes, ii) micropoluentes (inorgânicos e orgânicos) incluindo metais, pesticidas e farmacêuticos, e iii) parâmetros biológicos com microorganismos patogênicos, cianobactéria e agentes da qualidade da água (Tabela 1).

Parâmetro	Fatores CC que afetam a QA	Corpo da água	Referências	Comentários
parâmetros básicos	pH	Rio	Van Vliet e Zwolsman, 2008	Valores máximos mais altos no Rio Meuse
		lago	Bates et al., 2008	
OD	Chuvas torrenciais	Rio	Prathumratana et al., 2008	Negativamente correlacionado (Mekong).
		Rios e lagos	Zwolsman e van Bokhoven, 2007; Komatsu et al., 2007; Van Vliet e Zwolsman, 2008	
temperatura	Chuvas torrenciais	Rio	Prathumratana et al., 2008	Negativamente correlacionado (Mekong).
		Rios	Zwolsman e van Bokhoven, 2007; Van Vliet e Zwolsman, 2008;	
COD	Estiagens e aumento de temperatura	Lagos	Duchame et al., 2007; Bates et al., 2008; Jönik et al., 2008; Komatsu et al., 2007; Malmæus et al., 2006; Mooij et al., 2005; George et al., 2007	Aumento em epilimnion e hipolimnion, especialmente em lagos rasos. Aumento de temperatura, estabilidade da coluna de água e tempo de residência da água de verão.
		Córregos e lagos (turfeiras)	Monteith et al., 2007; Evans et al., 2005; Worrall et al., 2004; Hejzlar et al., 2003	
Nutrientes	Estiagens	Rios	Clark et al., 2008; Prathumratana et al., 2008	Aumento do fluxo de COD durante eventos de tempestade (R. Rio Unido e bacia de Mekong).
		Agua de superfície e subterrânea	Van Vliet e Zwolsman, 2008; Zwolsman e van Bokhoven 2007	
Lagos	Aumento de temperatura	Lagos	Wilhelm e Adrian, 2008	Aumento de mineralização e liberação de N, C e P da MO do solo.
		Lagos	Wilhelm e Adrian, 2008; Jackson et al., 2007; Malmæus et al., 2006; Komatsu et al., 2007; Petterson et al., 2003	
Chuvas torrenciais	Aumento de temperatura e chuvas	Bacia de rios, lagos, Fiordes e Águas subterrâneas	Kaste et al., 2006; Altheimer et al., 2005; Duchame et al., 2007; Zhu et al., 2005; Wilby et al., 2006; Weyhemeyer, 2008	Liberação de nutrientes de sedimento e pulso na zona eufótica. Grandes mudanças na carga de nutrientes em lagos rasos. Elevadas concentrações de fosfato e amônia no hipolimnion durante o período de calor.
		Córregos de lagos	Drewry et al., 2009; Mooij et al., 2005; Prathumratana et al., 2008	
Inorgânicos	Estiagens	Bacias hidrográficas arborizadas	Bhat et al., 2007	Aumento da carga de nitrogênio total Kjeldahl (TKN) (EUA).
		Rio	Van Vliet e Zwolsman, 2008; Zwolsman e van Bokhoven, 2007	
Orgânicos	Aumento de temperatura	Lagos alpinos altos	Thies et al., 2007	Aumento de selênio, bário, mercúrio, zinco, cádmio, chumbo e níquel.
		Córregos	Rothwell et al., 2007	
Pesticidas	Chuvas torrenciais	Córregos	Pédrot et al., 2008	Aumento na quantidade de neve derretida leva ao aumento de micropoluentes (Alpes europeu).
		Agua de superfície e subterrânea	Olivie-Lauquet et al., 2001	
Farmacêuticos	Aumento de chuvas	Córregos	Bloomfield et al., 2006	Correlações entre COD e a mobilização de metais (Reino Unido). Os ácidos húmicos e fúlvicos mobilizaram vários elementos-traço (Bretanha).
		Agua subterrânea	Lenntz e Louchart, 2007	
Patógenos	Aumento de temperatura	Córregos	Probst et al., 2005	Mudanças na intensidade das chuvas e sazonalidade e aumento nas temperaturas são os principais condutores de clima para mudanças de destino e comportamento dos pesticidas. O ressecamento do solo aumentou a ligação dos compostos herbicidas.
		Agua subterrânea	Massman et al., 2006	
Cianobactéria	Aumento de temperatura e chuvas	Córregos	Lissemore et al., 2006	Aumento nas precipitações provoca aumento do fluxo de pesticidas. Tanque de recarga artificial. Mudança nas condições de oxirredução (condições anaeróbicas) com aumento em temperatura (Alemanha).
		Agua subterrânea	Oppel et al., 2004	
Cianotoxinas	Aumento de temperatura	Agua de superfície	Charron et al., 2004; Curriero et al., 2001; Hunter, 2003; Pednekar et al., 2005	Correlações entre concentrações de COD e de farmacêuticos na água. Ácido clofibrato e iopromida são bastante móveis podem contaminar águas subterrâneas através dos rios.
		Lagos	Arheimer et al., 2005; Jönik et al., 2008; Hunter, 2003	
Peixes, alga verde e diatomáceas	Aumento de temperatura	Lagos	Brient et al., 2008; Wiedner et al., 2007	Metade das colônias de cianobactérias por água nos EUA durante a última metade do século ocorreu após um período de chuvas torrenciais. Quase 70% da variabilidade no registro de coliformes é devido à variabilidade sazonal e entre anos de chuva local.
		Agua doce	Daufrêne et al., 2003; Daufrêne e Boët, 2007	
Outros	Aumento de temperatura	Solos	Sardans et al., 2008	Vagas de calor de verão impulsionam a proliferação de cianobactéria (Países Baixos e Suécia). <i>Cylinodrospermopsis Raciborskii</i> do norte se espalha. Microcistina proliferada durante fortes verões.
		Solos	Sardans et al., 2008	

2.1. Parâmetros básicos

Tem-se observado uma elevação na temperatura da água da superfície desde os anos de 1960 na Europa, América do Norte e Ásia (0,2 a 2 °C), principalmente devido ao aquecimento atmosférico relacionado ao aumento da radiação solar (Bates et al., 2008). Nos rios europeus, Zwolsman e van Bokhoven (2007), e VanVliet e Zwolsman (2008) observaram um aumento médio na temperatura da água em torno de 2 °C respectivamente nos rios Rhine e Meuse, após a grave estiagem de 2003, com aumento de pH (refletindo em uma redução na concentração de CO₂) e redução na solubilidade do oxigênio dissolvido (OD) refletindo em menor solubilidade do OD em temperaturas mais altas da água. A redução no OD também pode ser associada ao aumento na assimilação do OD da matéria orgânica biodegradável por microorganismos (ligados ao aumento de carbono orgânico dissolvido (COD)) (Prathumratana et al., 2008). No mesmo estudo que trata da qualidade da água da superfície na parte mais baixa do Rio Mekong, significativas correlações negativas foram, de forma geral, encontradas entre as precipitações (ou fluxo de descarga) e OD, pH e condutividade (de 0,2 a 0,9). Em muitos lagos da Europa e América do Norte, o período estratificado teve duração de 2 a 3 semanas e as temperaturas da água subiram de 0,2 a 1,5 °C, tendo influência na estratificação térmica (Komatsu et al., 2007) e nos lagos hidrodinâmicos (Bates et al., 2008). Modelos computadorizados previram um aumento em torno de 2 °C para 2070 em lagos europeus, embora essa elevação também dependa das características do lago e da estação (George et al., 2007; Malmaeus et al., 2006). Foi demonstrado que lagos rasos seriam provavelmente os mais vulneráveis à mudança climática. As temperaturas da água exercem impacto nos processos internos do lago, como difusão, mineralização e mistura vertical (Malmaeus et al., 2006). O tempo de residência dos lagos provavelmente aumentarão no verão em 92% em 2050 para lagos com curto tempo de residência George et al. (2007). Foi também previsto que especialmente os lagos rasos terão aumento de temperatura no epilímnion e hipolímnion durante o verão (Jöhnk et al., 2008), embora os lagos artificiais (nos Países Baixos) respondam até mais diretamente às variações climáticas (Mooij et al., 2005).

Contudo, lagos mais profundos são mais sensíveis ao aquecimento climático a longo prazo, devido a sua maior capacidade de armazenar calor e conseqüentemente apresentará temperaturas mais altas no inverno (George et al., 2007). Um aumento em temperatura da água tem também um impacto nos processos químicos dos lagos, com aumentos em pH e maior geração de alcalinidade (Psenner e Schmidt, 1992). Com relação aos impactos do aumento previsto nas precipitações de inverno nas águas dos lagos, eles dependem das dimensões do lago. Pequenos lagos com menor tempo de residência serão particularmente sensíveis à mudança decorrentes das chuvas (George et al., 2007).

2.2. Matéria orgânica dissolvida

A matéria orgânica dissolvida (MOD) afeta o funcionamento do ecossistema aquático devido a sua influência na acidez, transporte de metais vestigiais, absorção da luz e fotoquímica e fornecimento de energia e nutrientes (Evans et al., 2005). A principal fonte da MOD na água da superfície é a lixiviação do solo (Hejzlar et al., 2003). Além disso, foi demonstrada uma relação espacial positiva entre o escoamento de carbono

orgânico dissolvido (COD) e áreas de terra úmida como turfeiras (Evans et al., 2005). Desde os anos de 1980, vários estudos apresentaram significativos aumentos de COD na Europa Setentrional (Evans et al., 2005; Monteith et al., 2007; Worrall et al., 2004), Europa Central (Hejzlar et al., 2003) e América do Norte (Monteith et al., 2007). Muitos fatores potenciais (temperatura do ar, aumento na intensidade das chuvas, aumento de CO₂ atmosférico e declínio na deposição de ácido) foram propostos para explicar essas tendências de COD, embora não houvesse consenso científico. Evans et al. (2005) mostraram que a recuperação da acidificação e a temperatura da água são os principais condutores, uma vez que muitos compostos que participam do COD são ácidos. Efetivamente, foi observada uma redução na deposição ácida, decorrente parcialmente da redução das emissões de enxofre antropogênico (indústrias, transporte de passageiros/mercadorias...) (Monteith et al., 2007; Evans et al., 2008). Isso teria provocado um aumento no pH do solo e conseqüentemente um aumento nos ácidos orgânicos permitidos pelas novas condições de oxi-redução. Contudo, as tendências de COD são provavelmente resultantes da combinação de vários fatores, incluindo a deposição ácida, uma vez que o aumento nas tendências começou em poucos locais antes da redução na deposição ácida (Worrall e Burt, 2007).

De acordo com Clark et al. (2008), uma variação na vazão pode ser um bom indicador de mudanças na concentração de COD em córregos que drenam os solos organo-minerais, embora o mesmo seja falso para solos turfosos (neste caso, a temperatura é melhor). Finalmente, Prathumratana et al. (2008) mostraram que a DQO (Demanda Química de Oxigênio), usada como indicador de Matéria Orgânica Natural (MON), apresenta correlações significativas, de fraca a moderada, com as precipitações e fluxo de descargas no Rio Mekong (de 0,3 a 0,4).

Finalmente, Prathumratana et al. (2008) mostraram que a DQO (Demanda Química de Oxigênio), usada como indicador de matéria orgânica natural (MON), possui correlações de fraca a moderada com as precipitações (0,295 a 0,426) e fluxo de descargas (0,312 a 0,324).

2.3. Nutrientes

É esperado um aumento de mineralização de N no solo devido ao aumento na temperatura média do solo (Ducharne et al., 2007). Além disso, as estiagens aumentam a concentração de carbono orgânico total (COT) extraível do solo no inverno e o aquecimento aumenta o nitrato extraível no verão e outono e amônio extraível no inverno. Um aumento moderado na temperatura do solo (primavera, verão e inverno) levaria a um grande aumento da atividade enzimática. A temperatura está positivamente correlacionada com o processo de nitrificação (aumentando a atividade da fosfatase e mobilização de P nos solos). Mudanças observadas na atividade enzimática estão relacionadas diretamente ao efeito de aquecimento do solo que estimula a atividade biológica e aumenta a disponibilidade de N (Sardans et al., 2008). O aquecimento do solo aumenta a concentração de nitratos extraíveis do solo no verão e outono (perdas de N facilitadas) e concentração de amônio extraível no inverno.

A qualidade das massas aquáticas está sujeita à sazonalidade climática que provoca um importante

impacto em seus padrões de nutrientes (Zhu et al., 2005). Um clima mais quente criará impactos indiretos nas massas aquáticas, por exemplo, aumento de cargas de nutrientes na superfície e água subterrânea (Van Vliet e Zwolsman, 2008) e neutralizará os efeitos da política de redução da carga de nutriente externo (Wilhelm e Adrian, 2008). De fato, temperaturas mais altas aumentarão a mineralização e liberações de nitrogênio, fósforo e carbono da matéria orgânica do solo. Além disso, um aumento no escoamento e erosão devido a precipitações de maior intensidade resultará em aumento no transporte de poluentes, especialmente após o período de estiagem. Concentrações mais altas de amônio podem ser observadas em rios com capacidade de diluição reduzida causada pelas estiagens (Zwolsman e van Bokhoven, 2007; Van Vliet e Zwolsman, 2008). Além disso, espera-se um aumento na liberação de fósforo de sedimentos basais em lagos estratificados, devido à diminuição das concentrações de oxigênio nas águas de fundo (Wilhelm e Adrian, 2008).

Modelos e cenários climáticos regionais e globais são ferramentas úteis para produzir entradas de dados para modelos hidrológicos, a fim de compreender e prever os efeitos em potencial da mudança climática nas massas aquáticas. Um aumento na frequência da seca de verão pode levar a uma gradual mobilização do nitrogênio nos solos que poderia ser conduzido para os córregos no início da estação chuvosa e provocar concentrações de nitrato mais altas nos rios (Wilby et al., 2006). Ducharne et al. (2007) previram um aumento na concentração de nitrato nas camadas aquíferas da bacia de Seine para os anos de 2050 e 2100 devido a um aumento nas precipitações e conseqüentemente na lixiviação do solo. Kaste et al. (2006) e Arheimer et al. (2005) respectivamente previram um aumento de 40–50% no fluxo de nitrato em 2070–2100 nas bacias hidrográficas norueguesas e um aumento em fósforo (50%) e nitrogênio (20%) em lagos. Correlações entre precipitações, temperatura do ar, fluxo de descarga e fosfatos, nitratos e fósforo total (FT) no Rio Mekong também foram observadas (Prathumratana et al., 2008). Esses resultados estão em conformidade com Bhat et al. (2007) que descobriu que 73% do total da carga de nitrogênio de Kjeldhal em saídas de bacias hidrográficas florestadas foram levados pelo escoamento superficial durante eventos de temporais. Drewry et al. (2009) também encontrou correlações positivas entre FT, nitrogênio total, sólidos suspensos e fluxo. Foi também sugerido que a maior parte do fósforo é adsorvida em sólidos suspensos.

Para lagos, concentrações mais altas de fosfato e amônio em hipolimnion são frequentemente observadas durante o período de calor em países de clima temperado (Pettersen et al., 2003). A mudança climática impacta esses ecossistemas de várias maneiras: mudanças na temperatura, na camada de gelo, vento e precipitação (Mooij et al., 2005). O escoamento da carga de P, comandada pela descargas que seguem as chuvas torrenciais, tende a aumentar com a mudança climática e conseqüentemente terá um impacto nos lagos (Mooij et al., 2005). Inversamente, as concentrações de nitrogênio em córregos são menos dependentes da vazão (Mooij et al., 2005). Supõe-se que os aumentos de temperaturas reduzam as concentrações de nitrato em lagos e aumentem o índice de desnitrificação e as perdas de N em solos situados rio acima e nas águas da superfície (Mooij et al., 2005). Ao contrário, a carga interna de P aumenta graças à decomposição microbiana dos sedimentos do lago (Jackson et al., 2007).

O acúmulo de fósforo hipolimnético solúvel depende da profundidade da termocline e temperaturas hipolimnéticas (Wilhelm e Adrian, 2008). De fato, temperaturas hipolimnéticas mais altas aumentam a

mineralização da matéria orgânicas hipolimnética e a liberação de fósforo dos sedimentos. Dramáticos pulsos de nutrientes na zona eufótica podem ser observados após vagas de calor (Wilhelm e Adrian, 2008).

Consequentemente, a alternância de eventos de mistura e longa estratificação ameaça mais especificamente os lagos polimíticos que os lagos dimíticos (Wilhelm e Adrian, 2008). Os aumentos de P na camada superficial, que estimulam o crescimento de fitoplâncton (Jackson et al., 2007), causando a eflorescência de algas e a deterioração da qualidade da água (Komatsu et al., 2007). Por último, com relação às concentrações de Fósforo Total (FT), as temperaturas mais altas podem impactar principalmente os lagos com longo tempo de residência (Malmaeus et al., 2006), muito embora, os índices de mudança nas concentrações de fosfato e nitrato parecerem independentes da morfometria do lago (Weyhenmeyer, 2008).

2.4. Micropoluentes inorgânicos

Na Europa Ocidental, a concentração de metais nos rios sofreram grande redução na década passada com os esforços de tratamento da água servida industrial e urbana. Contudo, as estiagens podem ter impacto na qualidade da água dos rios (Zwolsman e van Bokhoven, 2007; Van Vliet e Zwolsman, 2008), dependendo das propriedades dos compostos que podem ser tanto negativas quando positivas. Em primeiro lugar, concentrações de bário, selênio e níquel significativamente mais altas foram observadas no Rio Meuse durante a estiagem de 2003 (Van Vliet e Zwolsman, 2008).

Opostamente, concentrações de chumbo total, cromo, mercúrio e cádmio significativamente mais baixas foram medidas dentro do mesmo período. Essas diferenças se devem principalmente às desigualdades entre as capacidades de adsorção dos sólidos suspensos, contudo existem discrepâncias entre os estudos. Efetivamente, no Rio Rhine observou-se que as estiagens causam impacto negativo nas concentrações de metal de cádmio, cromo, mercúrio, chumbo, cobre, níquel e zinco, que foram mais altas durante a estiagem de 2003 que durante os períodos de referência (Zwolsman e van Bokhoven, 2007).

Thies et al. (2007) estudaram a resposta das águas do lago alpino alto (Alpes) ao aquecimento climático e observaram a liberação de soluto de gelo de geleira rochosa ativa. As águas da superfície sobre as pedras metamórficas foram afetadas pela condução progressiva de íons e metais pesados da água fundida. Eles previram que a água doce de altas montanhas será então progressivamente afetada pelo aquecimento climático.

Além disso, a forte complexação de alguns metais pelo COD provoca o transporte de chumbo, titânio e vanádio dissolvidos nos sistemas turfosos após o escoamento da tempestade (Rothwell et al., 2007). A mudança sazonal nas concentrações de metal dissolvido foi também observada para vários microelementos (Fe, Mn, Al, La, U, Th, Cd e As). O aumento no conteúdo de carbono orgânico e declínio nas condições de oxi-redução parecem estar relacionados à liberação de microelementos. Uma correlação positiva também é encontrada entre os eventos de tempestade e a concentração de microelementos em córregos (Olivie-Lauquet et al., 2001). Efetivamente, os colóides orgânicos e inorgânicos podem desempenhar um importante papel na mobilização de microelementos nos solos e na água (Pédrot et al., 2008).

2.5. Micropoluentes orgânicos

As águas da superfície são as principais receptores da contaminação por pesticidas de uso agrícola. Bloomfield et al. (2006) observaram que as mudanças na sazonalidade e intensidade da chuva e aumento da temperatura do ar são os principais condutores na mudança de destino e comportamento dos pesticidas, embora os efeitos da mudança climática provavelmente sejam variáveis e difíceis de serem previstos. Lennartz e Louchart (2007) estudaram as interações físico-químicas entre a matéria orgânica do solo e compostos herbicidas (diuron e terbutilazina) após os ciclos de secagem e reumidificação, a fim de examinar se os impactos climáticos induziram variações no estado da água subterrânea.

Os resultados mostram que variações nos conteúdos da água subterrânea modificam a estrutura da matéria orgânica do solo, que obstruem a difusão e detém os pesticidas.

O aumento de eventos extremos com mudança climática provavelmente neutralizará as medidas de redução de pesticidas. Probst et al. (2005) simularam as entradas em córregos e descobriram, em cenário de tempestade (aumento na precipitação de 10 a 20 mm/dia), que a isoproturona e bifenox podem potencialmente apresentar maior risco devido a sua ecotoxicidade.

Com relação aos farmacêuticos, na bacia hidrográfica ao sul de Ontário, Lissemore et al. (2006) encontraram correlações significativas entre COD e algumas substâncias ativas frequentemente detectadas na água (monensina e carbamazepina), com variações nas concentrações da monensina, lincomicina, sulfametazina, trimetoprima e carbamazepina dependendo da vazão e quantidade de precipitação. Além disso, descobriram que o ácido clofibrico e iopromida apresentam importante potencial de lixiviação que pode representar risco a longo prazo para a contaminação da água subterrânea pela água de rio, através de sedimento e subsolo (Oppel et al., 2004), especialmente em caso de eventos de tempestades.

2.6. Patógenos

Os patógenos transportados por água podem se espalhar na água doce depois desta ter sido contaminada por resíduos animais ou humanos, devido à descarga dos sistemas de esgoto combinado (SEC) em tempestades. Quando o fluxo excede a capacidade dos SEC, as tubulações de esgoto descarregam diretamente no corpo da água da superfície (Charron et al., 2004). Pednekar et al. (2005) estudaram a carga de coliformes em enseada de maré e mostraram que a água de tempestade vindo da bacia hidrográfica das vizinhanças é fonte primária de coliformes. Além disso, temperaturas da água mais altas provavelmente provocarão aumento na sobrevivência de patógenos no meio-ambiente, embora ainda não haja evidências claras. (Hunter, 2003).

As inundações frequentemente causam a contaminação da água subterrânea e eclosões adicionais de doenças como ceratite por *Acanthamoeba* em Iowa (EUA) em 1994 (Hunter, 2003). De acordo com Curriero et al. (2001), metade das eclosões de doenças transportados por água nos EUA durante a última metade do século ocorreu após um período de chuvas torrenciais. Embora o risco de erupção de doenças ligadas a redes de abastecimento seja baixo em países desenvolvidos, os abastecimentos privados estariam em risco

(Hunter, 2003). Além disso, um aumento em temperatura ameaça a qualidade da água com relação a doenças transportadas pela água, especialmente a cólera, na Ásia e América do Sul (Hunter, 2003). Por último, foi mostrado que com o aumento da radiação UV devido à depleção da camada de ozônio, a MON capta os mais altos níveis de energia UV e se separa em mais compostos orgânicos biodisponíveis, minerais e micronutrientes. Todos esses processos podem estimular a atividade bacteriana em ecossistemas aquáticos (Soh et al., 2008).

2.7. Cianobactéria e cianotoxinas

A concorrência entre fitoplâncton e cianobactéria pode favorecer a cianobactéria em clima mais quente (Arheimer et al., 2005) e pode também aumentar sua dominância. Um fluxo de fósforo mais alto em epilimnion pode promover o crescimento de fitoplâncton na camada eufótica e levar a evolução de um estado de água transparente dominado por macrófitas para um estado turbido dominado por fitoplâncton. Aumento nas temperaturas da água e na concentração de nutrientes provoca a eflorescência maciça de cianobactéria em muitas massas aquáticas (Hunter, 2003). Vagas de calor de verão também podem estimular o desenvolvimento de cianobactérias em lagos através da redução da mistura vertical turbulenta e aumento dos níveis de crescimento (Jöhnk et al., 2008). Além disso, novas espécies de cianobactérias como *Cilindrospermopsis Raciborskii* colonizaram habitats setentrionais devido a efeitos de aumento de temperatura. Essa cianobactéria tropical, conhecida por produzir *Cilindrospermopsina* foi agora detectada em águas doces na Europa Ocidental e Sul (Itália, Espanha e França) (Brient et al., 2008) e foi detectada nos lagos da Alemanha (Wiedner et al., 2007). Além disso, o aquecimento anual antecipado em países de clima temperado permite um crescimento mais importante e antecipado dessa alga (Wiedner et al., 2007). Por último, outra cianobactéria, como a *Microcystis* que pode produzir a microcistina, pode se tornar invasiva com o aquecimento climático (Jöhnk et al., 2008).

2.8. Indicadores de qualidade da água

Peixes, algas verdes e diatomáceas são frequentemente usados como indicadores de qualidade da água. Daufresne e Boët (2007) observaram um aumento relacionado a aquecimento global na abundância total e nas proporções das espécies de água quente e mudanças nas estruturas de tamanho em comunidades de peixes nos rios da França. As espécies de peixes termofílicos do sul substituíram progressivamente as espécies de água fria do sul no Rio Rhône acima (Daufresne et al., 2003). Além disso, a alta temperatura e a baixa capacidade de difusão de turbulência em lagos pode suprimir a abundância da população de algas verdes e diatomáceas (Jöhnk et al., 2008). Altas temperaturas parecem favorecer a dominância das cianotoxinas, como *Microcystis*, sobre as diatomáceas e algas verdes (Jöhnk et al., 2008).

2.9. Síntese

Os impactos da mudança climática na qualidade da água da superfície estão resumidos na Fig.1, que considera os efeitos (estiagens e inundações) dos dois principais fatores (temperatura e chuva). Os impactos dependem do ambiente natural ou artificial, e as consequências podem ser diferentes de acordo com o tipo de corpo da água (rios, lagos, represas, tanques, mangues...) e características (tempo de residência da água, dimensão, forma, profundidade...). Para córregos, os principais parâmetros afetados são MOD e nutrientes, entretanto os patógenos e cianobactéria/cianotoxinas estão mais relacionados a lagos. Entre os micropoluentes, inorgânicos ou orgânicos são com frequência igualmente afetados.

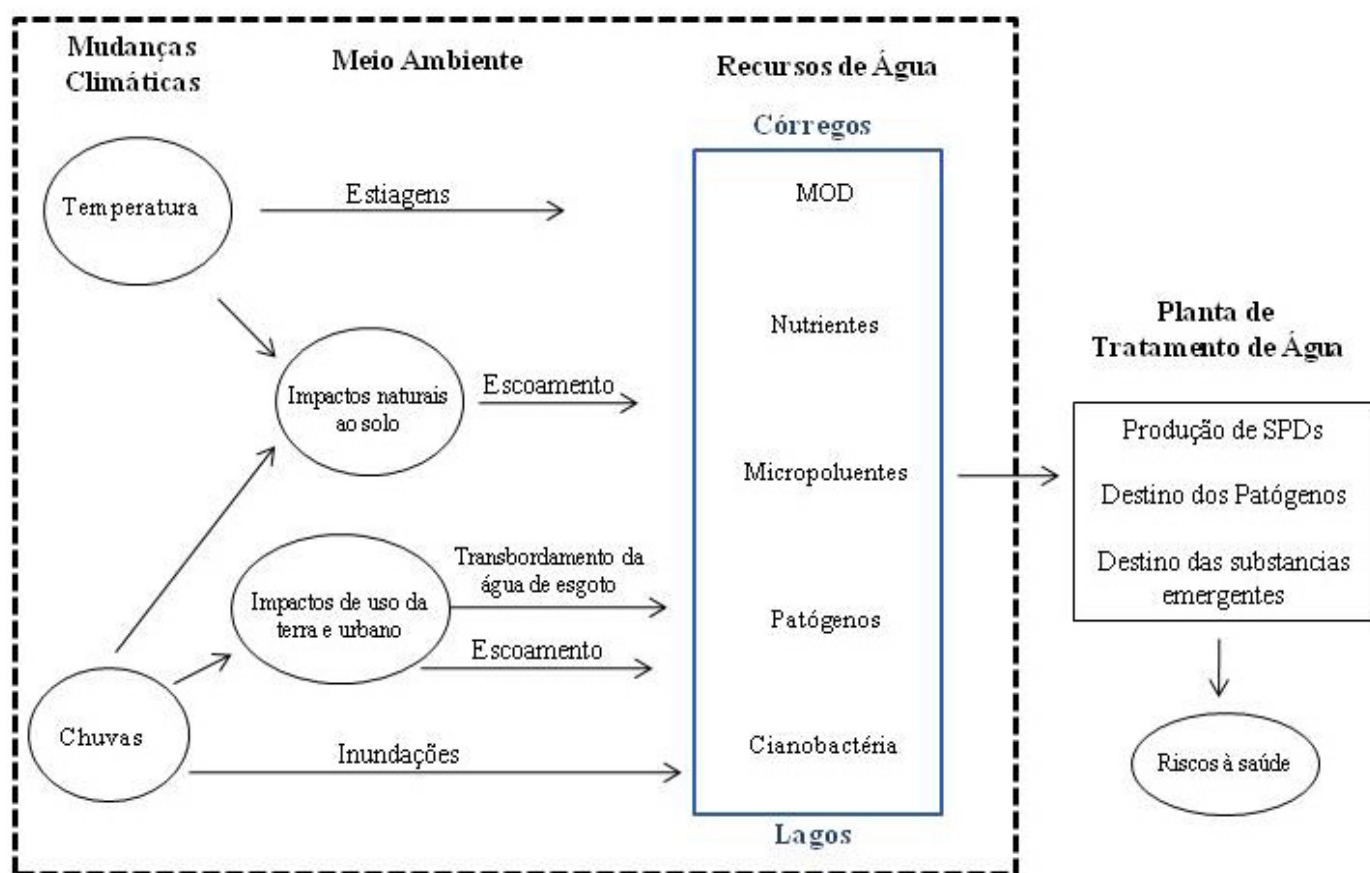


Fig. 1. Impactos da mudança climática nos recursos de água e na qualidade da água de beber.

3. Impactos esperados na produção da água de beber

Pesquisa realizada na década de 1970, indicou a presença de subprodutos da desinfecção (SPDs) na água de beber (Rook, 1974; Symons et al., 1975). Atenção especial foi dada à concentração de trihalometanos (THMs) por causa de seus potenciais efeitos carcinogênicos (Singer, 1993). O estudo sobre a ocorrência de SPDs nos sistemas de distribuição da água de beber aumentou nos recentes anos, focando em primeiro lugar na transformação da matéria orgânica natural. Com relação a SPDs emergentes ligados aos farmacêuticos e novas pesticidas, muito poucos estudos foram publicados, a fim de compreender sua formação e destino durante o

tratamento da água. Para subprodutos farmacêuticos, a maioria dos estudos está limitada aos farmacêuticos de origem (PFOs) (Fent et al., 2006; Mompelat et al., 2009).

Esta parte tem por objetivo a revisão dos principais determinantes conhecidos na formação de SPDs nas condições comuns de tratamento de água. Em seguida, consideramos os esperados impactos da mudança climática sobre esses parâmetros e a degradação de qualidade da água de beber. Por último, apresentamos algumas necessidades adicionais de monitoramento para melhor conhecimento.

3.1. Determinantes dos SPDs

Diversos fatores, tais como a temperatura, carbono orgânico dissolvido (COD), pH, concentrações de bromo, bem como fatores operacionais ou doses de cloro e tempo de contato foram apontados no relatório, por afetarem significativamente a formação de SPDs (Nikolaou et al., 2004; Teksoy et al., 2008). A matriz da temperatura e da matéria orgânica influenciada pela mudança climática, será posteriormente considerada.

Com relação à influência da temperatura da água na formação de SPDs, a tendência geral indica que para temperaturas da água natural de superfície (5 a 30 °C), o aumento de temperatura eleva o nível de formação de SPDs. Alguns estudos (Rodriguez e Serodes, 2001) mostraram que as concentrações de THM variam significativamente (de 1,5 a 2 vezes, dependendo das instalações) entre a planta da água de beber e a torneira (a mais distante). Quando a temperatura da água excede 15 °C, as variações espaciais de THM são particularmente altas (de 2 a 4 vezes, dependendo das instalações). Da mesma forma, outros autores relataram que o aumento da temperatura (10 a 33 °C) geralmente aumentou a formação de SPDs de bromo orgânico (Zhang et al., 2005). Entretanto, esta tendência geral deve ser moderada para determinados SPDs instáveis. De fato, Yang et al. (2007) estudaram a formação de SPDs após 3 dias de cloraminação com monoclорamina (NH₂Cl) em três temperaturas (10 °C, 20 °C e 30 °C). Eles comprovaram aumentos na formação de clorofórmio com temperatura de 10 a 30 °C. Entretanto, para SPDs mais instáveis as dicloroacetoneitrilas (DCAN) e 1,1-dicloro-2-propano (1,1-DCP), esta tendência geral deve ser moderada, uma vez que sua decomposição pode aumentar com a temperatura.

Em termos de qualidade da água, foi determinado que os constituintes fúlvicos e húmicos da matéria orgânica são importantes precursores de THMs (Christman et al., 1990). O carbono orgânico total (COT), bem como a absorvância de UV, tem sido usados como indicadores da presença de matéria orgânica na água de beber (Thomas, 2007). Alguns autores apontaram que uma dose efetiva mínima de alume mostra uma forte relação estequiométrica com concentrações de COD nas águas de modelo (Shin et al., 2008). Além disso, diversos estudos mencionaram que a concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) na água tratada com alume ou ferro estava diretamente relacionada à potencial formação de THM (van Leeuwen et al., 2005; Uyak e Toroz, 2007). Alguns projetos de pesquisa baseados em escala piloto de laboratório e dados de campo mostraram que quanto mais altos são os valores desses parâmetros, mais altas as concentrações de THMs formados (Rodriguez et al., 2000; Golfopoulos et al., 1998; Garcia-Villanova et al., 1997; Montgomery, 1993). Para a formação dos SPDs, um fator determinante poderia ser a parte aromática ou fração hidrofóbica

de MON e a distribuição de peso molecular (Randtke e Jepsen, 1981; Bose e Reckhow, 1998; Croue et al., 1999; Singer, 1999). Além disso, alguns estudos já mostraram que para águas que não são controladas pela floculação por varredura, as doses coagulantes são determinadas pelas concentrações de MON e partículas, sendo a sílica o fator determinante para a demanda de coagulação em altas concentrações de partículas (N100 mg/L) (Shin et al., 2008). Consequentemente, as substâncias húmicas associadas a mineral aumentam as propriedades intrínsecas de complexação de substâncias minerais para poluentes orgânicos e inorgânicos (Murphy e Zachara, 1995) e impacta diretamente na formação potencial de SPDs.

3.2. Potenciais impactos

Com relação a problemas de mudança climática na formação de SPDs, investigações anteriores já observaram que a ocorrência de THMs em água clorada pode variar significativamente de acordo com estação e localização geográfica do sistema de distribuição (Williams et al., 1997; Garcia-Villanova et al., 1997; Arora et al., 1997; Singer et al., 1995; Clark, 1994). Essas variações temporais e espaciais são devido a mudanças na qualidade da água bruta e tratada, bem como nos parâmetros operacionais (pH, dose de cloro, tempo de contato...) relacionado a cloração. Eventos de temporais conduzem a elevados níveis de turbidez e matérias orgânicas encontradas nas águas dos rios provocando a deterioração no desempenho do tratamento. Entretanto, foi mostrado que esse efeito não é uniforme. Isso pode ser devido à combinação de temperaturas da água mais baixas e uma mudança na natureza e maiores concentrações de MON na água natural (Hurst et al., 2004). Isso também explicaria o motivo pelo qual esses autores observaram que as diferenças sazonais tem um impacto significativo na robustez do processo, independente da turvação da água bruta. Rodriguez e Serodes (2001) mostraram que quando a temperatura da água é inferior a 15 °C, os THMs na água tratada não são superiores às concentrações iniciais de THM, mesmo que elas sejam altas (60 µg/L). A última situação pode ser típica na primavera ou outono, quando o conteúdo orgânico da água bruta e água tratada tende a aumentar após a chuva ou escoamento de campo. Para temperaturas da água de verão típicas (>18 °C), a concentração de THM no tratamento do sistema pode ser de 2 a 4 vezes, dependendo das instalações (Rodriguez e Serodes, 2001).

A natureza e concentração de COD não são os únicos parâmetros que drasticamente se alteram durante eventos de tempestade, devendo ser também levada em consideração a contribuição do compartimento biológico. Chen e Zhang (2008) globalmente mostraram que a alga contribuiu muito mais para a formação de AHA (ácidos haloacéticos) do que os THM durante eflorescências de verão e outono. Durante esses eventos especiais, quando a concentração de algas é de 20 a 80 milhões por litro, os precursores de DPP que se originaram da alga contabilizariam aproximadamente de 20% a 50% do total do potencial de formação.

Variações da temperatura, pH e composição aquosa que ocorrem durante a mudança climática também influenciam os contaminantes em suas sorções nas fases minerais. Ao avaliar o comportamento de lixiviação dos compostos antropogênicos, a influência das propriedades do solo deve ser levada em consideração (Oppel et al., 2004; Yu et al., 2009). Além disso, especialmente durante os eventos de chuva, a lixiviação de partículas minerais provoca altas concentrações em águas naturais, tendo um impacto direto na demanda de coagulação

durante o tratamento da água, conforme visto anteriormente (Shin et al., 2008) e na formação de SPDs.

Com relação à ocorrência e destino dos micropoluentes com respeito ao tratamento da água de beber, os principais estudos (recentes) estão relacionados aos farmacêuticos. De fato, os estudos sobre os farmacêuticos estão principalmente ligados ao tratamento de água servida, cuja eficiência poderá afetar a qualidade dos recursos de água que recebem descarga de efluente tratada. Mesmo se eles forem parcialmente removidos, as quantidades residuais podem permanecer na água tratada, e foram encontradas na água de beber (torneira) (Al-Ahmad et al., 1999; Hernando et al., 2006). A eficiência da remoção dos farmacêuticos varia de acordo com os processos de tratamento e também com temperatura e tempo (Choi et al., 2008). Por exemplo, diclofenac apresentou índices de eliminação bastante diferentes entre 17% (Heberer et al., 2002), 69% (Ternes et al., 1998) e 100% (Thomas e Foster, 2004) dependendo desses dois últimos parâmetros. Finalmente, para a eliminação de pesticidas em processos de tratamento físico-químico convencionais da água de beber, tal como a floculação, sedimentação, filtração ou abrandamento com cal, apenas determinadas substâncias lipofílicas são removidas adequadamente (Baldauf, 2006).

Micropoluentes naturais, principalmente os representados por cianotoxinas podem também exercer forte impacto no tratamento da água de beber. A cloração, micro-/ultrafiltração e especialmente a ozonação são os procedimentos de tratamento da água mais eficazes na destruição da cianobactéria e na remoção de microcistinas (Hitzfeld et al., 2000). Durante eventos de eflorescência de cianobactérias, a ozonação pode ser um processo apropriado para eliminar as toxinas peptídicas, como a microcistina LA e LR (Rositano et al., 1998, 2001; Brooke et al., 2006). Muitos estudos com relação a remoção das toxinas da cianobactéria da água mostraram que a eficácia do processo de oxidação não é apenas dependente da concentração do reactante, mas também da temperatura, pH, composição iônica (Rositano et al., 1998; Shawwa e Smith, 2001) e concentração de MON (Al Momani et al., 2008). Embora poucos estudos tenham relatado a relação entre a alga e os precursores de SPDs, alguns autores apontaram a contribuição da alga para algumas formações de DPBs (Chen e Zhang, 2008). Alguns estudos tentaram melhorar a identificação de novos subprodutos para as cianotoxinas (Rodriguez et al., 2007; Merel et al., 2009). Entretanto, a formação de SPDs não foi amplamente investigada.

3.3. Monitoramento e modelo de impactos

Diante dos impactos previamente esperados na degradação da qualidade da água (de beber), diversas ferramentas de monitoramento são propostas.

O primeiro modo é incorporar as medições do COT (ou COD) on-line no algoritmo de controle de coagulação para o controle de pH e dose de coagulante para impedir a variação descontrolada, especialmente durante eventos de chuva/tempestade (Hurst et al., 2004). Na mesma área, o desenvolvimento dos sistemas ou os procedimentos de monitoramento em campo podem ser úteis para melhorar o conhecimento da MOD, a fim de avaliar as propriedades do volume, que influenciam principalmente a formação de subproduto de desinfecção, como as atividades biológicas (contribuição das algas, evolução fotossintética...) ou polaridade

molecular.

A análise de fluorescência pode ajudar na avaliação de fontes da MOD por assinaturas espectrais relacionadas a águas afetadas pela atividade microbiana, tanto pela influência de água servida quanto por processos autóctones e pode correlacionar alguns desses dados com o COD, por exemplo (Parlanti et al., 2000; Jung et al., 2005; Rosario-Ortiz et al., 2007). Outra solução é a previsão da ocorrência ou destino de alguns parâmetros físico-químicos através de modelos. Uyak e Toroz (2007) propuseram um modelo para estimar a concentração de THM e AHA em água bruta clorada, por exemplo, no abastecimento de água da superfície. Outros modelos que relatam a dose de coagulante para a concentração e qualidade dos orgânicos presentes em águas naturais já foram desenvolvidos. Esses modelos possibilitam a previsão das doses de coagulante inorgânico que maximizam a remoção de orgânicos em um pH específico de coagulação (van Leeuwen et al., 2005). Como vimos anteriormente, é necessário continuar os estudos de desenvolvimento de modelo levando em consideração a temperatura. A complexidade das reações de formação de DPP dificulta o desenvolvimento de modelos universalmente aplicáveis. Esse campo de pesquisa, entretanto, deve ser considerado com especial atenção para o futuro.

Um último ponto a ser considerado é o desenvolvimento analítico para substâncias emergentes e subprodutos. Com relação a farmacêuticos e pesticidas, há uma real necessidade de identificação e avaliação da toxicidade dos subprodutos da degradação formados durante o tratamento da água. A remoção de farmacêuticos e outros micropoluentes polares podem ser garantido apenas utilizando-se avançadas técnicas como a ozonação, carbono ativado ou filtro de membrana (Ternes et al., 2002) ou eventualmente tratamento por UV (Canonica et al., 2008). Entretanto, apenas desenvolver as melhores técnicas de tratamento disponíveis para remover essas substâncias sem levar em consideração a formação de SPDs não é um desafio real.

A comparação entre o consumo de substâncias emergentes (tal como os farmacêuticos) e a ocorrência na água baseou-se em uma metodologia de referência, devendo as avaliações de risco ecotoxicológico e à saúde serem desenvolvidas em paralelo com os métodos analíticos que permitam a identificação e quantificação dos subprodutos.

3.4. Síntese

Os impactos da mudança climática nos problemas de tratamento da água de beber foram resumidos na Fig. 2. Deve-se lembrar que a mudança climática pode provocar, em termos de recursos (águas da superfície), grandes variações hidrológicas, elevação da temperatura da água e aumentos da carga de poluição (química e microbiológica). Para plantas de tratamento, considerando-se que todas as ações de recuperação podem ser feitas (redução da fonte de poluição, limitação de escoamento, administração da redução de fertilizantes e pesticidas, etc.) medidas de adaptação precisam ser consideradas para melhor eficiência, particularmente com relação a eventos extremos (chuvas torrenciais e estiagens). Essas medidas integram as etapas de tratamento complementar e controle de processo, mesmo para pequenos sistemas de abastecimento de água. Além disso, o monitoramento da qualidade da água com análise de micropoluentes, entre os quais as substâncias emergentes

e subprodutos do tratamento, precisam ser realizados, bem como a avaliação de risco à saúde (seguindo um procedimento de plano de segurança da água). Obviamente, em caso de grandes inundações, o transporte de garrafas ou tanques pode ser a única solução para abastecimento seguro da água de beber.

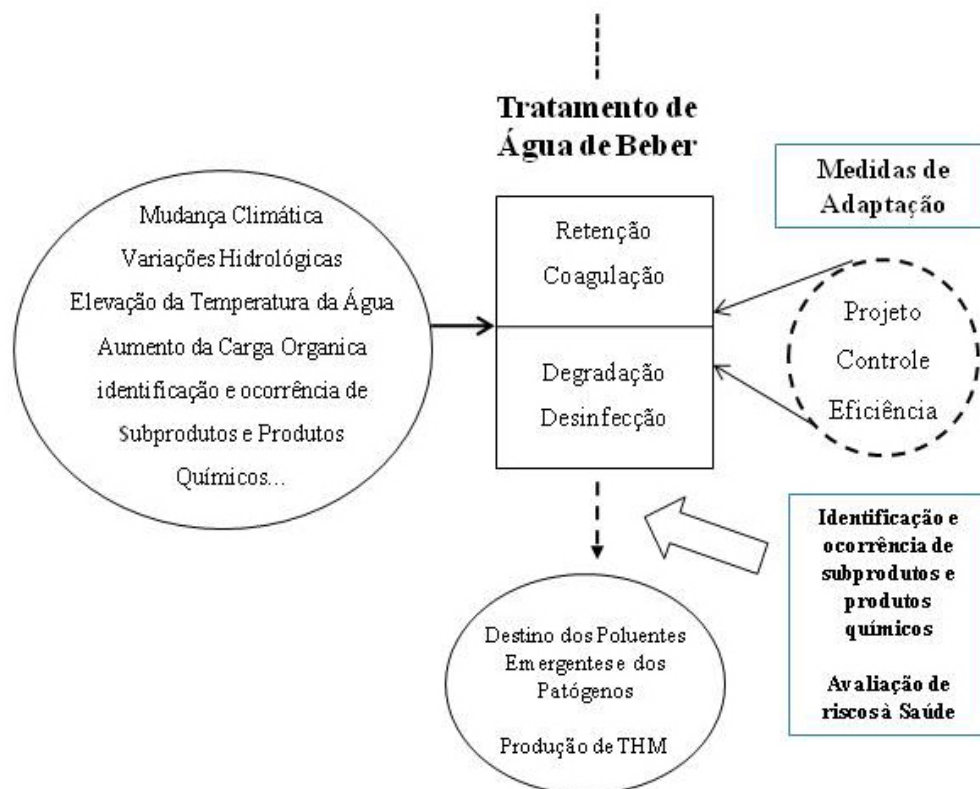


Fig. 2. Impactos da mudança climática e problemas de tratamento da água de beber.

4. Conclusão

O principal resultado desta revisão de literatura sobre o impacto da mudança climática na qualidade da água da superfície (desde os recursos até a torneira) é que há uma tendência à degradação da qualidade da água de beber, provocando um aumento de situações de risco com relação ao impacto em potencial à saúde, principalmente durante eventos meteorológicos extremos. Entre os parâmetros da qualidade da água, a matéria orgânica dissolvida, os micropoluentes e patógenos são susceptíveis à elevação em concentração ou número como consequência do aumento da temperatura (água, ar e solo) e chuvas torrenciais em países de clima temperado.

Outra conclusão é a falta de informação sobre ocorrência de micropoluentes e seu destino com relação aos impactos da mudança climática e a eficácia do tratamento, incluindo potencialmente a associação e o transporte com a matéria orgânica natural. Os subprodutos de desinfecção de micropoluentes não removidos durante o tratamento e os resíduos precisam ser identificados e sua toxicidade avaliada. A última conclusão

se refere às doenças potencialmente transportadas pela água e fortemente ligadas aos impactos da mudança climática, mas ainda pouco estudadas pelo menos em países de clima temperado. Finalmente, há grande necessidade de monitorar a qualidade da água e prever ferramentas como modelos e sistemas de suporte para tomada de decisão, principalmente com o objetivo de avaliar os riscos à saúde e ações de recuperação e adaptação.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Sophie Mompelat e Sylvain Merel, Estudantes PhD do Laboratoire d'Etude et de Recherche en Environnement et Santé (LERES), por suas discussões produtivas sobre cianotoxinas e ocorrências farmacêuticas e persistência em meio-ambiente. Agradecem também a André Lavoie da Universidade de Sherbrooke por sua ajuda, bem como pela revisão do manuscrito, sugerindo-nos melhorias bastante importantes.

Referências

Al Momani F, Smith DW, El-Din MG. Degradation of cyanobacteria toxin by advanced oxidation process. *J Hazard Mater* 2008;150:238–49.

Al-Ahmad A, Daschner FD, Kummerer K. Biodegradability of cefotiam, ciprofloxacin, meropenem, penicillin G, and sulfamethoxazole and inhibition of waste water bacteria. *Arch Environ Contam Toxicol* 1999;37:158–63.

Arheimer B, Andreásson J, Fogelberg S, Johnsson H, Pers CB, Persson K. Climate change impact on water quality: model results from southern Sweden. *Ambio* 2005;34(7):559–66.

Arora A, LeChevallier MW, Dixon KL. DBP occurrence survey. *J Am Water Works Assn* 1997;89:60–8.

Baldauf G. Removal of pesticides in drinking water treatment. *Acta Hydrochim Hydrobiol* 2006;21:203–8.

Bates BC, Kundzewicz ZW, Wu S, Palutikof JP. Climate change and water. Geneva: Technical paper of the Intergovernmental Panel on Climate change. IPCC Secretariat; 2008.

Bhat S, Hatfield K, Jacobs JM, Lowrance R, Williams R. Surface runoff contribution of nitrogen during storm events in a forested watershed. *Biogeochemistry* 2007;85: 253–62.

Bloomfield JP, Williams RJ, Goody DC, Cape JN, Guha P. Impacts of climate change on the fate and behaviour of pesticides in surface and groundwater—a UK perspective. *Sci Total Env* 2006;369:163–77.

Boreen AL, Arnold WA, McNeill K. Photodegradation of pharmaceuticals in the aquatic environment: a review. *Aquat Sci* 2003;65(4):320–41.

Bose P, Reckhow DA. Adsorption of natural organic matter on preformed aluminium hydroxide flocs. *J Environ Eng* 1998;124:803–11.

Brient L, Lengronne M, Bormans M, Fastner J. Short communication: first occurrence of

Cylindrospermopsin in freshwater in France. *Environ Toxicol* 2008;24(4):415–20.

Brooke S, Newcombe C, Nicholson B, Klass G. Decrease in toxicity of microcystins LA and LR in drinking water by ozonation. *Toxicon* 2006;48:1054–9.

Brunetti M, Maugeri M, Nanni T. Changes in total precipitation rainy days and extreme events in northeastern Italy. *Int J Climatol* 2001;21:861–71.

Buerge IJ, Buser HR, Poiger T, Müller MD. Occurrence and fate of the cytostatic drugs Cyclophosphamide and Ifosfamide in wastewaters and surface waters. *Environ Sci Technol* 2006;40:7242–50.

Canonica S, Meunier L, von Gunten V. Phototransformation of selected pharmaceuticals during UV treatment of drinking water. *Water Res* 2008;42:121–8.

Charron DF, Thomas MK, Waltner-Toews D, Aramini JJ, Edge T, Kent RA, et al. Vulnerability of waterborne diseases to climate change in Canada: a review. *J Toxicol Environ Health Part A* 2004;67:1667–77.

Chen C, Zhang X-J, Zhu L-x, Liu J, He W-j, Han H-d. Disinfection by-products and their precursors in a water treatment plant in North China: seasonal changes and fraction analysis. *Sci Total Environ* 2008;397:140–7.

Choi K, Kima Y, Park J, Park CK, Kim M, Kim HS, et al. Seasonal variations of several pharmaceutical residues in surface water and sewage treatment plants of Han River. *Sci Total Environ* 2008;405:102–28.

Christman RF, Kronberg L, Sing R, Ball LM, Johnson JD. Identification of mutagenic byproducts from aquatic humic chlorination. Denver: AWWA Research Foundation and AWWA; 1990.

Clark RM. Modelling water quality changes and contaminant propagation in drinking water distribution systems: a US perspective. *J Water Supply Res Technol* 1994;43:133–43.

Clark JM, Lane SN, Chapman PJ, Adamson JK. Link between DOC in near surface peat and stream water in an upland catchment. *Sci Total Environ* 2008;404:308–15.

Croue JP, Debroux JF, Aiken G, Leenheer JA, Amy GL. Natural organic matter: structural and reactive properties. In: Singer PC, editor. Formation and control of disinfection by-products in drinking water. Denver, CO: American Water Works Assn; 1999.

Curriero FC, Patz JA, Rose JB, Lele S. The association between extreme precipitation and waterborne disease outbreaks in the United States, 1948–1994. *Am J Public Health* 2001;91:1194–9.

Daufresne M, Boët P. Climate change impacts on structure and diversity of fish communities in rivers. *Glob Chang Biol* 2007;13:2467–78.

Daufresne M, Roger MC, Capra H, Lamouroux N. Long-term changes within the invertebrate and fish communities of the Upper Rhône River: effects of climatic factors. *Glob Chang Biol* 2003;10:124–40.

Drewry JJ, Newham LTH, Croke BFW. Suspended sediment, nitrogen and phosphorus concentrations and exports during storm-events to the Tuross estuary, Australia. *J Environ Manag* 2009;90:879–87.

Ducharne A, Baubion C, Beaudoin N, Benoit M, Billen G, Brisson N, et al. Long term prospective of the Seine river system: confronting climatic and direct anthropogenic changes. *Sci Total Environ* 2007;375:292–311.

Evans CD, Monteith DT, Cooper DM. Long-term increases in surface water dissolved organic carbon:

observations, possible causes and environmental impacts. *Env Poll* 2005;137:55–71.

Evans CD, Monteith DT, Reynolds B, Clark JM. Buffering of recovery from acidification by organic acids. *Sci Total Environ* 2008;404:316–25.

Fent K, Weston AA, Caminada D. Review: ecotoxicology of human pharmaceuticals. *Aquat Toxicol* 2006;76:122–59.

Garcia-Villanova J, Garcia C, Gomez JA, Garcia MP, Ardanuy R. Formation, evolution and modelling of trihalomethanes in the drinking water of a town: II. In the distribution system. *Water Res* 1997;31:1405–13.

George G, Hurley M, Hewitt D. The impact of climate change on the physical characteristics of the larger lakes in the English Lake District. *Freshw Biol* 2007;52:1647–66.

Golfinopoulos SK, Xilourgidis NK, Kostopoulou MN, Lekkas TD. Use of a multiple regression model for predicting trihalomethane formation. *Water Res* 1998;32: 2821–9.

Heberer T, Reddersen K, Mechlinski A. From municipal sewage to drinking water: fate and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment in urban areas. *Water Sci Technol* 2002;46:81–8.

Hejzlar J, Dubrovsky M, Buchtele J, Ružička M. The apparent and potential effects of climate change on the inferred concentration of dissolved organic matter in a temperate stream (the Malše River, South Bohemia). *Sci Total Environ* 2003;310: 143–52.

Hernando MD, Mezcuca M, Fernandez-Alba AR, Barceló D. Environmental risk assessment of pharmaceutical residues in wastewater effluents, surface waters and sediments. *Talanta* 2006;69:334–42.

Hitzfeld BC, Höger SJ, Dietrich DR. Cyanobacterial toxins removal during drinking water treatment and human risk assessment. *Environ Health Perspect* 2000;108:113–22.

Hunter PR. Climate change and waterborne and vector-borne disease. *J Appl Microbiol* 2003;94:37S–46S.

Hurst AM, Edwards MJ, Chipps M, Jefferson B, Parsons SA. The impact of rainstorm events on coagulation and clarifier performance in potable water treatment. *Sci Total Environ* 2004;321:219–30.

Jackson LJ, Lauridsen TL, Søndergaard M, Jeppesen E. A comparison of shallow Danish and Canadian lakes and implications of climate change. *Freshw Biol* 2007;52: 1782–92.

Jöhnk KD, Huisman J, Sharples J, Sommeijer B, Visser PM, Stroom JM. Summer heatwaves promote blooms of harmful Cyanobacteria. *Glob Chang Biol* 2008;14: 495–512.

Jung A-V, Frochot C, Parant S, Lartiges BS, Selve C, Viriot M-L, et al. Synthesis of aminophenolic humic-like substances and comparison with natural aquatic humic acids: a multi-analytical techniques approach. *Org Geochem* 2005;36:1252–71.

Kaste Ø, Wright RF, Barkved LJ, Bjerkeng B, Engen-Skaugen T, Magnusson J, et al. Linked models to assess the impacts of climate change on nitrogen in a Norwegian river basin and fjord system. *Sci Total Environ* 2006;365:200–22.

Komatsu E, Fukushima T, Harasawa H. A modeling approach to forecast the effect of long-term climate change on lake water quality. *Ecol Model* 2007;209:351–66.

Lennartz B, Louchart X. Effect of drying on the desorption of diuron and terbuthylazine from natural soils. *Environ Pollut* 2007;146:180–7.

Lissemore L, Hao C, Yang P, Sibley PK, Mabury S, Solomon KR. An exposure assessment for selected pharmaceuticals within a watershed in Southern Ontario. *Chemosphere* 2006;64:717–29.

Malmaeus JM, Blenckner T, Markensten H, Persson I. Lake phosphorus dynamics and climate warming: a mechanistic model approach. *Ecol Model* 2006;190:1–14.

Merel S, Lebot B, Clement M, Seux R, Thomas O. MS identification of microcystin-LR chlorination by-products. *Chemosphere* 2009;74:832–9.

Mompelat S, Lebot B, Thomas O. Occurrence and fate of pharmaceutical products and by-products, from resource to drinking water. *Environ Int* 2009;35:805–14.

Monteith DT, Stoddard JL, Evans CD, de Wit HA, Forsius M, Høgåsen T, et al. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* 2007;450:537–41

Montgomery W. Mathematical modeling of the formation of THMs and HAAs in chlorinated natural waters. Denver, CO: Am. Water Works Ass; 1993.

Mooij WM, Hülsmann S, De Senerpont Domis LN, Nolet BA, Bodelier PLE, Boers PCM, et al. The impact of climate change on lakes in the Netherlands: a review. *Aquat Ecol* 2005;39:381–400.

Murphy EM, Zachara JM. The role of sorbed humic substances on the distribution of organic and inorganic contaminants in groundwater. *Geoderma* 1995;67:103–24.

Nikolaou AD, Golfinopoulos SK, Lekkas TD, Arhonditsis GB, Kolovoyiannis V, Lekkas TD.

Modelling the formation of chlorination by-products in river waters with different quality. *Chemosphere* 2004;55:409–20.

Olivie-Lauquet G, Gruau G, Dia A, Riou C, Jaffrezic A, Henin O. Release of trace elements in wetlands: role of seasonal variability. *Water Res* 2001;35(4):943–52.

Oppel J, Broll G, Löffler D, Meller M, Römbke J, Ternes Th. Leaching behaviour of pharmaceuticals in soil testing systems: a part of an environmental risk assessment for groundwater contamination. *Sci Total Environ* 2004;328:265–73.

Parlanti E, Wörz K, Geoffroy L, Lamotte M. Dissolved organic matter fluorescence spectroscopy as a tool to estimate biological activity in a coastal zone submitted to anthropogenic inputs. *Org Geochem* 2000;31:1765–81.

Pednekar AM, Grant SB, Jeong Y, Poon Y, Oancea C. Influence of climate change, tidal mixing, and watershed urbanization on historical water quality in Newport Bay, a saltwater wetland and tidal embayment in southern California. *Environ Sci Technol* 2005;39:9071–82.

Pédrot M, Dia A, Davranche M, Bouhnik-Le Coz M, Henin O, Gruau G. Insights into colloid-mediated trace element release at the soil/water interface. *J Colloid Interface Sci* 2008;325:187–97.

Petrovic M, Barceló D. LC-MS for identifying photodegradation products of pharmaceuticals in the environment. *Trends Anal Chem* 2007;26(6):486–93.

Petterson K, Grust K, Weyhenmeyer G, Blenckner T. Seasonality of chlorophyll and nutrients in Lake Erken—effects of weather conditions. *Hydrobiologia* 2003;506–509:75–81.

Prathumratana L, Sthiannopkao S, Kim KW. The relationship of climatic and hydrological parameters

to surface water quality in the lower Mekong River. *Environ Int* 2008;34:860–6.

Probst M, Berenzen N, Lentzen-Godding A, Schulz R. Scenario-based simulation of runoff-related pesticide entries into small streams on a landscape level. *Ecotox Environ Safe* 2005;62:145–59.

Psenner R, Schmidt R. Climate-driven pH control of remote Alpine lakes and effects of acid deposition. *Nature* 1992;356:781–3.

Randtke SJ, Jepsen CP. Chemical pre-treatment for activated carbon adsorption. *J Am Water Works Assn* 1981;73:411–20.

Rodriguez MJ, Serodes JB. Spatial and temporal evolution of trihalomethanes in three water distribution systems. *Water Res* 2001;35:1572–86.

Rodriguez MJ, Serodes JB, Morin M. Estimation of water utility compliance with trihalomethane regulations using a modelling approach. *J Water Supply Res Technol-Aqua* 2000;49:57–73.

Rodriguez E, Sordo A, Metcalf JS, Acero JL. Kinetics of the oxidation of cylindrospermopsin and anatoxin-a with chlorine, monochloramine and permanganate. *Water Res* 2007;41:2048–56.

Rook JJ. Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *Water Treat Exam* 1974;23:234–43.

Rosario-Ortiz FL, Snyder SA, Suffet IH. Characterization of dissolved organic matter in drinking water sources impacted by multiple tributaries. *Water Res* 2007;41:4115–28.

Rositano J, Nicholson BC, Pieronne P. Destruction of cyanobacterial toxins by ozone. *Ozone-Sci Eng* 1998;20:223–38.

Rositano J, Newcombe G, Nicholson B, Sztajn bok P. Ozonation of NOM and algal toxins in four treated waters. *Water Res* 2001;35:23–32.

Rothwell JJ, Evans MG, Daniels SM, Allott TEH. Baseflow and stormflow metal concentrations in streams draining contaminated peat moorlands in the Peak District National Park (UK). *J Hydrol* 2007;341:90–104.

Sardans J, Peñuelas J, Estiarte M. Changes in soil enzymes related to C and N cycle and in soil C and N content under prolonged warming and drought in a Mediterranean shrubland. *Appl Soil Ecol* 2008;39:223–35.

Shawwa AR, Smith DW. Kinetics of microcystin-LR oxidation by ozone. *Ozone-Sci Eng* 2001;23:161–70.

Shin JY, Spinette RF, O'melia CR. Stoichiometry of coagulation revisited. *Environ Sci Technol* 2008;42:2582–9.

Singer JJ. Formation and characterization of disinfection by-products. In: Craun GF, editor.

Safety of water disinfection: balancing chemical and microbial risks. Washington: ILSI Press; 1993.

Singer PC. Humic substances as precursors for potentially harmful disinfection byproducts. *Water Sci Technol* 1999;40:25–30.

Singer PC, Obolensky A, Greiner A. DBPs in chlorinated North Carolina drinking waters. *J Am Water Works Assn* 1995;87:83–92.

Soh YC, Roddick F, van Leeuwen J. The future of water in Australia: the potential effects of

climate change and ozone depletion on Australian water quality, quantity and treatability. *Environmentalist* 2008;28:158–65.

Symons JM, Bellar TA, Carswell JK, DeMarco J, Kroop KL, Robeck GG, et al. National organics reconnaissance survey for halogenated organics. *J Am Water Works Assn* 1975;67:634–47.

Teksoy A, Alkan U, Baskaya HS. Influence of treatment process combinations on the formation of THM species in water. *Sep Purif Technol* 2008;61:447–54.

Ternes T, Hirsch R, Mueller J, Haberer K. Methods for the determination of neutral drugs as well as betablockers and alpha2-sympathomimetics in aqueous matrices using GC/MS and LC/MS/MS. *Fresen J Anal Chem* 1998;362:329–40.

Ternes T, Meisenheimer M, McDowell D, Sacher F, Brauch H-J, Haist-Glude B, et al. Removal of pharmaceuticals during drinking water treatment. *Environ Sci Technol* 2002;36:3855–63.

Thies H, Nickus U, Mair V, Tessadri R, Tait D, Thaler B, et al. Unexpected response of high Alpine Lake waters to climate warming. *Environ Sci Technol* 2007;41:7424–9.

Thomas O, Burgess C. Elsevier ed. *UV–Visible spectrophotometry for water and wastewater*; 2007.

Thomas PM, Foster GD. Determination of nonsteroidal anti-inflammatory drugs, caffeine, and triclosan in wastewater by gas chromatography-mass spectrometry. *J Environ Sci Health A* 2004;39:1969–78.

Uyak V, Toroz I. Disinfection by-product precursors reduction by various coagulation techniques in Istanbul water supplies. *J Hazard Mater* 2007;141:320–8.

Van Leeuwen J, Daly R, Holmes M. Modelling the treatment of drinking water to maximize dissolved organic matter removal and minimize disinfection by-product formation. *Desalination* 2005;176:81–9.

Van Vliet MTH, Zwolsman JJG. Impact of summer droughts on the water quality of the Meuse river. *J Hydrol* 2008;353:1–17.

Weyhenmeyer GA. Rates of change in physical and chemical lake variables—are they comparable between large and small lakes? *Hydrobiologia* 2008;599:105–10.

Wiedner C, Rucker J, Brüggemann R, Nixdorf B. Climate change affects timing and size of populations of an invasive cyanobacterium in temperate regions. *Oecologia* 2007;152:473–84.

Wilby RL, Whitehead PG, Wade AJ, Butterfield D, Davis RJ, Watts G. Integrated modelling of climate change impacts on water resources and quality in a lowland catchment: River Kennet, UK. *J Hydrol* 2006;330:204–20.

Wilhelm S, Adrian R. Impact of summer warming on the thermal characteristics of a polymictic lake and consequences for oxygen, nutrients and phytoplankton. *Freshw Biol* 2008;53:226–37.

Williams DT, Lebel GL, Benoit FM. Disinfection by-products in Canadian drinking water. *Chemosphere* 1997;34:299–316.

Worrall F, Burt T. Trends in DOC concentration in Great Britain. *J Hydrol* 2007;346: 81–92.

Worrall F, Burt T, Adamson J. Can climate change explain increases in DOC flux from upland peat catchments? *Sci Total Environ* 2004;326:95–112.

Yang X, Shang C, Westerhoff P. Factors affecting formation of haloacetonitriles, halo ketones,

chloropicrin and cyanogens halides during chloramination. *Water Res* 2007;41:1193–200.

Yu L, Fink G, Wintgens T, Melin T, Ternes TA. Sorption behaviour of potential organic wastewater indicators with soils. *Water Res* 2009;43:951–60.

Zhang X, Echigo S, Lei H, Smith ME, Minear RA, Talley JW. Effects of temperature and chemical addition on the formation of bromoorganic DBPs during ozonation. *Water Res* 2005;39:423–35.

Zhu Z, Arp PA, Mazumder A, Meng F, Bourque CPA, Foster NW. Modeling stream water nutrient concentrations and loadings in response to weather condition and forest harvesting. *Ecol Model* 2005;185:231–43.

Zwolsman JJG, van Bokhoven AJ. Impact of summer droughts on water quality of the Rhine River—a preview of climate change? *Water Sci Technol* 2007;56:44–55