

BALNEABILIDADE EM ÁGUAS DOCES NO BRASIL: RISCOS A SAÚDE, LIMITAÇÕES METODOLÓGICAS E OPERACIONAIS

RECREATIONAL WATER QUALITY USE IN BRAZILIAN FRESHWATERS: HEALTH RISKS, METHODOLOGICAL AND OPERATIONAL LIMITATIONS

Frederico Wagner de Azevedo Lopes

Doutor em Análise Ambiental
Professor Adjunto-Instituto de Geociências
Universidade Federal de Minas Gerais
fwalopes@gmail.com

Antônio Pereira Magalhães Jr

Doutor em Desenvolvimento Sustentável
Professor Associado-Instituto de Geociências
Universidade Federal de Minas Gerais
magalhaesufmg@yahoo.com.br

Eduardo Von Sperling

Doutor em Limnologia
Professor Titular-Escola de Engenharia
Universidade Federal de Minas Gerais
eduardo@desa.ufmg.br

RESUMO

O uso recreacional das águas demanda requisitos específicos de qualidade, ou seja, que atendam às condições de balneabilidade, considerando o risco oferecido à saúde humana pela exposição direta e prolongada a organismos patogênicos, cianotoxinas, insetos vetores, metais pesados, óleos e graxas, presentes em corpos hídricos contaminados. No entanto, nota-se no Brasil uma carência de estudos e programas de monitoramento, além de uma metodologia desatualizada e limitada, estabelecida pela Resolução CONAMA 274/2000. Desta forma, este trabalho tem por objetivo discutir os riscos à saúde relacionados ao uso recreacional de contato primário em águas doces no Brasil, bem como as limitações operacionais e metodológicas do gerenciamento deste uso no país, de forma a se chamar atenção para esta questão que tem sido negligenciada por órgãos ambientais, em seus respectivos programas de monitoramento oficiais, e da comunidade científica, reforçando a necessidade da revisão dos critérios vigentes.

Palavras-chave: Balneabilidade. riscos à saúde humana. critérios de avaliação.

ABSTRACT

The recreational water use demands specific requirements for water quality, that meet the conditions for bathing, considering the risk posed to human health by prolonged and direct exposure to pathogenic organisms, cyanotoxins, insects, heavy metals, oils and greases present in contaminated water bodies. However, there is in Brazil a lack of studies and monitoring programs, plus a limited and outdated methodology established by CONAMA's Resolution 274/2000. Thus, this paper aims to discuss the health risks related to the primary contact recreational use in Brazilian freshwaters, and the methodological limitations and operational management of this use in the country, in order to draw attention to this issue, that has been neglected by environmental agencies in their monitoring programs officers, and the scientific community as well, highlighting the need for revision of current criteria.

Keywords: Recreational water quality use. health risks. assessment criteria.

INTRODUÇÃO

Embora os recursos hídricos tenham adquirido status diferenciado, sendo um dos cerne das questões ambientais atuais, a utilização indevida dos corpos d'água, como receptores de esgotos domésticos sem tratamento, resíduos sólidos, industriais e agrícolas, tem comprometido sua utilização, especialmente em áreas sob pressão antrópica intensa.

Deste modo, a utilização das águas para a prática de atividades de lazer que envolvam o contato primário com as mesmas, tem sido sistematicamente comprometidas em diversos ambientes aquáticos em todo o Brasil.

O uso recreacional das águas demanda requisitos específicos de qualidade, ou seja, que atendam às condições de balneabilidade, considerando o risco oferecido à saúde humana pela exposição direta e prolongada a organismos patogênicos, cianotoxinas, insetos vetores, metais pesados, óleos e graxas, presentes em corpos hídricos contaminados.

O cenário de contínua degradação dos ambientes aquáticos é acompanhado pelo incremento do turismo em balneários brasileiros, que tem proporcionando benefícios financeiros às comunidades envolvidas, através da geração de emprego e renda. Conforme apresentado por Spinacé (2013) diversos balneários considerados cartões postais brasileiros tem perdido seu potencial turístico em função de águas com padrões de qualidade incompatíveis aos usos pretendidos pela sociedade.

Todavia, em função da ausência de monitoramento e falta de informações para o público frequentador, os mesmos podem entrar em contato com águas contaminadas, sendo expostos a riscos maiores de contrair uma série de doenças, especialmente no caso dos idosos, pessoas com baixa resistência imunológica e crianças.

Apesar da crescente demanda pelo uso recreacional de ambientes aquáticos e dos riscos decorrentes do contato com águas contaminadas, nota-se no Brasil, uma carência de estudos e programas de monitoramento que avaliem as condições de balneabilidade, especificamente, em balneários de águas doces (VON SPERLING, 2003). Além disso, a atual metodologia, estabelecida pela Resolução CONAMA nº 274 de 2000, apresenta algumas limitações, como a utilização de indicadores e padrões baseados em estudos epidemiológicos desenvolvidos em ambientes temperados e, também, não considera e/ou estabelece padrões para outros elementos que possam afetar negativamente o uso recreacional das águas, tais como os riscos de natureza física.

Neste contexto, este trabalho tem por objetivo discutir os riscos à saúde relacionados ao uso recreacional de contato primário em águas doces no Brasil, bem como as limitações operacionais e metodológicas do gerenciamento deste uso no país, buscando chamar atenção para esta questão que tem sido negligenciada por órgãos ambientais, em seus respectivos programas de monitoramento oficiais, e da comunidade científica, reforçando a necessidade da revisão dos critérios vigentes.

BALNEABILIDADE E RISCOS A SAÚDE

Durante a atividade recreacional, o banhista é exposto a fatores de risco de natureza física, química e biológicas que podem afetar diretamente sua saúde.

De acordo com a Organização Mundial da Saúde, a saúde é um completo estado de bem-estar físico, mental e social e, não simplesmente, a ausência de doença. Entretanto, a incidência e o curso da doença no organismo variam de acordo com cada indivíduo, por características, atributos ou hábitos que facilitam ou dificultam a ocorrência de danos à saúde, ou seja, os fatores de risco ou de proteção (PEREIRA, 2008).

A prática de atividades de recreação junto aos ambientes aquáticos, normalmente realizadas ao ar livre, pode expor as pessoas a condições de temperatura que podem comprometer sua segurança e saúde. O contato com água fria (<15 °C) pode causar problemas ao usuário na medida em que a imersão súbita, nessas condições, pode acarretar choque térmico e, conseqüentemente, afetar a habilidade natatória do banhista, potencializando o risco de afogamento. Os efeitos cardiorrespiratórios, provenientes do choque térmico, também podem levar ao óbito por ataque cardíaco ou acidente vascular cerebral. A exposição prolongada à água fria (acima de 3 minutos) pode causar arrefecimento progressivo dos músculos e articulações,

resultando em tremores e rigidez dos membros expostos. Posteriormente, este contato prolongado pode gerar um quadro de hipotermia, que pode levar a afogamentos (WHO, 2003).

Já a prolongada exposição à água com temperatura acima de 34 °C pode resultar em exaustão por calor, e com pelo menos 2 horas de imersão nestas condições, esta exaustão pode acarretar afogamentos (NMRC, 2008).

De acordo com a WHO (2003), a faixa de temperatura confortável para a maioria das pessoas é em torno de 20-28°C, sendo que o conforto térmico depende da temperatura do ar, umidade, velocidade do vento e fluxos em radiação de ondas curtas e ondas longas.

No entanto, cabe ressaltar que a tolerância à temperatura da água varia conforme a capacidade individual de tolerância do organismo, bem como do seu condicionamento físico, haja vista que há atletas que se preparam para praticar esportes aquáticos em ambientes desfavoráveis como, por exemplo, os triatletas.

Outro fator de risco refere-se à exposição excessiva à radiação ultravioleta, o que pode resultar em um quadro de insolação, cujos sintomas de enjoo, vômitos, dor de cabeça e diarreias são semelhantes àqueles decorrentes da ingestão de água com a presença de toxinas de algas, o que dificulta o diagnóstico correto (VON SPERLING e VON SPERLING, 2010). A exposição moderada à radiação solar é benéfica ao organismo, pois favorece a produção de vitamina D, que promove a absorção de cálcio, após a exposição à luz solar. No entanto, no caso de exposições prolongadas frequentes aumentam-se os riscos de ocorrência de casos de câncer de pele e catarata (WHO, 2003).

A atividade recreacional também propicia o risco de afogamentos, lesões ortopédicas e de pele, decorrentes de acidentes com anteparos naturais e/ou artificiais presentes no ambiente aquático.

Os afogamentos, normalmente, são consequências de problemas que levam os banhistas a terem a sua capacidade de natação impedida e/ou comprometida, tais como: consumo de álcool, hipotermia, fluxo turbulento das águas, transparência da água, obstrução de movimentos por membros presos em algum anteparo (pedras, raízes, etc.), superestimação de habilidade natatória, falta de supervisão (no caso das crianças), doenças pré-existentes, e escorregamento seguido de impacto em rochas (WHO, 2003, NHMRC, 2008).

Conceitualmente, o afogamento é definido como o óbito decorrente do impedimento da respiração em função da imersão em meio líquido. O termo “quase afogamento” é aplicado quando ocorre o resgate da vítima com vida, podendo, no entanto, acarretar graves danos à saúde, em função da ausência de oxigênio no organismo por longo período. A Organização Mundial da Saúde, baseada em dados de 2004, estima que anualmente, 388.000 pessoas morrem afogadas em todo o mundo, sendo 96% dos casos registrados em países de baixa e média renda (WHO, 2012).

No caso de países tropicais, em que a época chuvosa coincide com o período de temperaturas mais elevadas, há um afluxo maior de banhistas nos cursos d' água durante o período de predomínio de maiores vazões médias, elevando-se os riscos de afogamentos (VON SPERLING e VON SPERLING, 2010).

Embora a mortalidade no Brasil decorrente de afogamentos tenha apresentado redução de 33%, no período de 1979 a 2007, conforme Szpilman (2012), apenas no ano de 2009, foram notificados 7.152 óbitos por afogamento em águas brasileiras. Ao se analisar as causas primárias de tais ocorrências, pode-se observar que 45% dos óbitos ocorreram em águas naturais como, canais, rios, lagos e praias. Os afogamentos em piscina ocorreram em 2% (65% em residências) e os acidentes durante o banho em 0,3% (72% em residências). No entanto, cabe ressaltar, que a maior parte desses óbitos ocorre de forma acidental, pois os casos de afogamento intencional (suicídio e homicídio) corresponderam apenas a 3% do total de óbitos em 2009.

Apesar de muitas vezes associados aos ambientes costeiros, os casos de afogamento em águas doces no Brasil podem ser considerados bastante representativos em relação ao total de casos observados no país. Tal situação pode ser exemplificada ao se observar os números absolutos de casos registrados para o estado de Minas Gerais, que, apenas durante o ano de 2009, apresentou 648 casos de óbitos por afogamentos, representando aproximadamente 9%

do total de óbitos desta natureza verificados no Brasil, para o mesmo período, conforme levantamento de dados realizado por Szpilman (2012), junto ao Ministério da Saúde.

No entanto, cabe ressaltar que tais informações devem ser analisadas com cautela, haja vista os riscos de notificações equivocadas, como a não especificação da causa do óbito por afogamento no atestado de óbito ou até mesmo o preenchimento equivocado do Código Internacional de Doença - CID. Essa limitação também dificulta a obtenção de informações fidedignas sobre afogamentos em águas recreacionais, considerando que a notificação de casos de óbitos em enchentes e inundações também podem ser classificadas inadequadamente.

Outros riscos de natureza física estão associados aos acidentes decorrentes da prática de mergulho em ambientes naturais, com possibilidades de choques com rochas ou leito do rio, podendo causar danos à coluna vertebral, com consequente quadro de tetraplegia ou paraplegia (WHO, 2003).

Tais acidentes podem ser potencializados pela baixa transparência das águas, tendo em vista que a turbidez elevada dificulta a visualização de anteparos existentes no leito dos ambientes naturais. Neste contexto, já no ano de 1972, conforme HC (2010), a agência ambiental canadense, Environmental Canada, sugeriu a utilização do parâmetro claridade como ferramenta para avaliação da qualidade recreacional de contato primário com as águas, as quais deveriam apresentar uma visibilidade mínima de 1,2m.

Além dos riscos de natureza física, a atividade recreacional pode expor os banhistas a contaminantes químicos presentes nas águas. Tais elementos, existentes em corpos d' água, podem ser de origem natural ou antrópica, especialmente em casos de lançamentos pontuais e difusos de efluentes industriais.

A prática da mineração em geral, acarreta alterações físicas e químicas nos sistemas aquáticos. No caso da exploração do ouro, o acúmulo de mercúrio constitui um grave problema decorrente da mineração nas águas continentais do Brasil (TUNDISI et al., 2002).

Certamente, o episódio mais conhecido e divulgado mundialmente sobre a contaminação por metal pesado refere-se ao caso da Baía de Minamata, no Japão, em 1953, quando a *Chisso Fertilizer Co. Ltd.* produzia o metil-mercúrio como um subproduto do processo de produção do acetaldeído, despejando os resíduos indevidamente nas águas da baía. A contaminação da população, neste caso, ocorreu em função do consumo de peixes provenientes destas águas, sendo oficialmente reconhecido que 2.252 pessoas foram diretamente contaminadas por mercúrio, com 1.043 óbitos e um total de 12.127 pessoas que reivindicaram ter contraído a doença, também conhecida como doença de Minamata (BISIOTINI e JARDIM, 2004).

De acordo com Barbieri *et al.* (1997), em lavras subterrâneas, a contaminação dos recursos hídricos se dá, principalmente, pelo lançamento de sólidos sedimentáveis e dissolvidos, que proporcionam aumento na turbidez, alteração nos valores de pH e aumento na concentração de sulfetos e arsênio, dentre outros. Já nas lavras a céu aberto, a contaminação das águas ocorre pelo carreamento, através do escoamento pluvial, de material particulado oriundo das áreas de mina, depósitos de estéreis e estradas.

No entanto, as concentrações normalmente observadas de tais elementos não oferecem maiores riscos à saúde dos usuários, sendo que apenas em casos específicos as concentrações de determinado elemento podem vir a oferecer maiores transtornos (HC, 2010). Geralmente, os riscos potenciais da exposição a elementos químicos são inferiores aos microbiológicos potencialmente presentes em águas recreacionais (WHO, 2003).

As diversas tipologias industriais lançam efluentes com características diferenciadas, em função do tipo de atividade exercida. Dentre os poluentes mais significativos, destacam-se: matéria orgânica, sulfetos, óleos e graxas, bactérias, ácidos, fenóis, cianetos, metais pesados e material em suspensão (BENETTI e BIDONE, 2001).

De acordo com Von Sperling e Von Sperling (2010), os metais pesados, compostos organossintéticos, tais como disruptores endócrinos, podem vir a oferecer riscos aos banhistas apenas em exposições em longo prazo, à exceção de desastres ambientais que gerem uma carga poluidora tão elevada que possa acarretar em contaminação crônica.

Dentre os micropoluentes inorgânicos encontrados na forma dissolvida em águas naturais, destacam-se: arsênio, cádmio, cromo, chumbo, mercúrio, cobre e prata (VON SPERLING, 2005; LIBÂNIO, 2008). No entanto, diversas substâncias químicas apresentam baixa solubilidade na água e podem ser acumuladas nos sedimentos que podem entrar contato direto com o banhista durante a atividade recreacional (HC, 2010).

Conforme a NHMRC (2008), as principais rotas para a contaminação por elementos químicos durante a atividade recreacional são: contato direto (absorção através da pele, olhos e mucosas); inalação (em atividades de intenso spray como o esqui aquático) e ingestão (volumes significativos de água durante a imersão total ou parcial). O risco, entretanto, não é considerado como muito significativo, a não ser em casos particulares de alto nível de concentração de determinado elemento.

No caso de balneários, outro fator a ser considerado, refere-se à ocorrência natural regional de determinados contaminantes nas águas, em função da litologia, além dos provenientes de atividades agrícolas, industriais e minerárias, o que justificaria a análise sistemática de elementos específicos nos balneários. Na região do Alto Rio das Velhas – Minas Gerais, por exemplo, a presença de arsênio nas águas foi identificada por Borba *et al.* (2004).

O pH é outro parâmetro de interesse para a prática da atividade recreacional, sendo inclusive, um dos critérios de classificação de balneabilidade em países como Brasil, Austrália e Canadá, devido ao risco de irritações de olhos e pele, decorrentes da exposição a águas com níveis extremos de pH.

Os valores de pH estão relacionados a fatores naturais, como dissolução de rochas, absorção de gases atmosféricos, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese, e a fatores antropogênicos pelo despejo de esgotos domésticos e industriais (VON SPERLING, 2005).

De acordo com Libânio (2008), em águas naturais superficiais, os valores de pH geralmente variam de 6 a 8,5. No entanto, em alguns casos estes valores podem apresentar-se, naturalmente, abaixo de 5, devido à prevalência de matéria orgânica em decomposição.

Apesar da recomendação para que a recreação ocorra em águas com faixa de pH de 6 a 9 (caso do Brasil), algumas publicações apontam que não há riscos significativos para a recreação de contato primário em águas de pH consideravelmente baixo, como o trabalho publicado por Basu *et al.* (1984), no qual não foram verificados efeitos adversos nos olhos de banhistas em contato com águas em dois lagos no Canadá, com níveis de pH entre 4,5 e 6,5.

Em lagos de mineração, especialmente aqueles originários da exploração do minério de ferro na forma de pirita, no qual a presença de enxofre pode gerar a formação posterior de ácido sulfúrico, quando do enchimento da cava exaurida da mineração, podem ser obtidos valores de pH na faixa de 1 a 2. Entretanto, não há registros da utilização de tais lagos para a atividade recreativa e os possíveis danos a saúde dos usuários (VON SPERLING e VON SPERLING, 2010)

Já nos casos de valores elevados de pH (>10), o contato prolongado com águas destes ambientes aquáticos pode causar graves escamações de pele. Tais ambientes com baixíssima diversidade biológica, normalmente habitados apenas por bactérias, são também conhecidos como lagos de soda e são encontrados em países africanos como Quênia, Uganda e Etiópia (VON SPERLING e VON SPERLING, 2010). Cabe ressaltar que, as florações de algas também podem elevar significativamente o pH das águas do corpo hídrico, especialmente durante o período diurno.

Segundo CDC (2012), em piscinas a faixa de pH ideal para o conforto ocular e eficiência da desinfecção por cloro está entre 7,2 e 7,7. Já para o caso das águas doces em ambientes naturais, conforme DWAf (1996) e ANZECC/ARMCANZ (2000), o valor ideal de pH para as águas de uso recreacional seria o mais próximo possível de 7,4, haja vista que o valor de pH verificado no fluido lacrimal do olho humano é de aproximadamente 7,4, sendo que uma variação de apenas 0,1 neste valor já seria suficiente para causar algum tipo de irritação ou desconforto.

No entanto, a irritação de olhos, membrana nasal, ouvido e garganta de banhistas, associada à atividade recreacional de contato primário não apresenta caráter permanente, cessando rapidamente após o término da atividade recreativa, ou após lavagem com água de pH na faixa usualmente aceitável (6,5 a 8,5).

Além destas fontes usuais de poluição dos corpos d' água, outra forma de degradação refere-se ao material fecal advindo dos próprios banhistas, gerado durante o contato primário com as águas em atividades recreativas (REES et al., 2000).

Em cidades turísticas e de veraneio há uma variação sazonal da população ao longo do ano. Durante os períodos de férias e feriados prolongados podem ocorrer problemas de sobrecarga nos sistemas de coleta existentes, de forma que o excedente seja lançado nos córregos, comprometendo a balneabilidade (CETESB, 2003).

Outro importante fator a ser considerado refere-se ao aumento na concentração de banhistas durante os períodos mais quentes do ano, o que favorece o aumento da carga de patógenos na água. Além disso, as maiores temperaturas da água observadas neste período podem favorecer a proliferação de certos tipos de desses organismos (VAN ASPEREN et al., 1995).

Neste contexto, o principal fator de risco de contaminação microbiológica durante a prática de recreação de contato primário em ambientes naturais é a ingestão eventual e/ou acidental de água.

De acordo com a WHO (2003), a ingestão de água durante a imersão total ou parcial em atividades recreativas, é mais significativa em crianças do que em adultos. Todavia, dados quantitativos sobre o volume ingerido durante tais atividades são difíceis de serem obtidos. Neste sentido, o consumo estimado durante a prática de natação varia de 100 a 200 mL a cada sessão, sendo que para outras atividades esportivas (ex: surfistas e esquiadores aquáticos), estes volumes podem variar bastante. Tais valores foram obtidos a partir da consideração de que a ingestão de água durante a natação por pessoa equivale a 10% do seu consumo diário de água (aproximadamente 2 litros), ou seja, 200 mL por dia de contato primário com as águas.

Schijven e Husman (2006) avaliaram a quantidade de água ingerida por mergulhadores profissionais e esportivos na Holanda, por considerarem os mergulhadores como um grupo interessante a ser estudado, tendo em vista que o mergulho envolve imersão total na água por um período de tempo relativamente longo, permitindo a exposição máxima. Os resultados do referido estudo apontaram que os mergulhadores profissionais ingeriram em média, 9,8 mL de água em ambiente marinho e 5,7 mL em ambiente de água doce por mergulho. Os mergulhadores esportivos, por sua vez, ingeriram em média 9,0 mL e 13 mL, respectivamente.

Entretanto, cabe ressaltar que, os mergulhadores geralmente praticam sua atividade de forma muito controlada, ao contrário de imersão acidental de nadadores, surfistas e praticantes de caiaque, que tendem a ingerir volumes maiores de água durante a sua prática esportiva.

Ao desenvolverem estudo comparativo sobre o volume ingerido de água entre atividades de contato primário (natação) e secundário (caiaque, remo, pesca, barco a motor), Dorevitch *et al.* (2011) verificaram que o volume médio ingerido (3,5 - 4 mL) por praticantes de atividades consideradas de contato limitado com a água foi de 30 a 35% inferior ao do volume ingerido por banhistas (10 - 11 mL).

Já dentre os praticantes de surfe, a partir de uma pesquisa realizada através de questionários, Stone *et al.* (2008) estimaram um consumo médio por pessoa de 170 mL por dia da referida atividade. Cartwright (1991, apud REES, 1999) descreve a estimativa de 15 mL de volume de água ingerido a cada vez que um banhista nada.

Contudo, estes volumes estimados podem sofrer grandes variações dependendo das características do público frequentador, bem como da natureza da atividade praticada. Em estudo realizado por Dufour *et al.* (2006), utilizando-se traçadores nas águas de piscina, foi medido um consumo médio de 16 mL dentre os adultos, enquanto em crianças o valor medido foi de 37 mL, em 45 minutos de atividade recreacional.

No entanto, cabe ressaltar que além das especificidades entre o público frequentador e a natureza da atividade, o risco de acidentes durante a prática das mesmas pode acarretar no aumento do volume de água ingerido, o que pode expor o usuário de forma mais significativa a doenças gastrointestinais.

DOENÇAS RELACIONADAS À ATIVIDADE RECREACIONAL

Os primeiros estudos relacionados à incidência de doenças com o uso recreacional das águas foram elaborados pela *American Public Health Association* na década de 1920, através do

trabalho de Simons e colaboradores em 1922, que buscava determinar a prevalência de doenças infecciosas que poderiam ser transmitidas pelo contato com as águas (POND, 2005).

No entanto, os riscos de doenças associadas à recreação de contato primário têm sido efetivamente investigados desde a década de 1950, através da publicação de diversos estudos epidemiológicos até os dias de hoje.

Baseando-se nestes tipos de estudos, a *United States Environmental Protection Agency* publicou o primeiro guia (USEPA, 1986) com diretrizes para o uso recreacional de ambientes aquáticos, no ano de 1986 (WADE et al. 2003). As recomendações, bem como os valores de referência para classificação da balneabilidade, foram estabelecidas a partir da associação entre indicadores de contaminação fecal e infecções gastrointestinais observadas em banhistas, verificadas nos estudos epidemiológicos correlatos.

Todavia, as infecções gastrointestinais não são as únicas implicações adversas na saúde de banhistas expostos à água contaminada, sendo que diversos trabalhos destacam as infecções de pele, olhos, nariz, ouvido e garganta como problemas bastante recorrentes nessa atividade (PRÜSS, 1998; WADE et al., 2003).

Dentre os 43 estudos apresentados pela USEPA, apenas 27,9% foram realizados em balneários de água doce, o que evidencia a carência de estudos nestes ambientes em relação aos ambientes recreacionais costeiros de água salgada. Além disso, há uma concentração de tais estudos nos Estados Unidos e no Reino Unido, reforçando a necessidade de se pesquisar melhor a questão de balneabilidade em outros países, especialmente no caso do Brasil, devido ao seu potencial turístico voltado para o uso recreacional das águas superficiais.

Devido à ausência de estudos epidemiológicos em áreas de clima tropical, a USEPA iniciou em 2009, um estudo em uma praia na Costa Rica, com o mesmo delineamento epidemiológico utilizado para a região dos Grandes Lagos, que subsidiaram os critérios atualmente adotados pela referida agência ambiental. No entanto, os efeitos à saúde associados aos organismos indicadores não foram detectados, possivelmente em decorrência das boas condições de qualidade da água observadas na praia durante a condução do estudo e problemas na matriz de análise utilizada (USEPA, 2012).

Um dos principais desafios para a avaliação das condições de balneabilidade consiste no estabelecimento de indicadores que possam, efetivamente, apresentar uma boa correlação entre a sua presença no ambiente aquático e a incidência de doenças em banhistas.

O trabalho de Prüss (1998), com o apoio da Organização Mundial da Saúde, analisou 22 estudos no período compreendido entre 1953 a 1996, demonstrando que as infecções gastrointestinais foram as mais frequentes ocorrências relacionadas ao uso recreacional das águas, sendo que o indicador mais bem correlacionado com os efeitos à saúde foram *Enterococcus* para as águas marinhas e a *E.coli*, juntamente com *Enterococcus*, para as águas doces.

Conforme a USEPA (2009), o trabalho de Zmirou *et al.* (2003), fundamentado na interpretação dos resultados de 18 estudos, verificou que o aumento das concentrações de coliformes fecais ou *E. coli* e *Enterococcus*, em ambientes recreacionais marinhos e doces, está associado ao aumento do risco de infecções. O indicador *Enterococcus* foi considerado como o melhor correlacionado, sendo que os riscos de doenças associadas à presença de *Enterococcus* são maiores em águas doces. Já o trabalho de Wade et al. (2003), por sua vez, apontou a *E. coli* como o indicador mais confiável e consistente para águas doces ao analisar 27 estudos publicados.

Todavia, apesar de diversos trabalhos identificarem problemas de pele associados à atividade recreacional desenvolvida em contato com águas contaminadas, Yau *et al.* (2009) não encontraram associação significativa entre as concentrações de coliformes totais, coliformes fecais e *E.coli* e a incidência de sintomas de infecções de pele, em águas doces, ao contrário do observado em ambientes marinhos, onde a correlação foi positiva.

Conforme Parkhurst *et al.*, (2007), embora os resultados de estudos epidemiológicos apontem evidências significativas da associação entre vários efeitos à saúde decorrente do uso recreacional das águas e indicadores microbiológicos, diversos fatores carecem de informações complementares, como: a realização de estudos com populações imunodeprimidas e outros grupos considerados mais susceptíveis como crianças e idosos,

utilização de vírus entéricos e bacteriófagos como indicadores de qualidade das águas para avaliação de riscos, e análise dos efeitos climáticos e locais sobre os resultados. Além disso, outras variáveis de qualidade da água que poderiam comprometer sua utilização para fins recreacionais não foram ainda adequadamente estudadas ou não havia métodos disponíveis para sua inclusão nos estudos epidemiológicos.

Cabe ressaltar ainda, que a maior parte dos estudos epidemiológicos já desenvolvidos foram conduzidos em praias, nas quais os esgotos consistiam na principal fonte de contaminação, sendo que o risco à saúde verificado nestas condições pode não ser tão robusto para balneários nos quais a fonte poluidora primária é derivada de material fecal de origem não humana (WEISBERG, 2007).

A incidência de doenças gastrointestinais é significativamente maior em banhistas que entram em contato com águas cuja densidade de coliformes é superior a 2.300 NMP/ 100mL (STEVENSON, 1953) ou a 2.700 NMP/ 100mL, conforme Krishnaswami (1971). Embora estes valores de referência tenham sido criticados, os mesmos serviram como base para a determinação dos limites estabelecidos pelas principais agências de regulação ambiental no mundo (HC, 2010).

Já de acordo com Branco e Rocha (1977), a incidência de doenças gastrointestinais, dificilmente ocorre em águas com densidades de coliformes termotolerantes inferiores a 10.000 NMP/ 100mL. Entretanto, segundo Zimirou *et al.* (2003) não há evidências de um limiar de densidade do indicador abaixo do qual não haveria risco de incidência de infecção gastrointestinal para os banhistas.

No entanto, alguns balneários apresentam concentrações de coliformes termotolerantes muito superiores aos valores de referência adotados pelas principais agências ambientais no mundo, devido à poluição advinda da pecuária e de esgotos domésticos, conforme apontam os estudos realizados por Lopes *et al.* (2008), Lopes e Magalhães Jr (2010).

Cabe ressaltar que o risco dos usuários serem acometidos por enfermidades provenientes da recreação de contato primário também é influenciado pela susceptibilidade individual de cada organismo. Conforme Parkhurst *et al.*, (2007), os indivíduos mais susceptíveis são os jovens, idosos, gestantes, subnutridos, pacientes com sistema imunológico comprometido por doenças como a AIDS, bem como os que sofreram intervenções médicas como transplante de órgãos e tratamento de câncer.

As infecções de ouvido são umas das principais ocorrências referentes à atividade recreacional, em decorrência da entrada de água no conduto auditivo durante a imersão. Em estudo desenvolvido por Van Asperen *et al.*, (1995), foi verificada uma forte correlação entre a incidência de otite externa em banhistas e a presença de *Pseudomonas aeruginosa*, nas águas de um lago, na Holanda, muito utilizado para a atividade de contato primário.

Os casos de infecções de pele decorrentes do uso recreacional das águas foram reportados em diversos estudos, tais como Van Asperen *et al.* (1997), Wiedenmann *et al.* (2006) e Wade *et al.* (2003), sendo que os principais sintomas observados nos banhistas foram as erupções cutâneas e coceiras. Apesar de infecções de pele, normalmente, serem consideradas como menos graves, sua incidência afeta a qualidade da atividade recreacional, tornando-a repulsiva ao causar extremo desconforto aos banhistas.

No entanto, existe uma grave doença associada ao contato da pele com a água, a esquistossomose, que em alguns casos, pode levar ao óbito (POND, 2005). Dos três tipos desta doença que afetam o homem, apenas a esquistossomose mansoni é transmitida por meio do contato da pele com a água contaminada. O agente etiológico é o *Schistosoma mansoni*, que tem como hospedeiros intermediários os moluscos aquáticos da família *Schistosomatidae* e, como hospedeiros definitivos, o homem e outros mamíferos.

A esquistossomose é uma doença que afeta a atividade recreacional em águas doces em diversas partes do mundo, gerando graves efeitos de longo termo à saúde dos banhistas (VERBRUGGE, 2004). A WHO estima que mais de 200 milhões de pessoas distribuídas em 74 países são afetadas pela esquistossomose. A maioria dos casos reportados está concentrada na África, e em países endêmicos como Brasil, China, Egito e Filipinas (WHO, 2011). Além disso, diversos estudos publicaram casos de infecção de banhistas por *Schistosoma* spp., como por exemplo Kloos *et al.* (1983) e Cetron *et al.* (1996).

Outra possível doença relacionada à atividade recreacional é a leptospirose, que é transmitida aos seres humanos através do contato com água ou lama contaminada pela urina de roedores, especialmente os domésticos, infectados por bactérias do gênero *Leptospira*. O período de incubação da leptospirose vai de 1 a 30 dias após o contato com o agente infeccioso e os sintomas variam desde febre alta, cefaleia e dores musculares, até quadros mais graves, podendo ocorrer icterícia; insuficiência renal e hemorragias, principalmente pulmonar, com altas taxas de letalidade (SAÚDE, 2009). A leptospirose pode assumir importância maior, sobretudo, em balneários sob influência de áreas urbanas, haja vista o aumento na incidência de casos da doença após eventos de inundações nessas áreas.

Os banhistas também podem ser afetados por outras doenças tais como a malária, febre amarela, dengue e filariose, que são transmitidas por vetores (insetos) que se desenvolvem na água ou em suas proximidades (WHO, 2003). Cabe ressaltar, que alguns balneários são ou estão localizados em áreas naturais de proliferação dos insetos vetores, como os corpos d'água lênticos, localizados em áreas de matas, considerados habitats naturais dos mesmos (HESPANHOL, 2006).

Além das doenças causadas por organismos patogênicos, compostos tóxicos presentes nas águas podem causar prejuízos à saúde humana, tais como as cianotoxinas. Estas são geradas principalmente em ambientes eutrofizados, onde as florações de cianobactérias podem produzir cianotoxinas neurotóxicas e hepatotóxicas, sendo que as primeiras podem causar a morte em mamíferos por parada respiratória em poucos minutos (BRANCO et al., 2006).

De acordo com Backer *et al.* (2010) o uso recreacional de corpos d'água doce contaminados consiste em uma importante fonte de exposição a toxinas de cianobactérias, devido ao risco de um número elevado de pessoas serem expostas a altas concentrações de cianotoxinas. A produção destas toxinas em corpos hídricos pode gerar compostos sob a forma de aerossol, tornando a inalação uma via potencial de contaminação, o que pode acarretar em efeitos de hepatotoxicidade aguda, neurotoxicidade, além de sintomas gastrintestinais, respiratórios, dermatológicos e reações alérgicas.

Como exemplos dos efeitos deletérios à saúde, decorrentes da atividade recreacional de contato primário em águas com elevadas concentrações de cianobactérias, Chorus e Bartram (1999) citam o caso ocorrido no Canadá em 1959, no qual 13 banhistas apresentaram dores de cabeça, náusea, diarreia e dores musculares, após nadarem em um lago com florações. Os autores ainda citam casos ocorridos em 1989 e 1995, no Reino Unido e Austrália, respectivamente.

Conforme estudo realizado por Pilotto *et al.* (1997), os banhistas expostos por mais de 1 hora em águas com elevada concentração de cianobactérias (>5.000 cel/mL) foram mais propensos a apresentar pelo menos um sintoma durante os 7 dias subsequentes à exposição, do que as pessoas expostas a águas sem a presença de tais organismos.

Em levantamento sobre casos de surtos de doenças associados à atividade recreacional realizado por Craun et al. (2005), nos Estados Unidos, entre 1971 e 2000, as bactérias e protozoários foram os principais causadores dos mesmos (75%), sendo que, durante este período, foram identificados 21.740 casos de doenças, com 206 hospitalizações e 28 óbitos, sendo o maior número de casos, neste período avaliado, foi observado em lagos ou lagoas (44,8%), seguido por piscinas (34,4%) e rios (4,6%).

Desses, os agentes mais frequentemente associados foram *Cryptosporidium* (15%), *Pseudomonas aeruginosa* (14%), *Shigella* (13%), *Naegleria* (11%), *Giardia* (6%) e *E. coli* (6%). Os surtos atribuídos a *Shigella*, *E. coli* e *Naegleria* estiveram associados principalmente a ambientes de água doce como lagos, lagoas e rios, enquanto os surtos causados por *Cryptosporidium* e *Giardia* estão mais relacionados a piscinas adultas e infantis (CRAUN et al., 2005).

Dentre os diversos tipos de doenças associadas ao uso recreacional de contato primário das águas, os sintomas mais recorrentes são advindos de gastroenterites, representando 85,5 % dos casos de doenças, no período de 1971 a 2000, nos Estados Unidos. Conforme levantamento apresentado por Madigan *et al.* (2004), entre 1989 e 1998, nos Estados Unidos, a gastroenterite predomina em 49% dos 151 casos notificados, seguida dos casos de dermatite (33,1%), meningoencefalite (11,9%) e outras (6%). A maioria destes casos de gastroenterite foi decorrente de contaminação por *Cryptosporidium parvum*, *Escherichia coli* ou um vírus do tipo

Norwalk. Já a maior parte dos casos de dermatite (33,1%) foi relacionada à *Pseudomonas aeruginosa*, enquanto a meningoencefalite (11,9%) à ameba *Naegleria fowleri*. As outras doenças (6%) foram causadas por microrganismos que incluem a leptospirose e a febre *Pontiac*, decorrentes de infecção por *Legionella*.

Além dos riscos de infecções e enfermidades transmitidas através da ingestão ou contato com água, bem como doenças transmitidas por organismos que têm seu ciclo de vida relacionado ao ambiente aquático, há também o risco de acidentes com organismos potencialmente perigosos, tais como cobras, aranhas e jacarés, que podem ser encontrados em ambientes naturais, muitas vezes utilizados para a prática recreacional.

Conforme dados do Ministério da Saúde - Sistema de Informações Hospitalares do SUS (SIH/SUS), os acidentes com organismos potencialmente perigosos no Brasil entre 2008 e 2011 acarretaram no óbito de 254 pessoas e 52.904 internações hospitalares. Entretanto, apesar de estes organismos estarem em seu habitat natural, os riscos de acidentes envolvendo visitantes podem ser reduzidos com atividades educacionais junto aos mesmos, nas áreas endêmicas destas espécies, de forma a se alertar o visitante sobre o risco do uso recreacional destas áreas, bem como sobre os cuidados em se frequentar ambientes naturais.

INSTRUMENTOS LEGAIS APLICADOS À BALNEABILIDADE

As primeiras iniciativas para o estabelecimento de diretrizes, critérios e valores de referência, visando a assegurar condições adequadas à população, durante a prática da atividade recreacional de contato primário foram elaboradas pelo *National Technical Advisory Committee* (NTAC) para o *Federal Water Pollution Control Administration*, no ano de 1968. Esses critérios, baseados em indicadores microbiológicos, foram propostos a partir da realização de uma série de estudos desenvolvidos pelo *United States Public Health Service*, entre o final dos anos de 1940 e o início dos anos de 1950, sendo os resultados apresentados por Stevenson (1953).

Os referidos estudos epidemiológicos foram conduzidos em balneários localizados no lago Michigan, em Chicago, Illinois; no rio Ohio, em Dayton, Kentucky; e em Long Island Sound em Mamaroneck e em New Rochele, New York. Os resultados levaram à definição dos coliformes fecais como os indicadores a serem utilizados, tendo sido definido o valor limite de 200 NMP/100 mL por amostra (USEPA, 1986).

No entanto, tais resultados foram duramente criticados por problemas no delineamento do estudo epidemiológico, o que levou a própria USEPA a iniciar novos programas, de longo termo (1972 a 1978) em praias de New York, Massachusetts e Louisiana, avaliando-se a densidade de *Enterococcus* e sua relação com os sintomas de gastroenterite associados à atividade recreacional. Já no período entre 1978 e 1982, tais estudos foram direcionados para os balneários de águas doces na Pensylvania e Oklahoma, utilizando-se desta vez também, a *E.coli* como indicador (USEPA, 2009).

A realização destes trabalhos, em ambientes marinhos e de águas doces, desenvolvidos por Cabelli (1983) e Dufour (1984), respectivamente, foi de fundamental importância, ao esclarecerem que seria inviável a utilização dos mesmos valores de referência para os dois ambientes.

Em 1986, a USEPA publicou *Ambient Water Quality Criteria for Bacteria*, que estabeleceu as diretrizes de qualidade das águas recreacionais, definindo que a média geométrica de um mínimo de 5 amostras ao longo de 30 dias não deve exceder os limites de *E. coli* 126 U.F.C/100mL e *Enterococcus* 33 U.F.C/100 mL para águas doces (WADE et al., 2003).

Na Europa, o marco inicial da definição de critérios referentes a águas recreacionais deu-se através da implementação da diretiva 76/160/EEC que, certamente, contribuiu bastante para o incremento na qualidade das águas recreacionais europeias. Esta norma diretiva estabeleceu que os estados membros deveriam alcançar os valores imperativos (10.000 coliformes totais NMP/mL ou 2.000 *E.coli* NMP/100 mL), sendo que os mesmos deveriam ainda se esforçar para alcançar os valores de referência (500 coliformes totais NMP/mL; 100 *E.coli* NMP/100mL; e 100 *Streptococcus* NMP/100 mL) (KAY et al., 1994).

Com a necessidade de se atualizar os critérios anteriormente propostos, em dezembro de 2000, o Parlamento e o Conselho Europeu iniciaram uma consulta em larga escala de todos os interessados e das partes envolvidas para o desenvolvimento de uma nova política de águas

balneares, baseada em dados científicos. Tais esforços culminaram com a publicação, em 15 de fevereiro de 2006, da diretiva 2006/7/EC.

Internacionalmente, diversos países ainda têm sua classificação de balneabilidade baseada na utilização de coliformes termotolerantes e totais. Já outros, têm utilizado indicadores como os *Enterococcus* e/ou *E.coli*, conforme recomendações apresentadas através dos estudos epidemiológicos e posterior publicação dos critérios para águas recreacionais da USEPA (1986) e WHO (2003) (USEPA, 2009).

Conforme pode ser observado na Tabela 1, os critérios oficiais de classificação de balneabilidade podem apresentar variação tanto nos valores de referência, quanto nos indicadores utilizados. No entanto, alguns países adotam outros parâmetros e seus respectivos limites, como por exemplo, a densidade de cianobactérias nas águas de recreação.

Tabela 1- Critérios adotados por alguns países para a classificação de balneabilidade em águas doces

Parâmetros	Austrália	Canadá	EUA	União Europeia	Nova Zelândia
<i>E.Coli</i> (UFC)		400 ²	126 ¹	900 ³	550 ²
<i>Enterococcus</i> (UFC)	35 ¹	70 ²	33 ¹	330 ³	-
Coliformes fecais (NMP/100mL)	150 ¹	-	-	-	-
pH	5 a 9	6,5 a 8,5	-	-	6,5 a 8,5
Turbidez (UNT)	-	50	50 ⁴	-	-
Claridade (m)	1,6	1,2	-	-	1,6
Cianobactérias (cel/mL)	<20.000	<100.000	-	-	<20.000
Oxigênio Dissolvido (% saturação)	80	-	-	-	-
Temperatura (°C)	15 a 35	-	-	-	15 a 35

Fonte: Compilado de USEPA (1986), USEPA (1988), EU (2006), ANZECC/ARMCANZ (2000), NRMCC (2000), NZME (2003), HC (2010).

- 1- Média geométrica de um conjunto de amostras com 95% das análises dentro deste limite-Mínimo de 5 amostras.
- 2- Valor máximo permitido em uma única amostra.
- 3- 90% do percentual de amostras avaliadas.
- 4- Critérios estabelecidos pelos próprios estados: Na maior parte dos estados, o valor adotado é de 50 UNT, com alguns adotando 10 ou 25 UNT.

Entretanto, de acordo com Backer *et al.* (2010), tais valores estão baseados na concentração de células e não nas toxinas, tendo em vista que, não necessariamente, haverá toxinas em determinadas florações de cianobactérias. Desta forma, estudos epidemiológicos, voltados para a avaliação da associação entre cianotoxinas e efeitos na saúde de banhistas, são necessários para o estabelecimento destes valores de referência.

Em estudo elaborado por Pilotto *et al.* (1997), os resultados demonstraram que a duração do contato com águas contendo cianobactérias (densidade de células) associa-se ao surgimento de efeitos deletérios à saúde dos banhistas, sendo que o limite de 20.000 células por mL foi considerado muito alto para oferecer a devida segurança aos usuários.

Embora alguns países possuam diretrizes que abrangem outras variáveis, como o uso da claridade e densidade de cianobactérias, além das tradicionais análises microbiológicas, estes critérios ainda não foram oficialmente regulamentados. Desta forma, a utilização de novos indicadores para avaliação do uso recreacional das águas ainda carece de informações técnicas e instrumentos regulatórios para utilização em programas de monitoramento e classificação da qualidade das águas recreacionais.

Além disso, com os avanços tecnológicos verificados, especialmente nas áreas da biologia molecular, microbiologia e química analítica, faz-se necessário uma revisão dos padrões e procedimentos anteriormente elaborados. Neste sentido, a U.S. EPA iniciou, no ano de 2007, uma revisão crítica dos critérios e métodos adotados desde 1986, através da realização de workshops com diversos especialistas da área para revisão de estudos epidemiológicos (USEPA, 2007).

Conforme Martins (2012), após uma extensa revisão da literatura científica disponível e avaliação de novas informações desenvolvidas, a U.S. EPA consolidou um documento intitulado *Recreational Water Quality Criteria (RWQC)* com novas diretrizes para águas recreacionais, visando auxiliar os Estados e tribos norte americanos no desenvolvimento de seus padrões de qualidade das águas.

Embora o referido documento mantenha as concentrações e organismos das diretrizes de 1986 publicadas pela USEPA, alguns aspectos metodológicos foram revisados, como a quantificação de *Enterococcus*, preconizando-se a utilização de qPCR (reação em cadeia da polimerase quantitativa), haja vista suas aplicações diversas e resultados mais rápidos em relação aos métodos tradicionais. No entanto, seu uso deve prescindir de análise prévia, uma vez que a experiência de utilização do método nesse contexto ainda é limitada. Outra modificação é a adoção de um percentil de 75, no lugar do valor de uma única amostra das últimas 5 semanas para definir as águas como impróprias (MARTINS, 2012).

Outro aspecto a ser considerado refere-se à adoção de critérios desenvolvidos para realidades distintas. Conforme Leite *et al.* (2008), países desenvolvidos apresentam corpos hídricos com qualidade geralmente superior aos estabelecidos pelos padrões ambientais, enquanto nos países em desenvolvimento, o nível de qualidade está frequentemente abaixo dos padrões mínimos, que são normalmente os mesmos, em ambos os grupos de países. Desta forma, fica evidente a necessidade de uma contínua reflexão e a realização de novos e mais controlados estudos epidemiológicos, voltados para o uso recreacional das águas e suas implicações à saúde humana.

Atualmente, no Brasil, a avaliação da qualidade das águas de rios, lagoas e mares para atividades que envolvam o contato primário com as águas, ou seja, a balneabilidade deve atender aos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000, conforme indicado na própria Resolução do CONAMA nº 357 de 2005, modificada pela Resolução CONAMA nº 430 de 2011. De acordo com a referida resolução, as condições de balneabilidade das águas doces são classificadas em categorias (Tabela 2), definidas de acordo com os teores de coliformes fecais (termotolerantes) ou *Escherichia coli*.

Caso seja constatada a má qualidade das águas dos balneários, o órgão ambiental competente (municipal, estadual ou federal) poderá efetuar a interdição dos mesmos. Outros fatores que podem justificar a interdição são: derramamento de óleo e extravasamento de esgoto; ocorrência de toxidade ou formação de nata decorrente de floração de algas ou outros organismos; presença de moluscos transmissores potenciais de esquistossomose e outras doenças de veiculação hídrica (CONAMA, 2000).

No entanto, em Minas Gerais, por exemplo, são raros os casos de intervenção do poder público para a interdição de balneários, destacando-se o caso da cachoeira do Brumado, no município de Mariana, onde ocorreu a contaminação de diversos banhistas por esquistossomose. Isto levou o Ministério Público a propor uma ação civil pública visando vedar

a frequência e o acesso de turistas ao local e, apesar da enfática oposição do Município, o pedido veio a ser deferido pelo poder Judiciário local (TJMG, 2006).

Outro caso de destaque, refere-se ao descrito por Jardim *et al.* (2000), no qual foi verificada a ocorrência de uma mortandade de peixes na Lagoa de Baixo, em Confins-MG, após uma floração de *Cylindrospermopsis raciborskii*. A partir do monitoramento desta espécie, ficou constatado que a quantidade de células ultrapassou 107 células por mililitro.

Desta forma, os resultados foram comunicados às autoridades locais e avisos de advertência foram divulgados à população, quanto ao uso da água das lagoas para fins recreacionais e para a dessedentação de animais. Com os resultados positivos dos bioensaios, em setembro de 1998 recomendou-se a interdição provisória das lagoas, via decreto municipal, para prática da recreação de contato primário.

A publicação da Resolução CONAMA 274/2000 proporcionou uma atualização dos critérios para classificação das condições de balneabilidade no Brasil, na medida em que promoveu a substituição dos coliformes totais pela *E.coli* para a classificação das águas doces. Já para as águas marinhas foram estabelecidos os Enterococcus como indicadores.

Tabela 2- Critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA 274/2000 para classificação das condições de balneabilidade no Brasil

Categoria		Padrões para o corpo d'água
Própria	Excelente	Máximo de 250 coliformes termotolerantes/ 100mL ou 200 <i>E. coli</i> / 100mL ou 25 <i>Enterococcus</i> / 100mL em 80% ou mais das amostras das cinco semanas anteriores.
	Muito Boa	Máximo de 500 coliformes termotolerantes/100mL ou 400 <i>E.coli</i> /100mL ou 50 <i>Enterococcus</i> / 100mL em 80% ou mais das amostras das cinco semanas anteriores.
	Satisfatória	Máximo de 1000 coliformes termotolerantes/ 100mL ou 800 <i>E.coli</i> / 100mL ou 100 <i>Enterococcus</i> / 100mL em 80% ou mais das amostras das cinco semanas anteriores.
		Não atendimento aos critérios estabelecidos para as águas próprias.
		Incidência elevada ou anormal, na região, de enfermidades transmissíveis por via hídrica, indicadas pelas autoridades sanitárias.
		Valor obtido na última amostragem superior a 2500 coliformes termotolerantes/ 100mL ou 2000 <i>E.coli</i> / 100mL ou 400 <i>Enterococcus</i> / 100mL.
		Presença de resíduos ou despejos, sólidos ou líquidos, inclusive esgotos sanitários, óleos, graxas e outras substâncias, capazes de oferecer risco à saúde ou tornar desagradável à recreação.
Imprópria	pH < 6,0 ou pH > 9,0 (águas doces), à exceção das condições naturais.	
	Floração de algas ou outros organismos, até que se comprove que não oferecem riscos à saúde humana.	
	Outros fatores que contra indiquem, temporária ou permanentemente, o exercício da recreação de contato primário.	

Nota - os padrões referentes aos Enterococcus aplicam-se somente às águas marinhas.
 Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005).

Já no ano de 2008, em Minas Gerais, o Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM e o Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais-CERH, publicaram a Deliberação

Normativa Conjunta 001 de 2008, nos moldes da Resolução CONAMA 357 de 2005, dispendo sobre a classificação de qualidade dos corpos hídricos e as diretrizes para seu enquadramento, além das condições e padrões para o lançamento de efluentes. Todavia, a referida resolução estadual inovou ao estabelecer o limite de densidade de cianobactérias em 10.000 cel/mL, para fins de recreação de contato primário em corpos d'água enquadrados nas classes 1 e 2.

Neste sentido, a legislação brasileira mostra-se consoante à evolução dos critérios adotados pelas principais agências ambientais, mas carece de estudos epidemiológicos desenvolvidos localmente, para adequar a metodologia às especificidades de um ambiente tropical (clima e doenças endêmicas), aos níveis e às fontes de poluição dos corpos hídricos, bem como para estabelecer padrões adequados ao contexto verificado para as águas doces no Brasil.

MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DE CONDIÇÕES DE BALNEABILIDADE

Apesar da crescente utilização das águas para fins recreacionais e dos riscos do contato com águas contaminadas, nota-se uma carência de estudos e programas de monitoramento que avaliem as condições de balneabilidade, especialmente, em balneários de águas doces.

O monitoramento refere-se ao processo programado de amostragem, medição e subsequente gravação ou divulgação, ou ambos, de várias características da água, no intuito de avaliar a conformidade com os objetivos específicos (BARTRAM e HELMER, 1996).

Um programa de monitoramento pode ter como objetivos a avaliação da qualidade da água, para verificar a conformidade com os usos propostos, como a recreação e acompanhar a evolução da qualidade de corpos d'água ao longo do tempo, como reflexo do uso e ocupação do solo presente na bacia (BENETTI e BIDONE, 2001).

Em relação ao monitoramento específico de balneários, Gilbert (2007) aponta a existência de diversos fatores, em áreas costeiras, que podem contribuir para uma significativa variação dos resultados de um programa de monitoramento, tais como: a distância da praia em relação ao local de amostragem, horário de coleta da amostra, número de banhistas no local, total de precipitação nas últimas 24 horas, radiação solar total, velocidade e direção dos ventos, temperatura da água e profundidade da coluna de água onde a amostra foi coletada.

Desta forma, a influência de tais fatores deve ser considerada durante o processo de implementação e condução de um programa de monitoramento de balneabilidade, devido a possibilidade de se obter resultados que não necessariamente refletem as condições de qualidade das águas utilizadas para uso recreacional.

Segundo a WHO (2003) agências locais e nacionais das áreas de usos recreacionais das águas têm a responsabilidade de promover e assegurar um ambiente seguro, podendo essas áreas estarem localizadas em áreas privadas ou associadas a algum provedor de instalações e serviços. Deste modo busca-se controlar os riscos à saúde humana, sendo que organizações não governamentais e grupos de interesse especial também têm um papel importante a desempenhar. Entretanto, a limitação dos riscos oferecidos à saúde está sob o controle direto do usuário, que deve assumir uma postura responsável quando está praticando atividades recreativas.

Ainda conforme a WHO (2003), o sistema de áreas recreacionais deve assegurar que os balneários sejam operados da forma mais segura possível, a fim de que o maior número de pessoas possa usufruir da qualidade requerida para este uso das águas, sendo que os impactos decorrentes de atividades recreacionais, sobre a saúde dos usuários, devem ser ponderados em relação aos benefícios para a própria saúde e bem-estar associados ao uso desses ambientes.

Neste contexto, o monitoramento da qualidade dos balneários em diversos países, especialmente no que se refere à qualidade das águas, possui critérios estabelecidos, de forma a orientar a duração e a frequência das amostragens para a classificação das condições de balneabilidade em determinada área.

No caso da União Europeia, conforme a Diretiva EU 2006/7, a classificação deve ser feita através da análise de pelo menos 16 amostras, considerando uma temporada de banho mínima de 8 semanas, com intervalo de duas semanas entre amostragens. As séries de amostras devem ser coletadas conforme a temporada ou calendário de banho, por um período geralmente de quatro anos. Se incidentes de poluição forem detectados, novas amostragens,

bem como medidas de investigação de fontes poluidoras devem ser adotadas, podendo acarretar na interdição do balneário até a adoção de medidas corretivas.

Visando aprimorar o sistema de comunicação dos riscos aos usuários de águas recreacionais, as diretrizes desenvolvidas para a Nova Zelândia (NZME, 2003) apresentam um sistema que combina a estimativa dos níveis microbiológicos com uma graduação de riscos para uma classificação do balneário, conforme pode ser observado na Tabela 3, para o caso de águas doces.

No entanto, conforme NZME (2003), para a classificação de balneabilidade é necessário um monitoramento significativo, com a realização de no mínimo 20 amostragens durante a estação recreacional, sendo o período de cinco anos considerado como ideal para a realização da avaliação.

Além da avaliação microbiológica, o referido sistema adota uma ferramenta de inspeção sanitária (*Sanitary Inspection Category* - SIC) para a classificação da adequabilidade do balneário à prática recreacional em cinco categorias, sendo a avaliação sanitária realizada através da utilização de uma série de *checklists*. Assim, o sistema para avaliação da adequabilidade apresentado é sumarizado na Figura 1.

Tabela 3 - Classificação e ações associadas à medição de indicadores fecais e riscos à saúde

Cor	Status	<i>E. coli</i> /100mL ¹	Medidas
Verde	Vigilância	Todos os resultados <260	Manter rotina de monitoramento semanal
Laranja	Alerta	Amostragem única > 260	Amostragem diária e identificação da origem da contaminação
Vermelho	Ação	Resultados consecutivos ² > 550	Amostragem diária e identificação da origem da contaminação, sinalização vertical e notificação ao público.

Notas: 1- Níveis baseados ao risco à saúde abaixo 5%
2- Amostragens realizadas com intervalo mínimo de 24h entre cada.

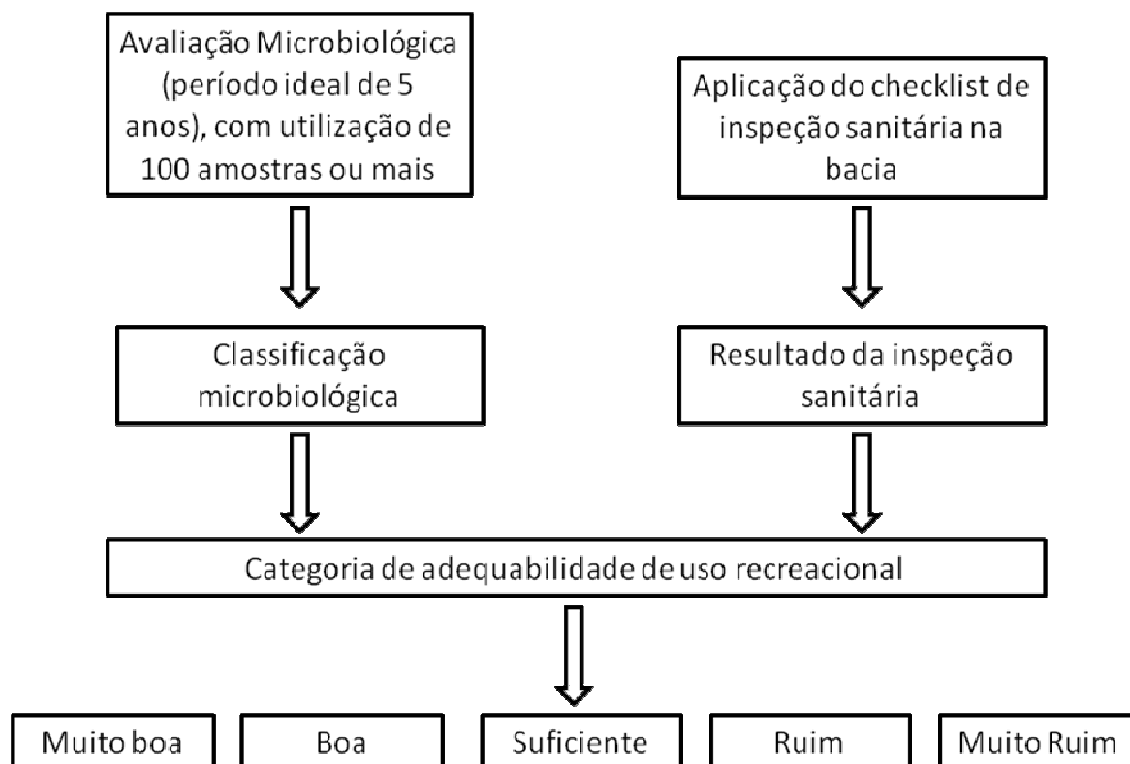
Fonte: Adaptado de NZME (2003).

Já para o contexto brasileiro, conforme a Resolução CONAMA 274/2000, a amostragem deverá ser feita, preferencialmente, nos dias de maior afluência do público aos balneários, sendo que a coleta deverá ser efetuada no local de maior concentração de banhistas. Para a classificação das condições de balneabilidade é necessário a análise de um conjunto de cinco amostras, coletadas semanalmente, ou com, pelo menos, 24 horas de intervalo.

Conforme Von Sperling (2003), o monitoramento de balneabilidade no Brasil é concentrado em áreas costeiras, em praias de maior fluxo de banhistas. Nestes casos, tais praias são monitoradas pelas respectivas agências estaduais de meio ambiente, sendo muito limitadas as pesquisas em águas doces.

Neste contexto, Martins (2012) aponta que os estados brasileiros com programas de monitoramento específicos para balneários de água doce são: Mato Grosso, Sergipe, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, o que demonstra uma significativa lacuna para balneários em ambientes de águas doces no Brasil.

Figura 1 - Modelo esquemático do sistema de avaliação adotado pela agência ambiental da Nova Zelândia.



Fonte: Adaptado de NZME (2003).

Outra limitação existente para o Brasil refere-se à questão de que a maior parte dos pontos de amostragem em monitoramentos realizados pelas agências estaduais de meio ambiente nas diversas regiões do país não coincide com as principais áreas recreacionais, considerando-se que os maiores rios possivelmente não são os mais requisitados para este tipo de atividade, devido às condições adversas, tais como: corredeiras, grande volume de água e profundidade, maior velocidade do fluxo de água e existência de fontes poluidoras.

Os trabalhos direcionados para a balneabilidade em águas doces são escassos na literatura nacional, sendo que, no caso específico de Minas Gerais, as principais contribuições são os trabalhos de Lopes *et al.* (2008), Lopes e Magalhães Jr (2010), Von Sperling e Von Sperling (2010) e Martins (2012). A carência de programas de monitoramento específicos para fins de balneabilidade, no contexto nacional, também acarreta na inexistência de dados referentes à notificação de doenças decorrentes da prática da atividade de contato primário.

No contexto internacional, entretanto, já em 1971, a USEPA, o *Centers for Disease Control and Prevention* (CDC) e o *Council of State and Territorial Epidemiologists* iniciaram um sistema de vigilância, buscando relatar a ocorrência e as causas dos surtos de doenças de veiculação hídrica associados aos sistemas de água potável e outros tipos de água nos Estados Unidos.

O Estado e as agências locais de saúde têm a responsabilidade primária de detecção e investigação desses eventos que são, voluntariamente, relatados ao CDC e USEPA, sendo que em 2001, foi iniciada a notificação de estatísticas nacionais sobre casos associados a águas de recreação.

Desta forma, fica evidente a necessidade da criação de um sistema de monitoramento e avaliação das principais áreas recreacionais de contato primário com as águas, no intuito de se obter uma avaliação de longo prazo que possibilite a tomada de medidas visando garantir a segurança dos usuários no contexto brasileiro.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar da importância social e econômica do uso recreacional das águas para a sociedade, constata-se uma precariedade de programas de monitoramento e gestão de balneabilidade em águas doces, especialmente no caso de países tropicais, como o Brasil, cuja atual metodologia está defasada e limitada a critérios que não permitem uma avaliação ampla desse uso, desconsiderando fatores de riscos físicos e os diversos tipos de poluição dos corpos d'água brasileiros.

Neste contexto, o estabelecimento de novos critérios para classificação e avaliação de balneabilidade em águas doces no Brasil, carece de uma profunda reflexão, com a participação da comunidade científica atuante nas áreas correlatas, bem como os técnicos atuantes em órgãos de monitoramento e gerenciamento ambiental, além de outros atores envolvidos na gestão das águas no país.

A realização de estudos epidemiológicos em balneários locais é imprescindível para o desenvolvimento de uma metodologia adequada às especificidades das áreas de uso recreacional em águas doces no Brasil, tendo em vista a importância desta atividade para a sociedade e a carência de espaços de lazer, especialmente para a população de baixa renda.

AGRADECIMENTOS

À CAPES pela concessão de bolsa de estudos e ao *Ministry for Environment – NZMfE* e *National Institute of water and Atmospheric Research – NIWA*, Nova Zelândia, pela troca de experiências e discussões.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AUSTRALIA AND NEW ZEALAND ENVIRONMENT AND CONSERVATION COUNCIL, AGRICULTURE AND RESOURCE MANAGEMENT COUNCIL OF AUSTRALIA AND NEW ZEALAND- ANZECC/ ARMCANZ. **Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality. National Water Quality Management Strategy.** ANZECC/ARMCANZ, Canberra, 2000. 215p.

BACKER; L.C. et al. Recreational exposure to microcystins during algal blooms in two California lakes. **Toxicon**, 55 (5), pp. 909-921, 2010.

BARBIERI, A.F. et al. Atividades antrópicas e impactos ambientais. In: PAULA, J.A (Org.). Biodiversidade, população e economia: uma região de Mata Atlântica. Belo Horizonte. p. 273-343.1997.

BARTRAM, J.; BALLANCE, R. (Ed.). **Water quality monitoring: a practical guide to design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programs.** London: UNEP/WHO, 1996. p.9-14.

BASU, P.K. et al. Ocular effects of water from acidic lakes: an experimental study. **Canadian Journal of Ophthalmology**, 19: 134–141, 1984.

BENETTI, A.; BIDONE, F. O meio ambiente e os recursos hídricos. In: TUCCI, C.E.M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação.** Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2001. p. 849-876.

BISINOTI, M.C.; JARDIM, W.F. O comportamento do metilmercurio (metilHg) no ambiente. **Quim. Nova**, v. 27, n. 4, 593-600, 2004.

BORBA, R.P; FIGUEIREDO, B.R; CAVALCANTI, J.A. Arsênio na água subterrânea de Ouro Preto e Mariana. **Revista Escola de Minas**, 57(1): 45-51, 2004.

BRANCO, S.M.; AZEVEDO, S.M.F.O.; TUNDISI, J.G. Água e saúde humana. In: REBOUÇAS, A.C; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação.** 3 ed. São Paulo: Escrituras, 2006. p.241-265.

CABELLI, V. J. **Health effects criteria for marine recreational waters.** U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/1-80-031, Cincinnati, OH. 1983.

CENTERS FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION – CDC. Your disinfection team: Chlorine & pH - **Protection Against Recreational Water Illnesses.** Disponível

em:<<http://www.cdc.gov/healthywater/swimming/pools/disinfection-team-chlorine-ph.html>>.

Acesso em: 27/06/2012.

CETRON, M.S. et al. Schistosomiasis in Lake Malawi. **The Lancet**, 348(9037), 1274–1278, 1996.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring e management**. London: WHO, 1999. 400p.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL – COPAM E CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS-CERH. Deliberação Normativa Conjunta no 01 de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação e o enquadramento dos corpos d' água. Diário do Executivo - Minas Gerais- 20/05/2008. 28p.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução 274 de 29 de novembro de 2000**. Estabelece condições de balneabilidade das águas brasileiras. Brasília, 2000.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução 357 de 17 de março de 2005**. Estabelece a classificação, segundo os usos preponderantes, para as águas doces, salobras e salinas do território nacional.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução 430 de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.

DEPARTMENT OF WATER AFFAIRS AND FORESTRY- DWAF. **South African Water Quality Guidelines**, Volume 2: Recreational Use, 1996. 89p.

DOREVITCH, S. et al. Water ingestion during water recreation. **Water Research** 45, p. 2020 - 2028, 2011.

DUFOUR, A. P. **Health effects criteria for fresh recreational waters**. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, OH. EPA 600/1-84-004. 1984.

DUFOUR, A.P. et al. **Water ingestion during swimming activities in a pool: a pilot study**. **J. Water Health** 4 (4): 425-430, 2006.

GILBERT, R.O. On selecting the statistical rationale for revised EPA recreational water quality criteria for bacteria. In: WYMER, L.J (Ed). **Statistical framework for recreational water quality criteria and monitoring**. John Willey & Sons. UK, 2007,p. 45-67.

HEALTH CANADA-HC. **Guidelines for Canadian Recreational Water Quality**. Draft - 3 ed. Federal - Provincial-Territorial Committee on Health and the Environment, 2010. 153p.

HESPANHOL, I. Água e saneamento. In: In: REBOUÇAS, A.C; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3 ed. São Paulo: Escrituras, 2006. p. 269-324.

JARDIM, F.A.; MACHADO, J.N.A.;SCHEMBRI, M.C.A.C. A experiência da COPASA no monitoramento, detecção e adoção de medidas mitigadoras para as cianobactérias tóxicas em estações de tratamento de água - Minas Gerais – Brasil. **Anais...XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES, 2000.

KAY, D. et al. Predicting likelihood of gastroenteritis from sea bathing: results from randomized exposure. **The Lancet** 344(8927), p. 905-909,1994.

KLOOS, H. et al. Water contact behaviour and schistosomiasis in an upper Egyptian village. **Social Science and Medicine**, 17(9), 545–562, 1983).

KRISHNASWAMI, S. Health aspects of water quality. **Am. J. Public Health. Assoc**, n.61, p. 2259-2268, 1971.

LEITE, L.A.K.; NASCIMENTO,N.O.;VON SPERLING, M. Desenvolvimento, utilização e análise de incertezas de modelos conceituais em Hidrologia. In: BARBOSA, F. (Org). **Ângulos da água: desafios da integração**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2008-366.p.109-156

LIBANIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas, SP: Ed. Átomo, 2.ed, 2008, 444p.

LOPES, F. W. A.; MAGALHÃES Jr, A. P.; PEREIRA, J. A. A. Avaliação da qualidade das águas e condições de balneabilidade na bacia do ribeirão de Carrancas-MG. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, p. 111-120, 2008.

LOPES, F.W.A.; MAGALHAES JR, A.P. Avaliação da qualidade das águas para recreação de contato primário na bacia do alto Rio das Velhas – MG. **Hygeia**. v.11, n.6,p.133 – 150, 2010.

MARTINS, L.K.A. **Contribuições para o monitoramento de balneabilidade em águas doces no Brasil**. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente, Saneamento e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, 2012. 122p.

NATIONAL HEALTH AND MEDICAL RESEARCH COUNCIL (NHMRC). **Guidelines for Managing Risks in Recreational Water**. Australian Government, 2008. p.214.

NEW ZELAND MINISTRY FOR THE ENVIRONMENT (NZME). **Microbiological Water Quality Guidelines for Marine and Freshwater Recreational Areas**. Wellington, New Zealand, 2003, 159p.

PARKHURST, D.F.; CRAUN, G.F.; SOLLER, J.A. Conceptual bases for relating illness risk to indicator concentrations. In: WYMER, L.J (Ed). **Statistical framework for recreational water quality criteria and monitoring**. John Willey & Sons. UK, 2007,p. 19-43.

PEREIRA,M.G. **Epidemiologia: teoria e prática**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2008, 596p.

PILOTTO, L.S. et al. Health effects of exposure to cyanobacteria (blue-green algae) during recreational water-related activities. **Aust. N.Z. J. Public Health** 21, p.562–566, 1997.

POND, K. **Water recreation and disease. Plausibility of associated infections: acute effects, sequelae and mortality**. London: IWA/WHO, 2005. 231p.

PRÜSS, A. Review of epidemiological studies on health effects from exposure to recreational water. **Journal of Epidemiology**, v.27, p.471-478,1998.

REES, G. Recreational waters and health: swimming against the tide. **The environmentalist**. v.19, 35-38 (1999).

SAÚDE-MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Plano de preparação e resposta do sistema único de saúde frente aos desastres associados às inundações**. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. – Brasília: Ministério da Saúde, 2009. 84 p.

SCHIJVEN,J., HUSMAN, A.M.R. A Survey of Diving Behavior and Accidental Water Ingestion among Dutch Occupational and Sport Divers to Assess the Risk of Infection with Waterborne Pathogenic Microorganisms. **Environmental Health Perspectives**. v.114,n.5, p. 712-717,2006.

SPINACÉ, N. Ah se essa água fosse limpa. **Revista Época**. 18 de março de 2013, n 733. pp.28-29.

STEVENSON, A.H. Studies of bathing water quality and health. **Am J Public Health**, n. 43, p.529-538, 1953.

STONE, D.L. et al. Exposure assessment and risk of gastrointestinal illness among surfers. **J. Toxicol. Environ. Health**. 71 (24), 1603-1615, 2008.

SZPILMAN, D. **Afogamento-Perfil Epidemiológico no Brasil-2009. Sociedade Brasileira de Salvamento Aquático- SOBRASA**. 2012. 15p. Disponível em: http://www.sobrasa.org/biblioteca/obitos_2009/Perfil%20epidemiológico%20do%20afogamento%20no%20Brasil%20-%20Ano%202012.pdf. Acesso em: 16032012

TRIBUNAL DE JUSTIÇA DO ESTADO DE MINAS GERAIS –TJMG. **Cadernos da EJEF: Série Estudos Jurídicos: Direito Ambiental II** - Belo Horizonte, Tribunal de Justiça do Estado de Minas Gerais, Escola Judicial Des. Edésio Fernandes, 2006.

TUNDISI, C.T.; TUNDISI, T.M.; ROCHA, O. Limnologia de águas interiores. Impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. In: REBOUÇAS, A.C; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2.ed. São Paulo: Escrituras, 2002. p.195- 225.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Report of the experts scientific workshop on critical research needs for the development of new or revised recreational water quality criteria.** EPA 823-R-07-006, 2007. 199p.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Review of published studies to characterize relative risks from different sources of fecal contamination in recreational water.** EPA 822-R-09-001, 2009. 103p.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Bacteriological Ambient Water Quality Criteria for Marine and Fresh Recreational Waters.** EPA440/5-84-002, 1986. 24p.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Report on 2009 National Epidemiologic and Environmental Assessment of Recreational Water Epidemiology Studies.** EPA/600/R-10/168, 2012. 64p. Disponível em: <<http://www.epa.gov/neaer/>>. Acesso em: 16/07/2012.

VAN ASPEREN, I. A. et al. Health effects of freshwater bathing among primary school children-Design for a randomised exposure study. Report -Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu-RIVM, 1997, 48p.

VAN ASPEREN, I.A. et al. Risk of otitis externa after swimming in recreational fresh water lakes containing *Pseudomonas aeruginosa*. **BMJ**. v.311, p.1407-1410,1995.

VERBRUGGE, L.M. et al. Swimmer's Itch: Incidence and Risk Factors. **American Journal of Public Health**, v. 94, n. 5, p. 738-741, 2004.

VON SPERLING, E. Água para saciar corpo espírito: Balneabilidade e outros usos nobres. In:**Anais...XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. ABES, Joinville, 2003.

VON SPERLING, E.; VON SPERLING, M. **Estudo sobre a balneabilidade no rio das Velhas**. Belo Horizonte: Fundação Cristiano Otoni e COPASA, 2010.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3.ed. Belo Horizonte**: UFMG/Departamento de Engenharia Sanitária, 2005. v.1, 452p.

WADE, T.J. et al. Do U.S. Environmental Protection Agency water quality guidelines for recreational waters prevent gastrointestinal illness? A systematic review and meta-analysis. **Environ Health Perspect** 111:1102-1109, 2003.

WEISBERG, S.B. A management context for the statistical design of recreational contact water quality monitoring programs. In: WYMER, L.J (Ed). **Statistical framework for recreational water quality criteria and monitoring**. John Willey & Sons. UK, 2007,p. 13-17.

WIEDENMANN, A. et al. A randomized controlled trial assessing infectious disease risks from bathing in fresh recreational waters in relation to the concentration of *Escherichia coli*, intestinal enterococci, *Clostridium perfringens*, and somatic coliphages. **Environ Health Perspect** 114:228-236, 2006.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Drowning**. Fact Sheet no. 347, 2012. Disponível em: < <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs347/en/>>. Acesso em: 25/05/2013.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for safe recreational water environments - coastal and fresh waters**. Geneva, Switzerland, 2003. v.1, 253p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Weekly epidemiological record**. No. 9, 2011, 86, 73-80.

YAU, V.; WADE, T.J.; WILDE, C.K.; COLFORD JR, J.M. Skin-related symptoms following exposure to recreational water: a systematic review and meta-analysis. **Water Qual Expo Health**v.1, p.79-103, 2009.

ZMIROU, D. et al. Risks associated with the microbiological quality of bodies of fresh and marine water used for recreational purposes: summary estimates based on published epidemiological studies. **Archives of Environmental Health** 58(11): 703-711, 2003.