

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA**

**PROPOSTA METODOLÓGICA PARA AVALIAÇÃO
DE CONDIÇÕES DE BALNEABILIDADE EM ÁGUAS
DOCES NO BRASIL**

Frederico Wagner de Azevedo Lopes

Minas Gerais - Brasil

2012

Frederico Wagner de Azevedo Lopes

**PROPOSTA METODOLÓGICA PARA AVALIAÇÃO
DE CONDIÇÕES DE BALNEABILIDADE EM ÁGUAS
DOCES NO BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Geografia da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Geografia.

Área de concentração: Análise Ambiental

Linha de pesquisa: Recursos Hídricos

Orientador: Antônio Pereira Magalhães Júnior

Coorientador: Eduardo von Sperling

Belo Horizonte

2012

L864p
2012 Lopes, Frederico Wagner de Azevedo.
 Proposta metodológica para avaliação de condições de
 balneabilidade em águas doces no Brasil [manuscrito] / Frederico
 Wagner de Azevedo Lopes. – 2012.
 x, 200 p. : il. (color.).

 Tese (doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto
 de Geociências, 2012.

 Área de concentração: Análise Ambiental.

 Orientador: Antônio Pereira Magalhães Júnior.

 Co-orientador: Eduardo von Sperling.

 Bibliografia: f. 169-181.

 Inclui apêndices.

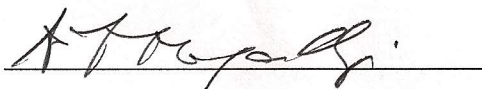
 1. Água – Qualidade – Teses. 2. Água – Uso – Teses. 3. Recreação
 ao ar livre – Teses. I. Magalhães Júnior, Antônio Pereira. II. von
 Sperling, Eduardo. III. Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto
 de Geociências. IV. Título.

CDU: 379.844

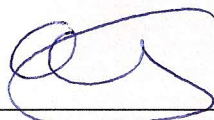
Tese intitulada *Proposta metodológica para avaliação de condições de balneabilidade em águas doces no Brasil*, de autoria de Frederico Wagner de Azevedo Lopes, apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia do Instituto de Geociências da UFMG como requisito parcial ao título de doutor em Geografia.

Área de concentração: Análise Ambiental

Aprovada pela banca examinadora constituída pelos seguintes professores:



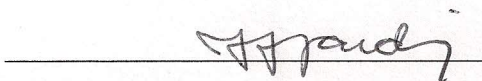
Dr. Antônio Pereira Magalhães Júnior (IGC/UFMG)
Orientador



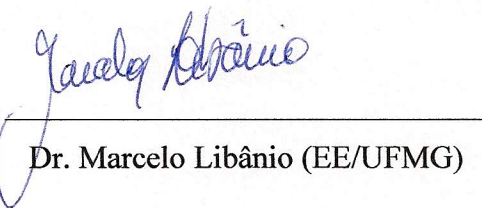
Dr. Eduardo von Sperling (EE/UFMG)
Coorientador



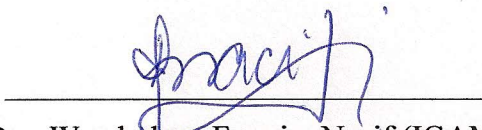
Dra. Cristiane Valéria de Oliveira (IGC/UFMG)



Dr. Fernando Antônio Jardim (COPASA)



Dr. Marcelo Libânio (EE/UFMG)



Dra. Wanderlene Ferreira Nacif (IGAM)

Belo Horizonte, 11 de setembro de 2012.

*À Zózima, mãe e maior incentivadora.
Pelo exemplo de dedicação, honestidade, sabedoria, esforço, luta e amor incondicional.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família, especialmente aos meus pais Zózima e Wagner (in memoriam), aos meus avós Tereza e Afonso (in memoriam) e Natália, minha irmã e Engenheira Química preferida, por toda a disponibilidade e ajuda.

À minha amada esposa Beatriz, pelo carinho, apoio incondicional, incentivo, parceria, compreensão e paciência ao longo de nossa bela história.

Ao meu orientador Dr. Antônio Pereira Magalhães Jr, por todo o suporte, atenção, conselhos, amizade e orientação desde os tempos de graduação, que sempre me incentivaram a seguir adiante na vida acadêmica.

Ao meu orientador Dr. Eduardo von Sperling pela confiança, prestatividade e apoio para o desenvolvimento da pesquisa e realização de estágio no exterior, além da sempre agradável convivência e sábia orientação.

Ao meu orientador de estágio no exterior Dr. Robert Davies-Colley, pelos ensinamentos, confiança e receptividade, facilitando a adaptação e tornando a experiência na Nova Zelândia extremamente enriquecedora. Agradeço também à sua esposa, Sra. Julie Davies-Colley pelo carinho e maravilhosos jantares.

Ao National Institute of Water and Atmospheric Resources – NIWA (Em Maori: Taihoro Nukurangi - “Onde a água encontra o céu”) especialmente aos pesquisadores que contribuíram com críticas, discussões e bibliografias: Deborah Ballantine, Neale Hudson, Graham McBride, Rebecca Stott, Richard Storey e ao Garret Van Assema pelo treinamento em campo.

Às pesquisadoras do Ministry for Environment – MfE, Lucy Backer e Liam Potter, pelas enriquecedoras discussões e troca de experiências.

Aos membros da banca examinadora Dr. Fernando Jardim, Prof. Dr. Marcelo Libânio e Dra. Wanderlene Nacif, pelas valiosas contribuições e pertinentes críticas construtivas. Agradeço também ao Prof. Dr. Valter Pádua, por suas observações no exame de qualificação.

À Prof. Dra. Cristiane Oliveira, pelas contribuições durante a banca examinadora e, especialmente, pelos ensinamentos e incentivo a cursar o mestrado.

A todos os meus amigos, em especial à Luana Martins, companheira de balneabilidade, por compartilharmos este fascinante tema e pela ajuda constante; ao Cláudio Jesus pelas indicações bibliográficas; ao Alex Carvalho pela colaboração no projeto de pesquisa piloto no Alto Rio das Velhas e aos amigos Vladimir Diniz e Vandrê Guardieiro pelo fundamental auxílio cartográfico.

Aos especialistas que participaram do Painel Delphi, pela generosa participação e preciosas contribuições para a pesquisa.

Ao Projeto Águas de Minas do Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM pela cessão dos dados de qualidade das águas.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	X
LISTA DE TABELAS	XII
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS	XIV
RESUMO	XVI
ABSTRACT	XVII
1- INTRODUÇÃO	18
2- FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	21
2.1- Uso recreacional da água.....	21
2.1.1- Lazer e balneabilidade.....	23
2.1.2- Abordagem histórica do uso recreacional das águas.....	25
2.2- Balneabilidade e riscos à saúde	29
2.2.1- Riscos físicos.....	33
2.2.2- Riscos químicos	37
2.2.3- Riscos biológicos	40
2.2.4- Estudos epidemiológicos.....	42
2.2.5- Doenças associadas à atividade recreacional	48
2.2.6- Acidentes com organismos potencialmente perigosos.....	53
2.3- Aspectos estéticos	54
2.4- Aspectos legais.....	58
2.5- Monitoramento de condições de balneabilidade	67
2.6- Índices de qualidade das águas.....	72
3-PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	80
3.1 – Avaliação de condições de balneabilidade na bacia do Alto Rio das Velhas como subsídio para o desenvolvimento da proposta metodológica	80
3.2- Levantamento de indicadores de balneabilidade para águas doces no Brasil	84
3.3- Desenvolvimento do índice de condições de balneabilidade - ICB.....	86
3.4- Desenvolvimento de um protocolo para avaliação da qualidade sanitária e ambiental dos balneários	90

4- RESULTADOS E DISCUSSÕES	92
4.1- Balneabilidade e avaliação da qualidade ambiental em áreas de uso recreacional da bacia do Alto Rio das Velhas – MG.	92
4.1.1- Avaliação das condições de balneabilidade.	94
4.1.2- Avaliação da qualidade ambiental dos balneários.....	106
4.2- Indicadores de balneabilidade em águas doces no Brasil	112
4.3- Índice de condições de balneabilidade	126
4.3.1- Classes de qualidade.....	126
4.3.2- Variáveis e curvas de qualidade	132
4.3.1.1- <i>Escherichia coli</i>	133
4.3.1.2- Densidade de cianobactérias	136
4.3.1.3- Turbidez	140
4.3.1.5 - Potencial hidrogeniônico - pH	145
4.3.3- Aplicação do Índice de Condições de Balneabilidade-ICB	149
4.4 – Protocolo de inspeção sanitária e ambiental.....	158
5- CONSIDERAÇÕES FINAIS	167
6- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	169
APÊNDICES	182
APÊNDICE 1 – Carta convite enviada aos painelistas da pesquisa Delphi	182
APÊNDICE 2 – Formulário de retorno da 1ª rodada da pesquisa e 2ª rodada do painel Delphi.	187
APÊNDICE 3 – Dados do monitoramento IGAM e resultados do cálculo do Índice de Condições de Baneabilidade –ICB para o Alto Rio das Velhas entre 2009 e 2011.....	192
APÊNDICE 4 – Balneários avaliados na bacia do Alto Rio das Velhas.....	199

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Claridade visual pelo método do Black Disc - Representação esquemática (a) e medição em campo (b).	36
Figura 2. Modelo esquemático do sistema de avaliação adotado pela agência ambiental da Nova Zelândia.....	70
Figura 3. Localização da bacia do Alto Rio das Velhas.....	81
Figura 4. Localização dos balneários amostrados na bacia do alto Rio das Velhas.....	93
Figura 5. Classificação das condições de balneabilidade nos balneários do Alto Rio das Velhas – Estação Seca.	95
Figura 6. Classificação das condições de balneabilidade nos balneários do Alto Rio das Velhas – Estação Chuvosa.....	96
Figura 7. Barragem de Raposos – Raposos.	98
Figura 8. Cachoeira Santo Antônio – Caeté.	98
Figura 9. Poço Azulão – Nova Lima.	99
Figura 10. Cachoeira SAMSA – Rio Acima.	100
Figura 11. Cachoeira do Índio – Rio Acima.....	100
Figura 12. Cachoeira Chica Dona – Itabirito.....	101
Figura 13. Cachoeira Carrancas – Itabirito.....	102
Figura 14. Cachoeira das Andorinhas – Ouro Preto.....	102
Figura 15. Cachoeira de Macacos – Nova Lima.	103
Figura 16. Resultados das análises de turbidez para os balneários investigados no alto rio das Velhas.	104
Figura 17. Curva de qualidade (q) para a variável <i>E.coli</i>	135
Figura 18. Curva de qualidade (q) para a variável densidade de cianobactérias.	139
Figura 19. Curva de qualidade (q) para a variável turbidez.	144
Figura 20. Curva de qualidade (q) para a variável pH.....	147
Figura 21. Resultado médio anual do ICB para o alto Rio das Velhas- 2009 a 2011.	151

Figura 22. Índice de qualidade á água (IQA-IGAM) médio anual para o Alto Rio das Velhas entre 2009 e 2011.	153
Figura 23. Índice de condições de balneabilidade para o alto curso do Rio das Velhas entre 2009 e 2011.	157

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Processos que afetam a qualidade das águas superficiais.	29
Tabela 2- Atividades antrópicas e suas consequências sobre as águas e parâmetros alterados.	32
Tabela 3- Estudos epidemiológicos sobre balneabilidade analisados por Prüss (1998), Wade <i>et al.</i> (2003) e Zmirou <i>et al.</i> (2003), organizado por USEPA (2009).....	43
Tabela 4- Alguns patógenos de interesse no uso recreacional das águas.	45
Tabela 5. Principais doenças de transmissão feco-oral associadas à água, organizadas por organismo patogênico.	49
Tabela 6-Etiologia dos surtos de doenças em águas recreacionais (EUA, 1971 a 2000).	52
Tabela 7. Classificação de balneabilidade para águas doces - União Europeia.	59
Tabela 8- Critérios adotados por alguns países para a classificação de balneabilidade em águas doces.	61
Tabela 9- Critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA 274/2000 para classificação das condições de balneabilidade no Brasil.	65
Tabela 10. Classificação e ações associadas à medição de indicadores fecais e riscos à saúde.	69
Tabela 11- Pesos atribuídos aos parâmetros componentes do IQA.	74
Tabela 12- Níveis de qualidade para os valores de IQA.	74
Tabela 13- Índice de balneabilidade - CETESB.	76
Tabela 14- Parâmetros selecionados para a composição do índice de qualidade das águas para recreação de contato primário na Nova Zelândia.	77
Tabela 15 - Categorias de classificação da qualidade das águas para recreação de contato primário - Índice proposto para a Nova Zelândia.	79
Tabela 16. Estações de amostragem no alto Rio das Velhas – Programa Águas de Minas-IGAM.	89
Tabela 17. Avaliação da preservação dos balneários segundo de avaliação rápida.	106
Tabela 18. Checklist dos impactos ambientais decorrentes da atividade turística nos principais balneários do alto Rio das Velhas.	109
Tabela 19. Estados da federação onde atuam os painelistas.	113
Tabela 20. Formação básica dos painelistas.	114
Tabela 21. Setores de atuação dos painelistas.	114
Tabela 22. Resultado da 1ª fase do Painel Delphi-Balneabilidade em águas doces: % de inclusão, médias e medianas, dos parâmetros pré-selecionados.	115

Tabela 23. Parâmetros sugeridos pelos participantes	118
Tabela 24. Resultado da 2ª fase do Painel Delphi-Balneabilidade em águas doces: % de inclusão, médias e medianas, dos parâmetros pré-selecionados e os sugeridos pelos respondentes.	120
Tabela 25. Parâmetros com percentual de inclusão acima de 60% e seus respectivos pesos nas duas rodadas do painel Delphi.....	122
Tabela 26. Parâmetros selecionados dentre os seis mais relevantes para composição do índice, conforme opinião dos painelistas.	123
Tabela 27. Classificação e respectivas faixas de qualidade do Índice de Condições de Balneabilidade - ICB.	128
Tabela 28. Variáveis de qualidade da água selecionadas para compor o Índice de Condições de Balneabilidade - ICB.	132
Tabela 29. Graus de escala para a variável <i>E.coli</i>	134
Tabela 30. Critérios de pontuação para elaboração da curva (q) – <i>E.coli</i>	134
Tabela 31. Equações para o cálculo de q para a variável <i>E.coli</i>	136
Tabela 32. Graus de escala para a variável densidade de cianobactérias.	137
Tabela 33. Critérios de pontuação para elaboração da curva (q) - Densidade de cianobactérias.	137
Tabela 34. Equações para o cálculo de q para a variável densidade de cianobactérias.....	139
Tabela 35. Graus de escala para a variável turbidez.....	143
Tabela 36. Critérios de pontuação para elaboração da curva (q) – Turbidez (UNT).	143
Tabela 37. Equações para o cálculo de q para a variável turbidez.	144
Tabela 38. Graus de escala para a variável pH.	146
Tabela 39. Critérios de pontuação para elaboração da curva (q) – pH.....	146
Tabela 40. Equações para o cálculo de q para a variável pH.	147
Tabela 41. Aplicação do ICB a partir da base de dados da Estação BV013, no alto curso do Rio das Velhas.	150
Tabela 42. Percentual de resultados conforme classe de qualidade, para as estações de monitoramento do Alto Rio das Velhas – 2009 a 2011.....	155

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ADD – Attention Deficit Disorder

ANA – Agência Nacional de Águas

ANZEEC -Australia and New Zealand Environment and Conservation Council

ARMCANZ - Agriculture Resource Management Council of Australia and New Zealand

CDC – Center Disease Control

CERH-MG- Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais

CETEC – Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (São Paulo)

CID – Código Internacional de Doenças

CNPq – Conselho Nacional de Pesquisa

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente

COPAM - Conselho Estadual de Política Ambiental

CPRH - Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Pernambuco

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DWAF - Department of Water Affairs and Forestry

EEC – European Economic Community (Comunidade Econômica Europeia)

EU – European Union

FEAM – Fundação Estadual do Meio Ambiente

FUNASA – Fundação Nacional da Saúde

GLWI - Great Lakes Water Institute

HC – Health Canada

IB – Índice de Balneabilidade

ICB – Índice de Condições de Balneabilidade

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas

IQA – Índice de qualidade da água

MIB - 2-metilisoborneol

NHMRC -National Health and Medical Research Council

NIWA – National Institute of Water and Atmospheric Resources

NMP – Número mais provável

NRMMC- Natural Resource Management Ministerial Council

NSF – National Sanitation Foundation

NTAC- National Technical Advisory Committee

NZME- New Zealand Ministry for the Environment

OD- Oxigênio Dissolvido

pH – Potencial Hidrogeniônico

PIB – Produto Interno Bruto

qPCR - Quantitative Real Time Polymerase Chain Reaction

RWQC – Recreational Water Quality Criteria

SEMAD- Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável

SIC - Sanitary Inspection Category

SISEMA - Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos

TJMG – Tribunal de Justiça de Minas Gerais

UFC – Unidade Formadora de Colônia

UFMG- Universidade Federal de Minas Gerais

UNT - Unidade Nefelométrica de Turbidez

USEPA – United States Environmental Protection Agency

USPHS - United States Public Health Service

WHO – World Health Organization

RESUMO

A utilização das águas para a prática de atividades de lazer sempre esteve presente na cultura humana, principalmente nos países de clima favorável e com vasta riqueza de recursos hídricos. Tais condições são propícias para práticas recreacionais que envolvam o contato primário com as águas do mar, rios, cachoeiras, represas e lagoas, apresentando uma demanda crescente ao longo dos últimos anos, devido, especialmente, à busca por interação com o meio natural, em contraposição à vida moderna e ao ambiente dos centros urbanos. No entanto, esse uso demanda requisitos específicos de qualidade da água, ou seja, que atendam às condições de balneabilidade, tendo em vista o risco oferecido à saúde humana. Neste sentido, o objetivo geral deste trabalho consiste no desenvolvimento de uma metodologia para a avaliação das condições de balneabilidade em águas doces, visando aprimorar os métodos atualmente adotados. Para tanto, foi realizada a avaliação da utilização de novas variáveis para a análise das condições de balneabilidade, em águas doces, a partir da técnica Delphi. Desta forma, foi desenvolvido um índice de qualidade de água que integrou as variáveis de qualidade da água mais significativas para o uso recreacional de contato primário, além de um protocolo de avaliação sanitária e ambiental para os balneários, abrangendo aspectos sanitários, estéticos e fatores de riscos. De acordo com os resultados da pesquisa de opinião, conduzida junto a especialistas de universidades, agências ambientais e companhias de saneamento, a avaliação de condições de balneabilidade deveria incorporar outros parâmetros, além dos já estabelecidos pela Resolução CONAMA 274/2000, notadamente aqueles associados a florações de cianobactérias e aspectos visuais ou estéticos. O índice proposto foi baseado no método do mínimo operador, apresenta as variáveis *Escherichia coli*, densidade de cianobactérias, turbidez e pH, que, conforme os resultados obtidos, classifica a qualidade das águas de determinado balneário em Excelente, Muito boa, Satisfatória, Imprópria ou Muito ruim. Sendo assim, o trabalho buscou contribuir para o processo de gestão do uso recreacional das águas, visando aprimorar a avaliação e divulgação das condições de balneabilidade em águas doces no Brasil, além de subsidiar a realização de novos estudos específicos, de forma a assegurar melhores condições de salubridade aos usuários.

Palavras chave: Balneabilidade, Índice de qualidade da água, Uso recreacional da água.

ABSTRACT

The water use for leisure activities has always been present in human culture, especially in countries with a favorable climate and a wealth of water resources, where there are appropriate conditions for recreational activities practice that involving primary contact with water of rivers, waterfalls, dams and ponds. However, this use demands specific requirements of water quality, once the primary contact requires a more restrictive assessment of water quality, due to the risks posed towards to human health by direct and prolonged exposure to pathogenic organisms and toxic substances. In Brazil there is a lack of proper monitoring of bathing waters conditions and, in addition, the currently used methodology shows some limitations, as the use of some microbiological indicators that do not set standards for other factors and/or elements which may interfere with the use of recreational waters for the purpose of primary contact. In this context, this study's general objective is the development of a methodology to assess water quality for bathing in freshwater, in order to improve the current methodology, establishing new variables for the analysis of bathing water conditions by the use of Delphi methodology; composing an integrated index of water quality for bathing to cover the main elements raised; proposing a protocol for the integrated assessment of bathing places, taking into consideration sanitary, aesthetic and safety aspects. According to the results obtained with experts from universities, environmental agencies and sanitation companies, the methodology to assess the conditions of bathing in fresh water must include new parameters, mainly the assessment of water contamination by cyanobacteria and visual or aesthetic variables. A water quality index was proposed, based on the minimum operator method, including the variables *Escherichia coli*, cyanobacteria density, turbidity and pH, that, according the final index results, classifies the water quality in Excellent, Very Good, Suitable, Unsuitable and Very poor. Therefore, this study is intended to contribute to the management process of recreational water use, aiming the improvement of the evaluation and propagation of bathing freshwaters conditions to ensure better health conditions to frequent users.

Keywords: Recreational water quality assessment; Water quality index; Recreational water use

1- INTRODUÇÃO

A importância dos ambientes aquáticos tem sido reconhecida, política e socialmente, devido ao seu aproveitamento como mananciais de abastecimento de água para os mais diversos usos. Tendo em vista a relevância estratégica como recurso essencial à sobrevivência humana, bem como fonte de energia elétrica, uso agrícola, recreação, dentre outros, a conservação das águas torna-se imprescindível para assegurar o pleno desenvolvimento das atividades econômicas e a qualidade de vida da população.

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.

A utilização das águas para a prática de atividades de lazer sempre esteve presente na cultura humana, principalmente nos países de clima favorável e com vasta riqueza de recursos hídricos. Tais condições são propícias para a prática de atividades de recreação que envolvam o contato primário com as águas do mar, rios, cachoeiras, represas e lagoas.

Práticas de recreação desenvolvidas em contato com as águas têm crescido ao longo dos últimos anos, devido, especialmente, à busca por atividades em contato com o meio natural, em contraposição à vida moderna e ao ambiente dos centros urbanos. No entanto, tais práticas demandam requisitos específicos de qualidade da água, 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 incremento do turismo em balneários tem se destacado em diversos países do mundo, proporcionando benefícios financeiros às comunidades envolvidas, através da geração de emprego e renda. Todavia, a atividade turística exerce uma série de pressões sobre o ambiente e, caso a recreação ocorra em águas contaminadas, os banhistas ficam susceptíveis a uma série de doenças, especialmente no caso dos idosos, pessoas com baixa resistência imunológica e crianças. Considera-se que as crianças constituem um grupo de maior risco, pois tendem a permanecer em contato com as águas por longos períodos de tempo, em comparação aos demais grupos etários e, durante suas atividades, há maior possibilidade de ingestão acidental de água (POND, 2005).

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 274, de 29 de novembro de 2000. De acordo com a referida resolução, as condições de balneabilidade das águas doces são avaliadas em categorias, definidas de acordo com os teores de coliformes fecais (termotolerantes) ou *Escherichia coli*.

No entanto, a avaliação de tais indicadores não demonstra, necessariamente, a origem humana do material fecal, tendo em vista que a *E.coli* pode também ser encontrada em fezes de outros animais. Além disso, tais parâmetros não são bons indicadores da presença de protozoários e vírus entéricos.

As doenças decorrentes de contaminação de águas de uso recreacional requerem, geralmente, tratamentos simples, que normalmente apresentam resposta rápida, ou não demandam nenhum tipo de intervenção e não possuem efeitos de longo prazo na saúde humana. Apesar de as doenças mais comuns em banhistas serem a gastroenterite e as infecções de olhos, ouvidos, nariz e garganta, em locais contaminados há o risco de infecções com doenças consideradas mais graves, tais como disenteria, cólera, hepatite A e febre tifoide (CETESB, 2003). Além das doenças causadas por organismos patogênicos, compostos presentes nas águas podem causar prejuízos à saúde humana, tais como os metais pesados, agrotóxicos e cianotoxinas.

A suposição que o banhista faz sobre a qualidade das águas, quase sempre com base apenas em atributos estéticos, consiste em outro fator de risco à utilização de águas contaminadas para a prática de recreação. Segundo Smith *et al.* (1995), a percepção de qualidade das águas pelos banhistas está ligada a parâmetros sensoriais como transparência e cor. Deste modo, parâmetros físicos específicos de qualidade da água, como turbidez, transparência e cor também deveriam ser considerados, devido a sua influência no comportamento dos banhistas.

Conforme Van Asperen *et al.* (1995), as fontes de poluição de origem não fecal em águas recreacionais tem sido negligenciadas, haja vista que os critérios estabelecidos para a balneabilidade não incluem patógenos não fecais.

Apesar da crescente demanda pelo uso recreacional de ambientes aquáticos, que consiste em um dos mais antigos e nobres usos da água, nota-se 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 adotada apresenta algumas limitações, a saber: está baseada na utilização de alguns

organismos indicadores (coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*); não considera e/ou estabelece padrões para outros elementos, como riscos de natureza física e qualidade estética das águas, que possam comprometer a utilização e a qualidade da atividade recreacional de contato primário.

Neste contexto, são propostas as seguintes questões norteadoras da pesquisa:

- A atual metodologia para avaliação de balneabilidade em águas doces é suficiente para assegurar condições de salubridade aos usuários?
- Quais parâmetros de qualidade de água, ou outros fatores, bem como seus limites, poderiam ser utilizados para aprimorar os processos de avaliação de balneabilidade em águas doces?
- Seria possível a construção de um índice integrado de qualidade da água, voltado para a balneabilidade, considerando-se a praticidade do índice na transmissão das informações?

Desta forma, este trabalho tem por objetivo geral o desenvolvimento de uma metodologia para a avaliação das condições de balneabilidade em águas doces, visando aprimorar os métodos atualmente adotados. Como objetivos específicos buscar-se-á:

- Avaliar a utilização de novas variáveis para a análise das condições de balneabilidade em águas doces;
- Propor um índice de qualidade das águas voltado para a balneabilidade, de forma a integrar os parâmetros mais relevantes;
- Desenvolver um protocolo de avaliação sanitária, complementando a avaliação do índice, a partir de aspectos sanitários, estéticos e de segurança.

2- FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1- Uso recreacional da água

A água é um elemento natural fisiologicamente necessário para a sobrevivência humana. A partir do momento em que passa a ser considerado como bem econômico, passível de ser utilizada para este fim, o termo recurso hídrico expressa melhor sua importância dentre os diversos usos existentes (REBOUÇAS, 2006).

Nas diversas sociedades, ao longo da história, os recursos hídricos sempre tiveram uma importância fundamental em praticamente todas as atividades econômicas e sociais desenvolvidas. A crescente diversificação das atividades antrópicas em função do desenvolvimento econômico e social implica em uma maior demanda por água em qualidade e quantidade suficiente para atender aos mais diversos usos, tais como: abastecimento doméstico, abastecimento industrial, irrigação, dessedentação de animais, função ecológica de preservação de fauna e flora, criação de espécies, geração de energia elétrica, navegação, paisagismo, diluição de resíduos, recreação e lazer.

Quanto às formas de utilização, os usos da água podem ser classificados como: consuntivos, não consuntivos e locais. O primeiro termo refere-se aos usos que implicam na retirada da água do corpo hídrico, diminuindo a sua disponibilidade local e temporal. No segundo, não há perdas entre o volume retirado e o que retorna à fonte de suprimento. Já o último, refere-se aos usos em que o aproveitamento da água é realizado no próprio corpo hídrico, sem que haja qualquer alteração significativa na sua disponibilidade (DERÍSIO, 2007; LANNA, 2001).

No entanto, em algumas atividades não consuntivas e locais, apesar de não haver perdas quantitativas nos corpos d'água, as águas podem ser contaminadas em virtude de certos usos. De acordo com Meybeck e Helmer (1996), atividades como a navegação e a recreação, embora não provoquem alterações no regime hidrológico do ambiente aquático, resultam em deterioração da qualidade da água.

Cada objetivo de uso atribuído aos corpos d'água demanda requisitos específicos de qualidade da água, tendo em vista que os níveis de qualidade da água exigidos variam para cada finalidade pretendida (VON SPERLING, 2005). No entanto, Derísio (2007) ressalta que a qualidade da água deve atender principalmente às exigências de saúde pública.

O uso da água, para fins de recreação, pode ser considerado como um dos mais nobres, devido à sua importância para a cultura humana, notadamente em sociedades que associam o contato com água a um simbolismo religioso.

Neste contexto, Von Sperling (2003) destaca a vinculação dos banhos com os aspectos religiosos, especialmente na cultura oriental, representada pelo budismo, taoísmo e hinduísmo. Nestas religiões, as orações e diversas cerimônias, muitas vezes, são realizadas junto à água, reforçando a importância dos ambientes aquáticos nessas sociedades.

As principais modalidades de utilização da água para fins de lazer estão relacionadas ao lazer contemplativo, pesca, navegação e o lazer em contato com as águas.

O lazer contemplativo refere-se à função de harmonia paisagística exercida pelos ambientes aquáticos. O entorno de rios, lagos e represas estimula a realização de atividades diversas, tais como caminhada, corrida, ciclismo e também para práticas de educação ambiental para jovens e adultos. Pesquisas desenvolvidas nos Estados Unidos concluem que a existência de um corpo d'água urbano diminui a criminalidade ao reduzir a agressividade e melhora consideravelmente o problema de dificuldades escolares (*ADD-Attention Deficit Disorder*) em crianças. Além disso, já na época do Império Romano, o uso decorativo da água, representado por fontes domésticas e relógios de água (clepsidras), era considerado um sinal de prosperidade (VON SPERLING e VON SPERLING, 2010).

De acordo com a Diretiva EU 76/160, as águas balneares correspondem às águas correntes, águas doces e águas salgadas, em que o banho é expressamente autorizado pelas autoridades competentes, ou não é proibido, e é habitualmente praticado por um grande número de banhistas. A Organização Mundial da Saúde, por sua vez, define ambientes de recreação de águas salgadas e doces como qualquer área costeira, estuarina ou de águas doces onde qualquer tipo de uso recreacional da água seja feito por um número significativo de usuários, ressaltando ainda que, embora os usos sejam diversos, o maior interesse são aqueles que envolvem contato com água e risco significativo de ingestão (WHO, 2003).

O uso da água para fins de recreação pode ser classificado de acordo com o tipo de contato entre o usuário e as águas. O contato primário ou contato corporal total refere-se a atividades como a natação, surfe, esqui aquático e mergulho, nos quais há possibilidade de ingestão e/ ou inalação de quantidades significativas de água, ou contato com olhos, ouvidos, membranas, mucosas ou até mesmo cortes existentes na pele. Isto se deve à natureza destas atividades que expõem tronco e face do usuário à frequente imersão e/ou ao *spray* de água (NHMRC, 2008). O contato primário, ou direto, impõe condições mais restritivas à qualidade

da água, devido ao risco oferecido à saúde humana pela exposição direta e prolongada a organismos patogênicos, metais pesados, óleos e graxas (BENETTI e BIDONE, 2001).

Já o contato secundário ou acidental corresponde a atividades de pesca e navegação, em que apenas os membros, braços e pernas, estão susceptíveis ao contato frequente com as águas, sendo relativamente baixa a possibilidade de ingestão de volume apreciável de água, que ocorre, geralmente, apenas em casos de acidentes (CETESB, 2003; NHMRC, 2008).

2.1.1- Lazer e balneabilidade

Nas sociedades capitalistas, a exposição das classes operárias a rotinas extenuantes de trabalho implicava na privação dos trabalhadores de um tempo para descanso adequado, conforme exposto por Lafargue (1999):

“A moral capitalista, lamentável paródia da moral cristã, fulmina com o anátema o corpo trabalhador; toma como ideal reduzir o produtor ao mínimo mais restrito de necessidades, suprimir as suas alegrias e as suas paixões e condená-lo ao papel de máquina entregando trabalho sem tréguas nem piedade” (LAFARGUE, 1999 p. 1).

Durante o século XIX, a jornada de trabalho alcançava até 16 horas diárias, o que, acrescido do tempo despendido com transporte e trabalhos domésticos, praticamente, inviabilizava a prática do lazer pelos assalariados (GOMEZ, 2006).

Naquele contexto, o surgimento de movimentos como o “Cartismo” contribuiu para a melhoria das condições de trabalho da classe operária e, conseqüentemente, para a redução da jornada de trabalho (MIRANDA *et al.*, 2009). A melhoria nas condições de trabalho, decorrente de conquistas sociais e trabalhistas da pós-revolução industrial, proporcionou aos trabalhadores reivindicar um direito que era prioritário dos aristocratas: o direito à preguiça, ao ócio. Este tempo "livre", no decorrer da evolução das sociedades, passou a ser aproveitado pelas pessoas de diferentes formas possíveis (LAFARGUE, 1999).

O reconhecimento do lazer como um dos fatores básicos para o exercício da cidadania e melhor qualidade de vida da população em geral, deu-se a partir do século XX, especialmente após a Segunda Guerra Mundial, constando inclusive na Declaração Universal dos Direitos Humanos (Art.24), e sendo considerado um direito social na Constituição Federal do Brasil (Art.6º, 7º, 217º, 227º) (GOMEZ, 2006).

No entanto, mesmo após as conquistas trabalhistas, a sociedade atual herda uma tradição cultural que valoriza essencialmente o trabalho em detrimento ao lazer (GOMES, 2006). Tal tradição acaba por influenciar a própria configuração das cidades, que segundo Krippendorf (2003), não atende à demanda de seus habitantes por lazer e, conseqüentemente, suas necessidades de relaxamento, devido à baixa oferta de espaços verdes, de instalações ou de espaços públicos voltados para o lazer.

"(...) A influência do meio urbano e industrial faz aparecer novas raridades: o espaço e o tempo, a verdade, a água, o silêncio... Determinados bens, outrora gratuitos e disponíveis em profusão, tornaram-se bens de luxo acessíveis apenas aos privilegiados, ao passo que os bens manufaturados ou os serviços são oferecidos em massa." (BAUDRILLARD, 2007 p. 50).

Atualmente, as atividades ligadas ao lazer e ao descanso ganham maior significado, devido ao próprio processo de urbanização, que tem restringido cada vez mais os espaços naturais de lazer à sociedade.

A população, especialmente aquela com condições econômicas favoráveis, busca ambientes e paisagens que proporcionem prazeres diferentes daqueles do seu cotidiano, sejam eles ligados ao lazer, descanso ou à educação. Assim, localidades que possuem como principais atrativos as belezas naturais, passam a ser procuradas como destinos de viagens.

Ao analisar as relações de consumo na sociedade, Lipovetsky (2007) destaca o papel dos lazeres na mesma, uma vez que as despesas ligadas aos diversos setores do lazer ocupam um lugar progressivo no orçamento das famílias na França, passando de 6% do seu rendimento disponível em 1950, para 9,5 %, em 1999. Além disso, o tempo reservado aos lazeres e à sociabilidade tem ocupado cada vez mais espaço na sociedade. Paralelamente ao aumento do orçamento e do tempo destinados ao lazer, destaca-se a demanda por lazeres que proporcionem experiências diretas e participativas, capazes de causar sensações e emoções novas ao consumidor (turista), ávido por quebrar sua rotina cotidiana.

Nas últimas décadas, o turismo ganha espaço de destaque como atividade econômica, consolidando-se como setor produtivo responsável por aumentos consideráveis no PIB de vários países. Lage e Milone (2000) destacam a importância do turismo na economia mundial, correspondendo a 11% do PIB mundial total já no ano de 1999. Dentre seus diversos ramos, o ecoturismo apresenta-se como o segmento que mais cresce no mundo. Conforme a Organização Mundial do Turismo, enquanto o turismo cresce 7,5% ao ano, o ecoturismo cresce mais de 20% (UNWTO, 1995).

Segundo Kinker (2002), entre os segmentos turísticos atuais o ecoturismo é relativamente novo e estabelece, em seus conceitos, a experiência educacional interpretativa, a valorização das culturas locais e também a conservação da natureza. Entretanto, a presença de visitantes acarreta impactos, demandando a aplicação de conceitos de sustentabilidade nas ações da indústria do turismo. Deste modo será garantida a maximização dos impactos positivos, a redução e o controle dos negativos, de forma a desenvolver uma postura de desenvolvimento consciente que considerará não somente interesses econômicos, mas também fatores ambientais e sociais.

O ecoturismo é definido como um segmento da atividade turística que utiliza, de forma sustentável, o patrimônio natural e cultural, incentiva sua conservação e busca a formação de uma consciência ambientalista através da interpretação do ambiente, promovendo o bem estar das populações envolvidas (EMBRATUR, 2002). O ecoturismo é uma atividade que privilegia as paisagens naturais e a inter-relação entre os seres que as compõem (JACK, 2005).

No Brasil, o turismo voltado aos atrativos paisagísticos naturais é fortemente relacionado às águas, sendo que, nas últimas décadas, as praias de águas doces ou salgadas têm sido bastante utilizadas como refúgio e descanso das pressões da vida moderna (BIELLA e VALENCIO, 2003).

No entanto, a utilização das águas para fins recreacionais no Brasil também pode ser verificada anteriormente à colonização europeia. Conforme ANA (2007), as águas de rios riachos, igarapés, igapós e lagos sempre estiveram presentes na mitologia dos povos indígenas, em que a água estava diretamente relacionada às suas origens, sendo o hábito de utilizar as águas de tais ambientes para o banho, um traço marcante da cultura indígena brasileira.

2.1.2- Abordagem histórica do uso recreacional das águas

A utilização recreacional das águas sempre se fez presente na cultura humana nas mais diversas civilizações, sendo os primeiros registros verificados na época do império egípcio (3.000 a.C.), onde este uso da água era exclusividade de uma casta nobre. Nos primórdios da civilização grega, o filósofo Tales de Mileto (625-556 a.C.) apontava a água como sendo a origem de todas as coisas, atribuindo a esta substância um poder divino. Neste contexto

histórico, merece destaque a clássica obra de Hipócrates (460-377 a.C.), “*Tratado das Águas, do Ar e dos Lugares*”, na qual é feita uma apologia aos benefícios provenientes do contato com a água, o que também foi corroborado por outros filósofos contemporâneos, tais como Platão e Aristóteles (VON SPERLING e VON SPERLING, 2010).

Entretanto, os referidos autores apontam que foi durante o império romano que a utilização recreacional das águas ocorreu de uma forma abrangente e disseminada, através da utilização dos banhos e termas pela população em geral. Tais atividades eram realizadas normalmente no período noturno, quando as termas funcionavam também como centro de convívio social, proporcionando descanso e relaxamento para todas as classes sociais, à exceção dos escravos.

No entanto, mudanças culturais e religiosas na sociedade ao longo do tempo influenciaram diretamente no *status quo* da relação do homem com o lazer, e consequentemente na valorização da utilização da água para fins recreacionais.

Manifestações religiosas influenciaram na relação do homem com a água para limpeza corporal, haja vista que, em algumas culturas (egípcios, mesopotâmios e hebreus), as pessoas se mantinham limpas para se apresentarem puras aos deuses (ROSEN, 1994). Já na época medieval, as crenças apontavam para o fato de que a sujeira seria uma das virtudes da santidade e que não haveria necessidade de se lavar o corpo com frequência (VON SPERLING e VON SPERLING, 2010).

Na Europa medieval (500 a 1500 d.C.), havia duas práticas relativas à recreação com as águas: os banhos públicos e os banhos privados. Durante o século XIII, as casas de banho de vapor e de água eram utilizadas para fins de higiene e prazer. No entanto, a presença de comida, bebida, música e mulheres nas casas de banho, levaram-nas a serem caracterizadas, cada vez mais, como um centro de divertimento que, com a disseminação da sífilis ao final do século XV, foi desaparecendo do cenário das cidades medievais (ROSEN, 1994).

No Brasil colonial, as casas de banho, costume tipicamente europeu introduzido pela elite, se tornou um hábito e uma necessidade enquanto perdurou o problema do abastecimento de água. Devido à revolução técnica, científica e social de meados do século XIX, a água passa a chegar através de canos, anulando a figura das casas de banho, das águas conduzidas por escravos e dos chafarizes (ANA, 2007).

Com o acometimento de um surto de peste na Europa, entre os séculos XVI e XVII, os banhos coletivos e os privados, praticamente, foram abolidos da sociedade. A água era considerada uma substância ativa, um meio dinâmico, que age sobre o corpo e o penetra antes mesmo de lavá-lo, acarretando danos à saúde. Neste período, a prática do banho era vista

como um fator determinante para o acometimento de enfermidades, em especial a “peste”, pois se acreditava que a água e o calor engendrariam fissuras na pele, através das quais a peste se instalaria. Além disso, a abertura dos poros exporia os órgãos ao ar infecto (VIGARELLO, 2002).

Mesmo com este tipo de pensamento dominante na Europa, as práticas higiênicas associadas à hidroterapia eram recomendadas em alguns casos, como no tratamento da cor da icterícia e de certas congestões. Entretanto, na maioria dos casos, os banhos eram vistos como uma ameaça ao rompimento de um equilíbrio corporal, que poderia favorecer a disseminação da peste (VIGARELLO, 2002).

“Banhos e estufas e suas sequelas, que aquecem o corpo e os humores, que debilitam naturalmente e abrem os poros, são causa de morte e de doença” (VIGARELLO, 2002. p.23).

Conforme o referido autor, até o século XVII, os males proporcionados pelo banho são estendidos a transmissões contagiosas, como as sífilíticas e outros riscos diversificados. Desta maneira, a cultura em geral manifestava-se pela prevenção contra a água, embora a prática da limpeza não fora excluída, sendo feita através da fricção da pele com panos brancos.

Em meados do século XVIII, a imersão e o contato com a água passam a ser encarados como uma prática possível, tolerada para alguns, em virtude da peste e outras doenças não serem mais tão recorrentes. A partir deste período, o banho frio, incluindo-se aquele praticado em rios, passa a ser visto como uma modalidade revigorante e estimulante para o corpo, em função de seus “efeitos salutares”. Algumas instituições de ensino francesas, nos últimos anos do século XVIII, passam a levar seus alunos para se banharem no rio Sena durante o verão. Além disso, a natação passa a ter um símbolo de status, com público selecionado, devido ao elevado preço cobrado pelas escolas de natação (VIGARELLO, 2002).

Embora de forma precária, a relação água e saúde já era conhecida em algumas culturas que adotavam sistemas de saneamento como, por exemplo, a presença de banheiros e sistemas de coleta de esgotos nas edificações de uma civilização que habitou o norte da Índia há aproximadamente 4000 anos (ROSEN, 1994). O autor ainda aponta que, na Grécia antiga (400 A.C), Hipócrates em sua obra, *Água, ar e lugares*, orientava os cidadãos a utilizarem somente águas puras e a manterem distância das águas sujas.

No império romano, em relação ao aspecto de qualidade de água para banhos e também para o consumo humano, considerava-se que a água deveria apresentar poucos

depósitos após fervura (conceito de sólidos em suspensão), não deixar traços fluindo sobre bronze (conceito de corrosividade) e permitir que os legumes pudessem ser cozinhados rapidamente (conceito de águas brandas) (VON SPERLING e VON SPERLING, 2010).

No entanto, não havia instrumentos ou técnicas que permitissem a estas culturas identificarem os organismos patogênicos, bem como quantificarem o nível de contaminação, sendo esta avaliação da qualidade das águas feita, possivelmente, a partir de parâmetros sensitivos, tais como odor, gosto e transparência.

O desenvolvimento desta área do conhecimento teve seu início com os relatos de Robert Hooke e Anton van Leeuwenhoek, que desenvolveram microscópios que possibilitaram as primeiras observações de bactérias e outros microrganismos a partir da análise de diversos espécimes biológicos, já no século XVII (GEST, 2004). À época, Leeuwenhoek descreveu as formas hoje conhecidas como cocos, bacilos e espirilos, mas não chegou a estabelecer possíveis relações entre estes seres microscópicos e doenças (ROSEN, 1994).

Ao final do século XIX, a microbiologia pasteuriana foi capaz de transformar, a partir de 1870-1880, a percepção da limpeza relacionada ao banho. Apesar de precárias, as pesquisas demonstraram a importância da limpeza da pele para a proteção contra germes, conferindo assim, um novo significado ao banho.

Desta forma, a partir do desenvolvimento de um conhecimento microbiológico preliminar, o banho e o contato com a água passam a representar uma nova conduta de higiene, além do início da preocupação com a contaminação das águas de fontes públicas e suas implicações na saúde pública.

As implicações do uso de água contaminada e seus efeitos na saúde humana ficaram evidenciadas, sobretudo, a partir dos estudos de John Snow, que, em 1854, comprovou a associação entre a incidência de cólera e águas de abastecimento por esgotos sanitários em Londres. A comprovação dessa relação entre microorganismos e processos saúde/ doença tornou-se um marco no surgimento da epidemiologia¹ (PEREIRA, 2008; RADICCHI e BARBOSA, 2008).

¹ Epidemiologia: Ramo das ciências da saúde que estuda, na população, a ocorrência, a distribuição e os fatores determinantes dos eventos relacionados com a saúde (Pereira, 2008).

2.2- Balneabilidade e riscos à saúde

Como a atividade recreacional de contato primário é comumente desenvolvida por longos períodos de exposição corporal com as águas, há riscos de ingestão de volumes significativos de água e de comprometimento da saúde corporal em função de condições inadequadas de qualidade da água.

A qualidade das águas superficiais, em uma bacia hidrográfica, é influenciada por fatores naturais, como clima, vegetação e litologia e pela interferência antrópica (PORTO *et al.*, 1991; ARCOVA e CICCIO, 1999). Assim, os rios que drenam certa área apresentam suas águas com características físicas e químicas próprias, as quais refletem as atividades de uso do solo das áreas a montante.

Mesmo em uma bacia hidrográfica preservada, com suas condições naturais em equilíbrio, a qualidade das águas varia com o clima e as características físicas e biológicas dos ecossistemas correspondentes, devido à contínua e constante interação entre a litosfera, a biosfera, hidrosfera e a atmosfera (SALATI *et al.*, 2002).

A natureza e a composição de elementos químicos nas águas superficiais variam de acordo com a ocorrência de processos físicos, químicos, hidrológicos e biológicos listados na Tabela 1.

Tabela 1- Processos que afetam a qualidade das águas superficiais.

Tipo de processo	Processo ocorrente no corpo d'água
Hidrológico	Diluição Evaporação
Físico	Troca gasosa com a atmosfera Aquecimento e resfriamento Precipitação de minerais
Químico	Dissolução de partículas
Biológico	Decomposição de matéria orgânica Crescimento e decaimento microbiano

Fonte: Adaptado de Meybeck *et al.* (1996).

Estes processos ocorrem naturalmente, dependendo de fatores ambientais como clima, vegetação e litologia. O clima e a vegetação interferem na qualidade da água a partir da precipitação, que proporciona o escoamento superficial responsável pelo carreamento do material particulado, gerado pelo impacto da gota de chuva no solo, de íons oriundos da dissolução das rochas, além de carbono orgânico e compostos nitrogenados, para os cursos d'água da bacia. O crescimento, a morte e a decomposição de plantas aquáticas também interferem na qualidade das águas, devido às alterações nas concentrações de nitrogênio, fósforo, oxigênio dissolvido, além de outros elementos sensíveis às condições de redução e oxidação da matéria orgânica, como o pH. Além destes, outro fator ambiental que influencia nas características da qualidade da água é a litologia. A dissolução de rochas pela água proporciona alterações em sua concentração de minerais. Assim, por exemplo, em área de domínio de rochas calcárias, as águas tendem a apresentar valores mais elevados de dureza, devido às maiores concentrações de cálcio e magnésio (MEYBECK *et al.*, 1996).

O processo de ocupação antrópica, em uma bacia hidrográfica, para o desenvolvimento de atividades produtivas como a agricultura e pecuária, pode proporcionar a exposição do solo, devido à retirada total ou parcial da cobertura vegetal, favorecendo a incidência de processos erosivos acelerados, que podem carrear material particulado para os corpos hídricos, com conseqüente assoreamento dos mesmos (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999; CARVALHO *et al.*, 2000).

As atividades agrícolas desenvolvidas visando alta produtividade demandam diversos insumos agrícolas que, utilizados de forma inadequada, podem gerar danos ambientais e afetar a saúde humana. A contaminação dos cursos d'água por insumos agrícolas pode dar-se sob forma direta, quando o poluente entra em contato com a água por meio de efluentes, ou indireta, quando o contato é em função da atuação de fatores como escoamento superficial, infiltração e percolação. Os poluentes, como defensivos e corretivos agrícolas, atuam sobre a quantidade de oxigênio dissolvido e o pH da água, afetando a sobrevivência de espécies. Já o arraste de adubos químicos ricos em nitratos e fósforo, principalmente em lagos e lagoas, pode gerar, como conseqüência, a eutrofização² acelerada do corpo d'água (TELLES, 2002).

² Eutrofização consiste no aumento da concentração de nutrientes nos ambientes aquáticos, especialmente nitrogênio e fósforo, que proporciona aumento em sua produtividade. O processo de enriquecimento do corpo d'água pode ocorrer de forma natural ou artificial. Neste último caso, as modificações ocorrem de maneira mais intensa, acarretando na proliferação excessiva de macrófitas aquáticas, algas e no consumo elevado de oxigênio dissolvido, em função da decomposição da matéria orgânica. Quando este processo é induzido pela interferência antrópica, o mesmo é considerado uma forma de poluição (CHORUS E BARTRAM, 1999).

A pecuária afeta a qualidade das águas devido ao contato direto dos animais com o corpo hídrico durante a dessedentação, contaminando microbiologicamente as águas especialmente por coliformes fecais e estreptococos (DIAS e GRIFFITH, 1988).

A construção de reservatórios para aproveitamento hidrelétrico pode acarretar diversos impactos ambientais gerados neste tipo de uso das águas. A supressão de grandes massas orgânicas em áreas de vegetação densa pode causar alterações significativas na composição química e biológica das águas represadas. Neste caso, a decomposição da matéria orgânica submersa leva a um consumo elevado de oxigênio dissolvido, além do aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo, que estimulam a proliferação de plantas aquáticas (BRANCO, 1991).

As águas pluviais da drenagem urbana, ao escoarem pelas ruas das cidades e demais áreas, são contaminadas por derivados de combustíveis fósseis, bactérias, metais e também por pesticidas e herbicidas provenientes de jardinagem urbana (MEYBECK e HELMER, 1996). Outra fonte de poluição das águas em áreas urbanas consiste nos esgotos sanitários, que correspondem às águas utilizadas para a higiene pessoal, lavagem de utensílios e preparo de alimentos, originárias de domicílios residenciais, comerciais, hospitalares e industriais. A composição dos esgotos sanitários é praticamente uniforme, constituída especialmente por matéria orgânica biodegradável, bactérias, vírus, nitrogênio, fósforo, óleos e detergentes (BENETTI e BIDONE, 2001).

Resumidamente, alguns dos principais impactos antrópicos nas águas em decorrência do tipo de uso do solo encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2- Atividades antrópicas e suas consequências sobre as águas e parâmetros alterados.

Uso	Principais impactos sobre as águas	Parâmetros alterados
Agricultura	Contaminação por agrotóxicos, eutrofização e assoreamento	Fósforo, nitrato, nitrito e metais pesados
Pecuária	Contaminação microbiológica	Coliformes termotolerantes e totais
Mineração	Assoreamento e contaminação por metais pesados	Turbidez, pH, sólidos em suspensão, OD, DBO e metais pesados
Indústria	Contaminação por efluentes	Turbidez, pH, OD, DBO e temperatura
Urbanização	Assoreamento, contaminação por efluentes domésticos e industriais	Coliformes termotolerantes e totais, DBO e OD

Fonte: Adaptado de Barbieri *et al.* (1997).

Neste contexto, a recreação de contato primário pode ser afetada por uma série de fatores que podem comprometer a saúde do usuário.

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, devido a características, atributos ou hábitos que facilitam ou dificultam a ocorrência de danos à saúde, ou seja, os fatores de risco³ ou de proteção (PEREIRA, 2008).

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

³O risco pode ser considerado como o grau de probabilidade da ocorrência de um determinado evento, sendo que a probabilidade pode ser estimada para um fator de risco isolado ou simultaneamente para vários. Desta forma, o risco absoluto (ou taxa de incidência) demonstra quantos casos novos da doença aparecem no grupo, em determinado tempo; o risco relativo, por sua vez, informa quantas vezes o risco é maior em um grupo, quando comparado a outro; já o risco atribuível (a exposição direta) indica a diferença de incidências entre dois grupos, sendo que a diferença é atribuída à exposição ao fator de risco (PEREIRA, 2008).

2.2.1- Riscos físicos

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 *near drowning*, ou 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. Estima-se que 449.000 pessoas morreram afogadas em todo o mundo, no ano de 2000, sendo que 97% desses afogamentos ocorreram em países de baixa e média renda (PEDEN e MCGEE, 2003).

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 dos 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.

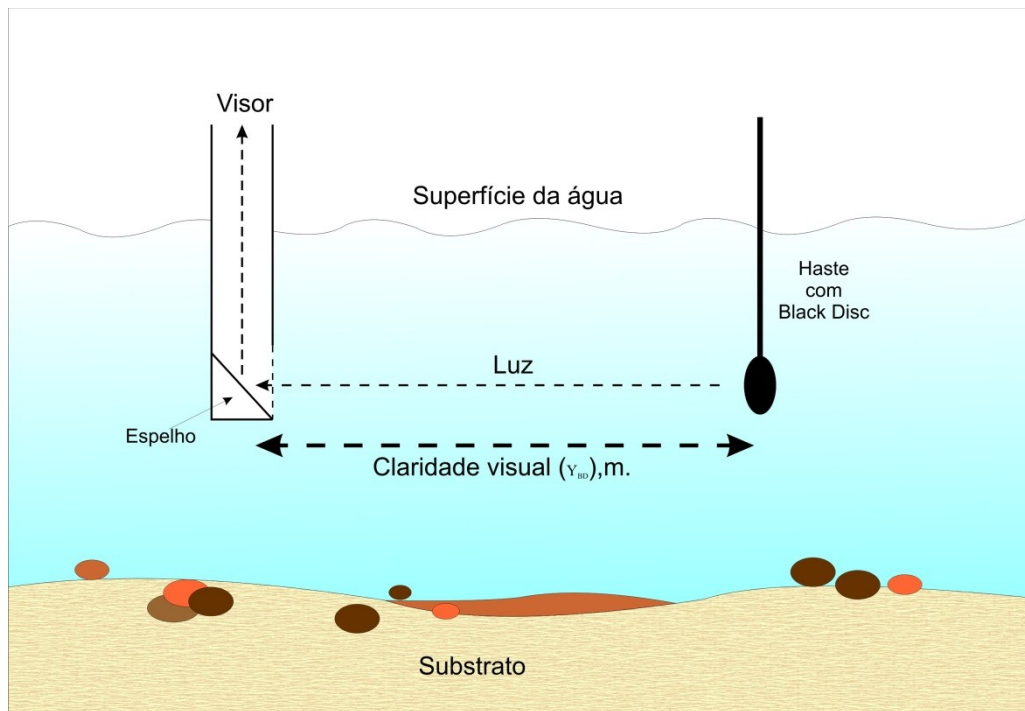
Outros riscos de natureza física estão associados aos acidentes decorrentes da prática de mergulho em ambientes naturais, com possibilidades de choques com rochas ou leito do rio, podendo causar danos à coluna vertebral, com conseqüente quadro de tetraplegia ou paraplegia (WHO, 2003).

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. Conforme Davies-Colley e Smith (2001), a claridade visual da água pode ser medida através da utilização do Disco de *Secchi*⁴ ou *Black Disc*⁵ (Figura1). No entanto, os autores apontam que o *Black Disc* corresponde ao método mais adequado, pois apresenta menor interferência das condições de luminosidade.

⁴ Dispositivo utilizado para medir a visibilidade da água, a partir da utilização de um disco de metal, com 20 cm de diâmetro, dividido em quatro quadrantes, que são pintados alternadamente de preto e preto. O referido disco é inserido no corpo d'água, preso por uma corda graduada, sendo o limite da visualização do disco, a medida de da claridade. Este método foi primeiramente utilizado por P.A Secchi, cientista italiano do século XIX (DAVIES-COLLEY *et al.*, 2003).

⁵ Método desenvolvido por Davies-Colley (1988) que utiliza um disco de metal, de coloração negra, utilizado para medição da visibilidade horizontal na água. A medida é realizada com auxílio de um dispositivo de visualização (Snorkel) com um espelho acoplado, sendo o limite da visualização do *Black Disc*, a medida de da claridade (DAVIES-COLLEY e SMTIH, 2001).

Figura 1. Claridade visual pelo método do *Black Disc* - Representação esquemática (a) e medição em campo (b).



(a) Representação esquemática

Fonte: adaptado de Smith e Davies-Colley (2002).



(b) Medição em campo

Fonte: Arquivo pessoal - Frederico W. A. Lopes – rio Waikato/Nova Zelândia (2012).

O conceito de claridade está associado à distância de alcance, ou penetração da luz ao longo do perfil vertical de um corpo hídrico, sendo que este alcance varia em função do coeficiente de atenuação. A claridade pode ser afetada pela presença de microorganismos, sólidos em suspensão, cor e outras substâncias que possam refletir ou absorver a luz ao longo da coluna de água (DAVIES-COLLEY *et al.*, 1993).

Desta forma, a utilização de claridade pode ser uma variável de extrema importância para a segurança da atividade recreacional, pois a visibilidade do leito do corpo d'água e a identificação de possíveis ameaças submersas (anteparos), bem como a noção de profundidade, podem contribuir para a redução do risco de acidentes e afogamentos.

Embora não seja oficialmente adotada na maior parte dos países que possuem regulações específicas para avaliação de balneabilidade, alguns guias oficiais já recomendam a utilização da claridade como critério, como por exemplo, Canadá e Nova Zelândia. Neste, o valor de 1,6 m de claridade visual, adotado como referência, foi recomendado, em 1994, pelo *Ministry for Environment*, como critério de avaliação da qualidade recreacional das águas.

2.2.2- Riscos químicos

Os contaminantes químicos, existentes em águas recreacionais, 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 industrial 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; SILVA e SIMÕES, 2002).

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 mesmo 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, a análise do uso e ocupação do solo nas respectivas áreas de drenagem é de fundamental importância para se identificar possíveis fontes de contaminantes

químicos, no intuito de se realizar uma investigação direcionada de forma mais objetiva e eficaz.

Outro fator a ser considerado, refere-se à ocorrência regional de contaminantes nas águas, 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, devido à oxidação da matéria orgânica e à lavagem ácida de tanques, respectivamente (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.

De acordo com Von Sperling e Von Sperling (2010), 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, a utilização de tais lagos para a atividade recreativa não apresenta registro de danos aos usuários.

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).

2.2.3- Riscos biológicos

A qualidade das águas recreacionais pode ser afetada por fontes poluidoras, como efluentes domésticos, agrícolas e industriais, sendo o primeiro o principal fator responsável por enfermidades advindas do contato com a água. Além destas fontes usuais de poluição, outra forma de degradação refere-se à poluição por 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 meses de verão, 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 patógenos (VAN ASPEREN *et al.*, 1995).

Reconhecidamente, 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 de água ingerido durante tais atividades são difíceis de serem obtidos. Neste sentido, o consumo de água 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.

Tendo em vista a ausência de estudos sobre o volume de água ingerido, Schijven e Husman (2006), avaliaram a quantidade de água ingerida por mergulhadores profissionais e esportivos na Holanda. Os mergulhadores são 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. Por outro lado, os mergulhadores geralmente praticam sua atividade de forma muito controlada, ao contrário de imersão acidental de nadadores, surfistas e praticantes de caiaque.

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.

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.

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.

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 aos riscos de incidências de doenças gastrintestinais.

2.2.4- Estudos epidemiológicos

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 recreacional com as águas (POND, 2005).

No entanto, os riscos de doenças associadas à prática da atividade recreacional 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 *U.S. Environmental Protection Agency* publicou o primeiro guia (U.S. EPA, 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 qualidade das águas para fins recreacionais, foram estabelecidas a partir da associação entre indicadores de contaminação fecal e infecções gastrintestinais observadas em banhistas, verificadas nos estudos epidemiológicos correlatos.

Todavia, as infecções gastrintestinais 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 na atividade recreacional (PRÜSS, 1998; WADE *et al.*, 2003).

Os principais estudos desenvolvidos e publicados na literatura internacional sobre o tema foram levantados por Prüss (1998), Wade *et al.* (2003), e Zmirou *et al.* (2003), conforme pode ser observado na Tabela 3.

Tabela 3- Estudos epidemiológicos sobre balneabilidade analisados por Prüss (1998), Wade *et al.* (2003) e Zmirou *et al.* (2003), organizado por USEPA (2009).

Autor	Ano	Local	Tipo de água
Stevenson	1953	EUA	Doce
Mujeriego	1982	Espanha	Marinha
Cabelli	1983	EUA	Marinha
Cabelli	1983	Egito	Marinha
Foulon <i>et al.</i>	1983	França	Marinha
Dufour	1984	EUA	Doce
Philipp <i>et al.</i>	1985	Reino Unido	Marinha
Seyfried <i>et al.</i>	1985	Canadá	Doce
Fattal <i>et al.</i>	1986	Israel	Marinha
Brown	1987	Reino Unido	Marinha
Ferley <i>et al.</i>	1989	França	Doce
Lightfoot	1989	Canadá	Doce
Cheung <i>et al.</i>	1990	Hong Kong	Marinha
Calderon <i>et al.</i>	1991	EUA	Doce
UNEP / WHO	1991	Israel	Marinha
UNEP / WHO	1991	Espanha	Marinha
Alexander <i>et al.</i>	1992	Reino Unido	Marinha
Fewtrell <i>et al.</i>	1992	Reino Unido	Doce
von Schirnding <i>et al.</i>	1992	África do Sul	Marinha
Corbett <i>et al.</i>	1993	Austrália	Marinha
Fleisher <i>et al.</i>	1993	Reino Unido	Marinha
Fewtrell	1994	Reino Unido	Marinha
Kay <i>et al.</i>	1994	Reino Unido	Marinha
Pike	1994	Reino Unido	Marinha
Bandaranayake	1995	Nova Zelândia	Marinha
Kueh <i>et al.</i>	1995	Hong Kong	Marinha
Marino <i>et al.</i>	1995	Espanha	Marinha
Medema <i>et al.</i>	1995	Holanda	Doce
Medical Research Council	1995	África do Sul	Marinha
Fleisher <i>et al.</i>	1996	Reino Unido	Marinha
Haile <i>et al.</i>	1996	EUA	Marinha
van Dijk	1996	Reino Unido	Marinha
Lee <i>et al.</i>	1997	Reino Unido	Doce

McBride <i>et al.</i>	1998	Nova Zelândia	Marinha
van Asperen <i>et al.</i>	1998	Holanda	Doce
Haile <i>et al.</i>	1999	EUA	Marinha
Prieto <i>et al.</i>	2001	Espanha	Marinha
Dwight <i>et al.</i>	2004	EUA	Marinha
Colford <i>et al.</i> ,	2005	EUA	Marinha
Wade <i>et al.</i> ,	2006	EUA	Doce
Wiedenmann <i>et al.</i>	2006	Alemanha	Doce
Lepesteur <i>et al.</i>	2006	Austrália	Marinha
Colford <i>et al.</i> ,	2007	EUA	Marinha

Fonte: Adaptado de USEPA (2009).

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, considerando-se sua relevância turística voltada para as águas, no contexto internacional.

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.

Dentre os diversos microorganismos capazes de transmitir infecções através da água, POND (2005) apresenta alguns que podem comprometer a segurança da prática da atividade recreacional (Tabela 4).

Tabela 4- Alguns patógenos de interesse no uso recreacional das águas.

Organismo	Agente causal
Bactérias	<i>Campylobacter</i>
	<i>E. coli</i>
	<i>Helicobacter pylori</i>
	<i>Legionella</i>
	<i>Leptospira</i>
	<i>Mycobacterium avium</i>
	<i>Salmonella typhi</i>
	<i>Shigella</i>
Vírus	<i>Vibrio vulnificus</i>
	Adenovírus humano
	Coxsackievirus
	Echovirus
	Hepatite A
Hepatite E	
Protozoários e helmintos	<i>Cryptosporidium parvum</i>
	<i>Giardia duodenalis</i>
	Microsporidia
	<i>Naegleria fowleri</i>
	<i>Schistosoma spp.</i>

Fonte: Adaptado de Pond (2005).

No entanto, por questões práticas relacionadas à identificação de uma vasta variedade de microrganismos, o uso de indicadores microbiológicos, tais como os coliformes fecais, tem sido contemplado em diversos trabalhos de investigação epidemiológica relacionados à balneabilidade.

O monitoramento de organismos patogênicos consiste em um componente essencial de qualquer avaliação de qualidade das águas, em que o uso possibilite a ingestão direta ou indireta de água (CHAPMAN e KIMNSTACH, 1996). Dessa forma, a utilização de organismos indicadores de qualidade de águas, para fins de recreação de contato primário, apresenta a vantagem de estes serem facilmente isolados e identificados na água por técnicas

simples e de baixo custo, além de apresentarem sobrevivência semelhante às das bactérias enteropatogênicas (CETESB, 2003; CECH, 2005, PARKHURTS *et al.*, 2007).

O trabalho de Prüss (1998), com o apoio da *World Health Organization*, 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.

Em relação aos balneários de água doce, destacam-se os coliformes termotolerantes e a *E.coli* como principais indicadores. Os primeiros correspondem ao grupo de bactérias composto, em sua maior parte, por organismos pertencentes ao gênero *Escherichia* e, em menor grau, por espécies de *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter*. Dessa forma, no resultado do teste de coliformes termotolerantes podem ser encontradas bactérias de origem não fecal. Já a *Escherichia coli* é encontrada no conteúdo intestinal do homem e de outros animais de sangue quente, assegurando que a contaminação detectada seja, exclusivamente, de material fecal (VON SPERLING, 2005).

Entretanto, a avaliação de tais indicadores não confirma, necessariamente, a origem humana do material fecal, tendo em vista que a *Escherichia coli* pode também ser encontrada em fezes de outros animais, sendo que, conforme WHO (2003), estudos demonstram a presença de coliformes termotolerantes, incluindo *E. coli*, em áreas pristinas (HARDINA e FUJIOCA, 1991).

O gênero *Enterococcus* corresponde a um dos componentes no grupo dos estreptococos fecais. Estes organismos indicadores possuem a maior parte de suas espécies de origem fecal humana e apresentam alta tolerância a condições ambientais adversas, sendo mais resistentes que a *E. coli* e os coliformes termotolerantes (VON SPERLING, 2005). Deste modo, os *Enterococcus* são considerados os indicadores mais adequados para avaliação

da qualidade das águas para usos recreacionais, especialmente em ambientes marinhos, nos quais a *E.coli* não apresenta boa sobrevivência (NOBLE *et al.*, 2003; WHO, 2003).

Conforme a CETESB (2008), as doenças parasitárias representam uma parcela significativa de casos de morbidade e mortalidade, e os protozoários *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium parvum* estão entre aqueles capazes de causar diarreias graves. No entanto, a *E.coli* e os demais coliformes termotolerantes não são bons indicadores da presença destes protozoários nas águas, assim como da contaminação das águas por vírus entéricos (AMARAL *et al.*, 1994).

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).

2.2.5- Doenças associadas à atividade recreacional

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 gastrintestinal 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 Esteves (1998), Vasconcelos *et al.*(2006); 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 transmitidas pela água têm sido relacionadas a organismos patogênicos, tais como bactérias, vírus, protozoários e helmintos (Tabela 5). Enquanto a maioria das doenças de veiculação hídrica afeta o trato gastrintestinal, outras podem afetar músculos, sistema nervoso e outros órgãos.

Tabela 5. Principais doenças de transmissão feco-oral associadas à água, organizadas por organismo patogênico.

Organismo	Doença	Agente causal	Sintomas/manifestação
Bactérias	Disenteria bacilar	<i>Shigella dysenteriae</i>	Forte diarreia
	Enterite por Campylobacter	<i>Campylobacter jejuni</i> , <i>Campylobacter coli</i>	Diarreia, dor abdominal, indisposição, febre, náusea, vômito
	Cólera	<i>Vibrio colerae</i>	Diarreia extremamente forte, desidratação, alta taxa de mortalidade
	Gastroenterite	<i>Escherichia coli</i> -enteropatogênica	Diarreia
	Leptospirose	<i>Leptospira</i> - várias espécies	Icterícia, febre
	Febre paratifoide	<i>Salmonella</i> - várias espécies	Febre, diarreia, indisposição, dor de cabeça, aumento do baço, envolvimento dos tecidos linfáticos e intestinos
	Salmonelose	<i>Salmonella</i> – várias espécies	Febre, náusea, diarreia
	Febre tifóide	<i>Salmonella typhi</i>	Febre elevada, diarreia, ulceração do intestino delgado
Vírus	Hepatite infecciosa	Vírus da hepatite A	Icterícia, febre
	Doenças respiratórias	Adenovírus-vários tipos	Doenças respiratórias
	Gastroenterite	Enterovírus, Norwalk, rotavírus etc - vários tipos	Diarreia leve a forte, vômito
	Meningite	Enterovírus	Febre, vômito, enrijecimento do pescoço
	Poliomielite	<i>Poliomyelitis virus</i>	Paralisia, atrofia
Protozoários	Disenteria amebiana	<i>Entamoeba histolytica</i>	Diarreia prolongada
	Giardíase	<i>Giardia lamblia</i>	Diarreia leve a forte, náusea, indigestão, flatulência
	Criptosporidiose	<i>Cryptosporidium</i>	Diarreia
	Balantidíase	<i>Balantidium coli</i>	Diarreia, disenteria
Helmintos	Ascaridíase	<i>Ascaris lumbricoides</i>	Manifestações pulmonares, deficiência nutricional, obstrução intestinal e de outros órgãos
	Tricuríase	<i>Trichuris trichiura</i>	Diarreia, fezes com sagramento, prolapso retal

Fonte: Von Sperling (2005).

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), existiu 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 Seyfried *et al.*(1985), Medema *et al.* (1995), 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 *Schistosomatidea* 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), Cetron *et al.*(1996), Corachán *et al.* (1997).

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 (HELLER e MOLLER, 1995; 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 de cianobactérias. 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 cianobactérias.

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 (Tabela 6), as bactérias e protozoários foram os principais causadores dos surtos verificados (75%), sendo que, durante este período, foram identificados 21.740 casos de doenças, com 206 hospitalizações e 28 óbitos.

Tabela 6-Etiologia dos surtos de doenças em águas recreacionais (EUA, 1971 a 2000).

Etiologia	Surtos		Casos de doenças	
	(n)	%	(n)	%
Protozoário	97	37,5	12.701	58.4
Bactéria	97	37,5	4.548	20.9
Agentes indefinidos	40	15,4	2.966	13.6
Vírus	18	6,9	1.433	6.6
Químicos	5	1,9	40	0.2
Bactérias e protozoários	1	0,4	38	0.2
Algas	1	0,4	14	0.1
Total	259	100	21.740	100

Fonte: Adaptado de Craun *et al.* (2005).

Desses surtos, 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).

Em relação ao tipo e ambiente, o maior número de surtos, neste período avaliado, foi observado em lagos ou lagoas (44,8%), seguido por piscinas (34,4%) e rios (4,6%).

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*.

2.2.6- Acidentes com organismos potencialmente perigosos

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, que podem ser encontrados em ambientes naturais, muitas vezes utilizados para a prática recreacional.

Conforme a WHO (2003), os acidentes podem ocorrer através do contato acidental com organismos não venenosos e venenosos. Dentre os primeiros, destacam-se os acidentes com animais que podem causar lesões aos seres humanos, como tubarões, barracudas, peixes elétricos, crocodilos, jacarés, piranhas, dentre outros. Já em relação ao grupo dos organismos venenosos pode-se citar, por exemplo, algumas espécies de cobras, aranhas e águas-vivas.

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, referentes a: contato com animais marinhos, mordedura ou picadas de inseto e outros artrópodes não venenosos, mordedura ou golpe provocado por crocodilo ou *alligator*, mordedura ou esmagamento provocado por outros répteis, contato com serpentes e lagartos venenosos, contato com aranhas venenosas, contato com escorpiões, contato com abelhas e vespas, contato com centopeias e miriápodes venenosas, contato com outros artrópodes venenosos especificados, contato com animais e plantas marinhos venenosos, contato com outros animais venenosos, contato com outras plantas venenosas e contato com animais ou plantas venenosos sem especificação.

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 destes espécimes, 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.

2.3- Aspectos estéticos

Os fatores estéticos referentes às águas recreacionais podem impactar diretamente na qualidade e na segurança da atividade de contato primário. As águas recreacionais, além de não apresentarem organismos patogênicos e elementos químicos em níveis nocivos à saúde humana, estas devem ser esteticamente agradáveis e oferecer visibilidade satisfatória para evitar acidentes com objetos existentes no leito de corpos d' água.

A qualidade estética das águas dos ambientes recreacionais pode ser expressa em critérios como odor, sabor, transparência e cor, além da presença na superfície das águas de óleos e graxas, espuma, algas e macrófitas aquáticas. Tais parâmetros ou fatores organolépticos, embora não ofereçam necessariamente riscos à saúde humana, proporcionam estímulos sensoriais que podem afetar a aceitação do usuário às águas.

Tem sido sugerido que os valores para a cor, penetração da luz e turbidez não devem aumentar, significativamente, ao longo da superfície da água até o fundo do corpo hídrico, sendo que o ideal seria que, nas áreas onde se desenvolvam atividades de natação ou mergulho, as águas oferecessem visibilidade suficiente para os usuários estimarem a profundidade, bem como identificar objetos submersos (WHO, 2003; HC, 2010).

Neste contexto, a turbidez consiste em um importante parâmetro do ponto de vista estético, haja vista que sua presença nas águas em altas concentrações influi na segurança da atividade recreacional ao reduzir a visibilidade através da água, e por ser esteticamente desagradável aos usuários (HC, 2010).

A turbidez consiste na difusão e na absorção que a luz sofre ao penetrar na água. Esta alteração na passagem da luz é causada pelo plâncton, bactérias, argilas e silte, em suspensão, além de fontes poluidoras que lançam material fino sobre as águas, como a erosão e despejos domésticos (VON SPERLING, 2005; LIBÂNIO, 2008). Águas com altos valores de turbidez provocam, além do efeito antiestético sobre os usuários, a redução da fotossíntese de macrófitas e algas subsuperficiais e, caso a população de organismos na superfície seja composta, essencialmente, de algas, a não chegada da luz às camadas mais profundas limita a produção primária às camadas superiores, permitindo, então, a proliferação de cianobactérias produtoras de toxinas. Porém, se a elevada turbidez for gerada por material orgânico em suspensão, poderá haver maior consumo de oxigênio dissolvido (HERMES e SILVA, 2004).

A turbidez natural das águas superficiais geralmente varia entre 3 a 500 UNT, sendo que, em ambientes lênticos, a turbidez das águas tende a assumir baixos níveis, devido à menor velocidade de escoamento (LIBÂNIO, 2008).

Em algumas águas de uso recreacional, a turbidez pode chegar a valores tão elevados, que é capaz de oferecer risco aos usuários, ao reduzir a visibilidade das águas durante o mergulho. Estas elevadas concentrações podem ser resultantes de processos erosivos, especialmente em áreas de solos erodíveis e alto índice pluviométrico.

A turbidez em corpos d'água tende a apresentar os maiores valores em estações mais chuvosas, devido ao aporte de material particulado pelo escoamento superficial. Nestes casos, ocorre maior carreamento de partículas do solo devido à intensidade das chuvas, acarretando elevação da turbidez da água, dos teores de nutrientes e das populações de coliformes (VON SPERLING e VON SPERLING, 2010).

De acordo com a HC (2010), águas com turbidez de até 50 UNT atenderiam, satisfatoriamente o uso recreacional, incluindo as atividades de natação, sendo este valor utilizado como um critério de classificação para águas recreacionais no Canadá, conforme apresentado na publicação “*Guidelines for Canadian Recreational Water Quality*” de 2010.

Entretanto, a utilização deste valor como referência para ambientes tropicais, deve ser ponderada, considerando a maior intensidade dos processos erosivos nestes ambientes, o que pode acarretar em altos valores de turbidez natural das águas.

Outro parâmetro que exerce influência sobre o comportamento do banhista refere-se à cor, que pode ser observada nas águas sob duas formas: cor verdadeira e cor aparente. A primeira refere-se à coloração da água após a remoção da sua turbidez. Assim a cor verdadeira é decorrente da presença de substâncias orgânicas dissolvidas (ácidos húmicos e fúlvicos) e minerais nas águas, variando geralmente entre 0 e 200 uC. Já a cor aparente considera as partículas em suspensão presentes nas águas (LIBÂNIO, 2008).

A inferência que o banhista faz sobre a qualidade das águas, com base apenas em atributos estéticos, consiste em outro fator de risco à utilização de águas contaminadas para a prática de recreação. Assim, parâmetros físicos de qualidade da água considerados como estéticos, também deveriam ser considerados, em razão de sua influência no comportamento dos banhistas.

Apesar da reconhecida influência de aspectos visuais da água, tais como cor e claridade, no comportamento humano em relação ao uso da água, grande parte dos responsáveis pelo gerenciamento da qualidade da água tem negligenciado sua avaliação. A ausência de tais parâmetros em diversos programas de monitoramento pode ter sido

influenciada pelo desenvolvimento recente de metodologias para medição e avaliação de claridade e cor, tratando-se especificamente de rios, assim como as técnicas para avaliação da percepção dos usuários e sua relação com medições convencionais de qualidade da água. Além disso, os especialistas consultados na elaboração de índices de qualidade da água, em muitos dos casos, não apresentam familiaridade ou conhecimento técnico adequado sobre os aspectos visuais da água com medição *in situ* (SMITH e DAVIES-COLLEY, 1992).

Segundo Smith *et al.* (1995), a percepção de qualidade das águas, pelos banhistas, está ligada a parâmetros sensoriais como transparência e cor. Ao analisar a percepção dos usuários em águas recreacionais na Nova Zelândia, os autores verificaram que os banhistas, normalmente, preferem águas azuis em vez das amarelas, que podem ser aceitáveis, caso essa coloração seja considerada como natural. O referido estudo apontou ainda que a água é percebida pelos banhistas, como apta para o contato recreacional, se a coloração *Munsell*⁶ é maior do que cerca de 30 unidades (10Y⁷). A segurança pessoal também foi considerada muito importante, especialmente em relação à capacidade de ver o fundo.

A presença de óleos e graxas, mesmo em pequenas quantidades nas águas pode ser esteticamente repulsiva para os usuários. Tais substâncias podem formar películas sobre a superfície e, alguns de seus derivados voláteis (xileno e etilbenzeno), podem gerar sabor e odor desagradáveis. No entanto, o estabelecimento de critérios para óleos e graxas é considerado difícil, devido à complexidade dos compostos abrangidos (WHO, 2003; NHMRC, 2008).

O odor das águas também é considerado um fator de restrição da atividade recreacional, pois pode estar associado à presença de esgotos, matéria orgânica em decomposição (vegetação, animais mortos, descarga de combustíveis). Não há limiares de odor, bem como sua associação com concentrações dos diferentes poluentes do ambiente aquático de lazer. No entanto, a presença de oxigênio dissolvido na água é considerada de fundamental importância na prevenção da formação de quantidades indesejáveis de ácido sulfídrico (WHO, 2003).

Conforme Ferreira Filho e Alves (2006), embora de natureza complexa e de certo modo subjetiva, o problema com odor nas águas tem afetado especialmente as empresas de saneamento, pois tem causado transtornos aos consumidores, sendo que, em diversos casos,

⁶ A coloração de *Munsell* é um sistema de ordenamento de cores percentualmente uniforme que possibilita um arranjo tridimensional das cores num espaço cilíndrico de três eixos e que permite especificar uma determinada cor através de três dimensões. Foi criado por Albert H. Munsell na primeira década do século XX, sendo bastante aplicado na pedologia para a classificação de solos (Fonte: www.munsell.com).

⁷ Matiz de cor, conforme o sistema *Munsell*, que considera a contribuição do vermelho (*red*) e do amarelo (*yellow*), variando entre 10R e 10Y.

sua origem é complexa e com tratamento apresentando custos elevados. Desta forma, a utilização do Painel Sensorial⁸ na identificação do odor em amostras de água tem se mostrado eficiente na prevenção do aparecimento de odores associados à terra e ao mofo, decorrentes da presença de Geosmina e 2-metilisoborneol (MIB) , respectivamente.

As florações de algas podem afetar a qualidade da atividade recreacional por tornar o ambiente desagradável esteticamente, devido à presença de nata sobre as águas, além da possibilidade de mortandade de peixes em ambientes anaeróbicos com presença de cianotoxinas (CHORUS e BARTHURAM, 1999).

Além disso, odores decorrentes da floração de algas podem ser repulsivos para os usuários de águas recreacionais. Conforme FUNASA (2003), a alga flagelada *Synura*, por exemplo, causa um sabor amargo à água, mesmo quando em pequenas concentrações. Já a *Microcystis*, quando é encontrada em estado de decomposição pode apresentar forte cheiro característico de esgoto séptico. Outras espécies de diferentes gêneros de cianobactérias, por exemplo, também são capazes de produzir odor de barro ou de mofo.

Além dos aspectos mencionados, a presença de resíduos sólidos no ambiente aquático, e em seu entorno, pode tornar desagradável o lazer de contato primário e o contemplativo. A presença de objetos cortantes (vidro e metais) pode provocar acidentes com banhistas, que tendem a encontrar dificuldade de atendimento médico, especialmente em balneários distantes de centros urbanos.

Desta forma, em cidades com vocação turística para a recreação de contato primário, as economias locais podem ser influenciadas pela qualidade estética das áreas de águas de recreio, na medida em que o número de frequentadores pode ser reduzido, o que implica na queda de receita advinda da atividade turística (NHMRC, 2008).

⁸O Painel Sensorial (Flavor Profile Analysis) consiste em um método para a classificação de gostos e odores amplamente difundido na indústria alimentícia e de bebidas, sendo sua metodologia, aplicada à análise de amostras de água, descrita em *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater-APHA*, 1998.

2.4- Aspectos legais

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 *U.S EPA* a iniciar novos estudos epidemiológicos, 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 estudos, 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. Esta diretiva estabeleceu como critérios para águas interiores serem classificadas como satisfatórias para atividades de contato primário, os valores apresentados na Tabela 7.

Tabela 7. Classificação de balneabilidade para águas doces - União Europeia.

Parâmetro	Unidade	Classificação em termos de densidade do indicador		
		Excelente ¹	Boa ¹	Suficiente ²
<i>Enterococcus</i>	ufc 100mL	200	400	330
<i>E.coli</i>	ufc 100mL	500	1000	900

Notas:

1- Baseado em 95 % da distribuição logarítmica normal

2- Baseado em 90 % da distribuição logarítmica normal

Outra importante publicação referente ao estabelecimento de critérios para o uso recreacional das águas refere-se ao guia publicado pela *World Health Organization* em 2003, intitulado “*Guidelines for safe recreational water environments*”. Este documento recomenda que a classificação da qualidade dos balneários considere o monitoramento de indicadores microbiológicos associado à realização de inspeção sanitária.

A referida publicação inovou ao levantar outros fatores que possam influenciar a atividade recreacional, como fatores químicos, físicos e estéticos, além de cianobactérias. Embora não apresente valores de referência para esses fatores, o guia serviu de base para a elaboração de diretrizes similares em diversos países tais como Austrália, Canadá e Nova Zelândia.

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 U.S. EPA (1986) e WHO (2003) (U.S. EPA, 2009).

Conforme pode ser observado na Tabela 8, 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.

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.

Tabela 8- 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.

Embora os critérios adotados por diversos países sejam amparados e fundamentados em estudos epidemiológicos, outros estudos correlatos demonstraram que os limites legais estabelecidos não são suficientes para garantir a segurança da atividade recreacional aos banhistas (KAY *et al.*, 1994; VAN ASPEREN *et al.*, 1998; WIEDENMANN *et al.*, 2006).

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 (U.S. EPA, 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. Neste documento são apresentadas as pesquisas científicas relevantes, e como essas descobertas foram utilizadas durante o desenvolvimento do RWQC 2012, além de apresentar os métodos de avaliação da qualidade da água associados.

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).

Todavia, cabe ressaltar que RWQC 2012 ainda está em fase de consolidação e que não se trata de uma norma a ser seguida, mas de diretrizes que visam contribuir para a melhoria das técnicas para avaliação da qualidade das águas recreacionais.

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.

No caso do Brasil, os padrões de qualidade dos corpos hídricos foram estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente, pela Resolução CONAMA 20, de 18 de junho de 1986, que divide as águas em doces, salobras e salinas, caracterizadas por nove classes de qualidade. Nesta resolução, a recreação de contato primário já era contemplada, sendo que os limites previstos para a classificação como própria se referiam apenas aos coliformes totais (5.000 NMP/100mL) e fecais (1.000 NMP/100mL).

No intuito de reformular a classificação existente, além de outros objetivos, foi estabelecida, em 17 de março de 2005, a Resolução CONAMA 357, que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões para lançamento de efluentes e dá outras providências.

A referida resolução estabelece, em seu 3º artigo, a divisão das águas doces, salobras e salinas em treze classes, de acordo com a qualidade requerida para seus usos preponderantes. As águas doces são divididas em cinco classes, a saber:

- Classe Especial: águas destinadas ao abastecimento humano, com desinfecção; à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas e à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral;
- Classe 1: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à **recreação de contato primário**, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme a Resolução CONAMA 274, de 2000; à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas sem remoção de película e à proteção das comunidades aquáticas em terras indígenas;
- Classe 2: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à **recreação de contato primário**, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme a Resolução CONAMA 274, de 2000; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de

esporte e lazer, com os quais o público possa a vir a ter contato direto e à aquicultura e atividades de pesca;

- Classe 3: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário e à dessedentação de animais;

- Classe 4: águas que podem ser destinadas à navegação e à harmonia paisagística.

Deve-se considerar, no entanto, que o enquadramento dos corpos d'água deve estar baseado nos níveis de qualidade desejados para atender às demandas da comunidade e não de acordo com os níveis de qualidade de seu estado atual (Resolução CONAMA 357, 2005).

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 274, de 29 de novembro de 2000, conforme indicado na própria Resolução do CONAMA 357 de 2005. De acordo com a referida resolução, as condições de balneabilidade das águas doces são classificadas em categorias (Tabela 9), definidas de acordo com os teores de coliformes fecais (termotolerantes) ou *Escherichia coli*.

Tabela 9- Critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA 274/2000 para classificação das condições de balneabilidade no Brasil.

Categoria	Padrões para o corpo d'água
Excelente	Máximo de 250 coliformes termotolerantes/100mL ou 200 <i>Escherichia coli</i> /100mL ou 25 <i>Enterococcus</i> /100mL em 80% ou mais das amostras das cinco semanas anteriores.
Própria Muito Boa	Máximo de 500 coliformes termotolerantes/100mL ou 400 <i>Escherichia 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>Escherichia coli</i> /100mL ou 100 <i>Enterococcus</i> /100mL em 80% ou mais das amostras das cinco semanas anteriores.
Imprópria	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>Escherichia 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.
	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).

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, são raros os casos de intervenção do poder público para a interdição de balneários. Em Minas Gerais, pode-se destacar 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 de *Cylindrospermopsis raciborskii* ultrapassou 10^7 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.

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, dispondo 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.

2.5- Monitoramento 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).

A partir da delimitação dos objetivos propostos na realização do programa de monitoramento é que são definidos os pontos de coleta a serem amostrados e os parâmetros avaliados (BRAGA *et al.*, 2002).

O procedimento de amostragem, segundo Botelho *et al.* (2000), é a fase mais importante na realização de análises de água, pois, caso este seja falho, os resultados laboratoriais poderão ser comprometidos.

Tendo em vista a importância da amostragem adequada, a seleção dos locais de coletas deve atender a certos fatores práticos, tais como: a acessibilidade ao curso d'água, de forma a agilizar o processo e permitir a realização de mais coletas durante o dia de trabalho; o tempo necessário para transportar as amostras ao laboratório e a segurança dos responsáveis pela coleta e equipamentos, além de permitir a medição da vazão por ocasião da coleta (COIMBRA, 1991). O autor ainda ressalta a existência de diversas metodologias para amostragem, no entanto, estas devem ser avaliadas de acordo com os objetivos propostos pelo programa e disponibilidade de recursos.

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, maré, 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 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 10, para o caso de águas doces.

Tabela 10. Classificação e ações associadas à medição de indicadores fecais e riscos à saúde.

Cor	Status	<i>E. coli</i>/100mL¹	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.

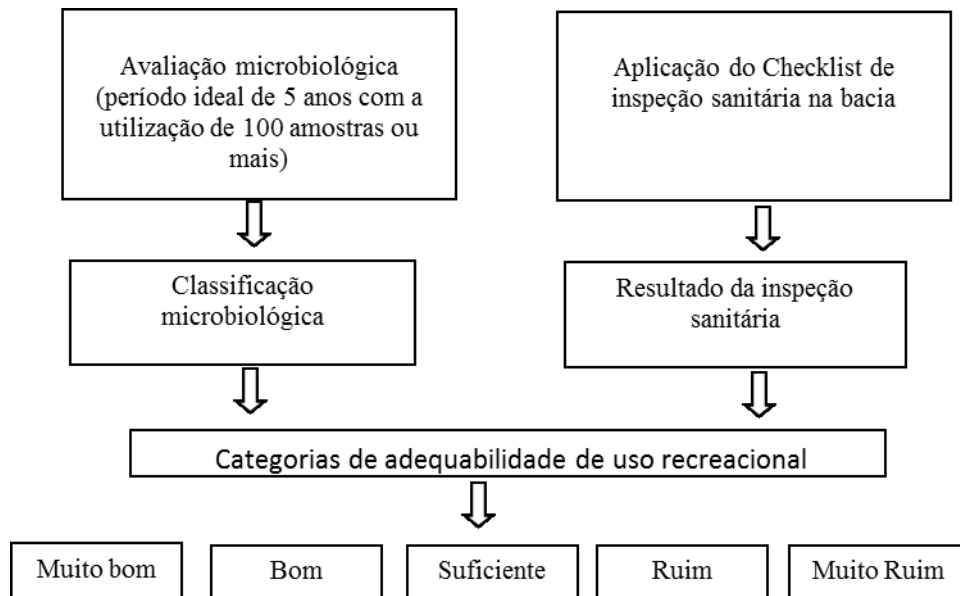
Notas: 1- Níveis baseados ao risco à saúde abaixo 5%

2- Amostragens realizadas com intervalo mínimo de 24h entre cada.

No entanto, conforme NZME (2003), para a classificação da qualidade recreacional dos balneários 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 2.

Figura 2. Modelo esquemático do sistema de avaliação adotado pela agência ambiental da Nova Zelândia.



Fonte: Adaptado de NZME (2003).

Desta forma, através da utilização de uma matriz cruzando as informações da avaliação microbiológica com a avaliação sanitária é obtido o resultado da classificação do balneário em relação à sua adequabilidade ao uso.

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 afluxo 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.

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 estão situados em áreas não coincidentes 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 Barreto (2003), 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 de surtos que são, voluntariamente, relatados ao CDC e USEPA, sendo que em 2001, foi iniciada a notificação de estatísticas nacionais sobre surtos associados a águas de recreação.

A literatura referente a surtos ocorridos em águas recreacionais (CRAUN *et al.*, 2005) indica que, dos 259 surtos verificados nos Estados Unidos, entre 1970 e 2000, apenas metade das notificações incluíam alguma informação sobre possíveis fontes ou fatores de contaminação das águas. Destas, 18% do total de surtos foram associados a fontes de origem animal, sendo os agentes etiológicos prováveis: *E.coli.*, *Schistosoma* spp. e *Leptospira* spp. O primeiro foi associado com fezes de gado, veados ou patos; enquanto a *Schistosoma* spp. e a *Leptospira* spp. foram associados com caracóis e urina de ratos, respectivamente.

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 assegurar a segurança dos usuários.

2.6- Índices de qualidade das águas

Uma das principais dificuldades dos gestores ambientais é certamente a conversão de dados complexos em informações compreensíveis e acessíveis ao público não técnico. Desta forma, diversas áreas do conhecimento que estudam temas como poluição atmosférica, qualidade da água e economia, têm se utilizado de índices que, independentemente do objeto de estudo, visam converter uma série de dados em uma informação sucinta e inteligível (SMITH, 1989).

Neste contexto, a utilização de índices de qualidade da água tem crescido ao longo dos últimos anos, devido à sua aplicabilidade em transmitir informações sobre o grau de poluição de mananciais utilizados pela comunidade (BENETTI e BIDONE, 2001).

Dentre os diversos índices de qualidade de água já propostos, o IQA da *National Sanitation Foundation* (NSF) é o mais utilizado e difundido, servindo de base para o desenvolvimento de diversos índices correlatos. Em pesquisa realizada para a avaliação da importância de indicadores na gestão das águas no Brasil, Magalhães Jr *et al.* (2003) constataram que este índice foi um dos mais valorizados pelo grupo de especialistas consultados.

Este índice foi desenvolvido por Brown *et al.* (1970), a partir de uma metodologia de pesquisa de opinião junto a especialistas da área, conhecida como painel Delphi⁹. Nesta pesquisa, composta por três questionários, foram consultados 142 profissionais. O primeiro consistia em uma lista com 35 parâmetros de qualidade de água, em que os participantes deveriam opinar sobre a inclusão/exclusão de cada parâmetro, previamente selecionado, e inserir algum outro parâmetro. Posteriormente, estes questionários foram reenviados aos colaboradores, para que pudessem reavaliar suas opiniões ao compará-las com as dos demais, solicitando uma lista com os quinze parâmetros mais relevantes. Já no último painel, foi requerida a apresentação dos nove parâmetros selecionados, os pesos atribuídos a cada um deles, assim como a curva de médias de variação da qualidade das águas, em função da concentração dos mesmos (LOPES e LIBÂNIO, 2005).

O índice consiste, basicamente, em uma média ponderada, na qual o resultado de múltiplos testes é representado em um único valor. Este índice tornou-se uma importante

⁹ O método Delphi refere-se a uma metodologia de pesquisa que busca obter informações por meio da consulta junto a especialistas, visando minimizar a subjetividade imposta pela consulta a determinado grupo de participantes (LINSTONE e TUROFF, 1975).

ferramenta para a avaliação da qualidade das águas em diversos pontos de rios e lagos ao longo do tempo, permitindo, ainda, a comparação com os corpos d'água de outras regiões e países (NSF, 2006).

Apesar de o IQA apresentar a vantagem de sumarizar, em um único valor, as nove variáveis utilizadas em seu cálculo, o que favorece a interpretação, compreensão e divulgação dos resultados, há uma perda na interpretação das variáveis individuais. Além disso, os efeitos originários de outras fontes de poluentes não são representados, tendo em vista que este índice foi desenvolvido para avaliar o impacto dos esgotos domésticos nas águas de abastecimento público (IGAM, 2010).

No Brasil, este índice é utilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB, desde 1975, tendo sido adaptado do original adotado pela *National Sanitation Foundation* (NSF). O IQA adotado pela CETESB considera o nitrogênio total, em vez do nitrogênio na forma de nitrato, devido à presença do nitrogênio nas águas em outras formas, tais como o nitrogênio orgânico e o amoniacal. No entanto, é possível aplicar a curva de nitrogênio total para os valores de nitrato, caso seja esta a forma preponderante nos rios (CPRH, 2006).

Em Minas Gerais, o IQA é utilizado para a avaliação da qualidade das águas nos corpos d'água pelo Sistema Estadual de Meio Ambiente - SISEMA/ Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), em parceria com a Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (CETEC) e considera, em seu cálculo, os parâmetros adotados pela NSF, a saber: oxigênio dissolvido (OD), coliformes fecais, potencial hidrogeniônico (pH), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), temperatura da água, turbidez, fosfato total, nitrato e sólidos totais.

Os pesos relativos a cada parâmetro de qualidade de água presente no IQA estão listados na Tabela 11.

Tabela 11- Pesos atribuídos aos parâmetros componentes do IQA.

Parâmetro	Peso – wi
Oxigênio dissolvido- (OD % sat)	0,17
Coliformes fecais (NMP/100mL)	0,15
pH	0,12
Demanda bioquímica de oxigênio – DBO ₅ (mg/L)	0,10
Nitratos (mg/L NO ₃ ⁻)	0,10
Fosfato total (mg/L PO ₄ ⁻²)	0,10
Variação na temperatura (°C)	0,10
Turbidez (UNT)	0,08
Resíduos totais (mg/L)	0,08

Fonte: IGAM (2010).

A ponderação destes nove parâmetros resulta em um índice variando entre 0 e 100, que corresponde aos níveis de qualidade apresentados na Tabela 12.

Tabela 12- Níveis de qualidade para os valores de IQA.

Nível de qualidade	Faixa
Excelente	90<IQA≤100
Bom	70<IQA≤90
Médio	50<IQA≤70
Ruim	25<IQA≤50
Muito Ruim	0≤IQA≤25

Fonte: IGAM (2010).

O cálculo do IQA pode ser realizado de duas formas, uma aditiva e outra multiplicativa, sendo esta última adotada no Projeto Águas de Minas, que avalia a qualidade das águas em Minas Gerais. O valor obtido por meio do cálculo do IQA reflete a contaminação por esgotos sanitários, outros materiais orgânicos, nutrientes e sólidos (IGAM, 2010).

A equação utilizada para o cálculo do IQA multiplicativo é apresentada a seguir:

$$IQA = \prod_{i=1}^9 q_i^{w_i}$$

Sendo:

IQA = índice de qualidade de água, variando de 0 a 100;
 q_i = qualidade do parâmetro i , obtido por meio da curva média específica de qualidade;
 w_i = peso atribuído ao parâmetro, em função de sua importância na qualidade da água, entre 0 e 1.

A informação transmitida por meio de índices de qualidade de água deve ser utilizada na avaliação média, a longo prazo, das condições de qualidade em determinados cursos d'água, no intuito de subsidiar tomadas de decisão em fase de planejamento. Para a identificação dos problemas específicos de qualidade de um determinado corpo hídrico e estudos mais detalhados, torna-se necessária a avaliação individual dos parâmetros de interesse (PORTO, 1991).

Em relação à aplicação de índices de qualidade da água para fins de balneabilidade em águas doces, a CETESB, que opera uma rede de monitoramento de balneabilidade desde 1994, desenvolveu um índice referente à classificação anual da qualidade da água de praias interiores, localizadas em rios e reservatórios, a partir de dados do monitoramento semanal, para os reservatórios impactados por lançamentos de efluentes e dados mensais para os casos das áreas de melhor qualidade (CETESB, 2012a).

Nos balneários onde são realizadas classificações semanais, o resultado do índice (IB) é obtido através de uma síntese das classificações ao longo das 52 semanas do ano. Já nos locais onde são realizadas classificações mensais, o índice de balneabilidade - IB é calculado a partir das densidades de *E. coli* ou dos coliformes termotolerantes (Tabela 13).

O sistema de classificação e o referido índice proposto são baseados em critérios já estabelecidos pela Resolução CONAMA 274/2000, como os padrões de coliformes termotolerantes e *E. coli*, utilizando-se apenas tais parâmetros para avaliação das condições de balneabilidade. Entretanto, a metodologia adotada para a divulgação dos resultados apresenta um significativo avanço, pois baseia-se em resultados de uma avaliação com uma série temporal mais significativa do que apenas a classificação em 5 semanas, conforme previsto pela legislação vigente no país.

Tabela 13- Índice de balneabilidade - CETESB.

Categoria	Monitoramento semanal	Monitoramento mensal
Ótima	Praias classificadas como EXCELENTES em 100% do ano.	Nº de resultados de coliformes termotolerantes menores do que 250 ou <i>E. coli</i> menores do que 200 em 100% do ano.
Boa	Praias próprias em 100% do ano, exceto as classificadas como EXCELENTES em 100% do ano.	Nº de resultados de coliformes termotolerantes menores do que 1.000 ou <i>E. coli</i> menores do que 800 em 100% do ano, exceto a condição de menores do que 250 e 200 em 100% do ano.
Regular	Praias classificadas como IMPRÓPRIAS em porcentagem de tempo inferior a 50% do ano.	Nº de resultados de coliformes termotolerantes maiores do que 1.000 ou <i>E. coli</i> maiores do que 800 em porcentagem inferior a 50% do ano.
Ruim	Praias classificadas como IMPRÓPRIAS entre 25% e 50% do tempo	Nº de resultados de coliformes termotolerantes maiores do que 1.000 ou <i>E. coli</i> maiores do que 800 em porcentagem entre 25 e 50% do ano.
Péssima	Praias classificadas como IMPRÓPRIAS em porcentagem de tempo igual ou superior a 50% do ano.	Nº de resultados de coliformes termotolerantes maiores do que 1.000 ou <i>E. coli</i> maiores do que 800 em porcentagem igual ou superior a 50% do ano.

Fonte: Adaptado de CETESB (2012b).

Considerando-se a importância de outras variáveis de qualidade da água, para avaliação de condições de balneabilidade, Nagels *et al.* (2001) propuseram um sistema de indexação para águas de recreação na Nova Zelândia. O desenvolvimento deste índice baseou-se na mesma metodologia adotada para a elaboração do IQA, fundamentando-se na técnica Delphi para definir os parâmetros, pesos e curvas de qualidade, a partir da consulta a um grupo de 16 profissionais da área de qualidade da água, provenientes de empresas de consultoria e de gerenciamento ambiental, de institutos de pesquisa e de universidades.

A referida pesquisa foi desenvolvida em duas rodadas, sendo a primeira composta por quatro questionários objetivando levantar os parâmetros a serem incluídos no índice (Tabela 14).

Tabela 14- Parâmetros selecionados para a composição do índice de qualidade das águas para recreação de contato primário na Nova Zelândia.

Parâmetro	Função
Coliformes fecais ou <i>E.coli</i>	Risco de infecção por patógenos
pH	Risco de irritação nos olhos dos usuários
Cor (<i>Munsell</i>)	Estético
Visibilidade (Turbidez ou claridade visual)	Estético e segurança
DBO ₅ filtrada	Prevenção de crescimento incômodo (Organismos heterotróficos)
Fósforo reativo dissolvido	Prevenção de crescimento incômodo (Algas)
Nitrogênio inorgânico dissolvido	Prevenção de crescimento incômodo (Algas)

Fonte: Adaptado de Nagels *et al.* (2001).

Já na segunda rodada, composta por três questionários, os painelistas deveriam desenhar as curvas relacionando a conformidade da qualidade da água para o uso recreacional à variação dos valores de cada parâmetro. Os *grids* onde os painelistas deveriam desenhar suas curvas estavam divididos em cinco classes: eminentemente adequado, adequado ao uso, marginalmente adequado, inadequado ao uso e totalmente inadequado.

Diferentemente do IQA-NSF, este índice desenvolvido na Nova Zelândia não definiu pesos para os parâmetros em sua formulação final, pois o valor atribuído ao corpo d'água será igual ao menor valor obtido por este, nas curvas levantadas. A justificativa para a não utilização de um somatório ou produtório, foi de que o emprego destas técnicas de agregação de escores de parâmetros individuais poderia mascarar o valor baixo de um determinado parâmetro se os demais possuírem valores elevados.

Segundo Smith (1989), durante o processo de agregação, inerente à formulação de índices, pode haver significativa perda de informações valiosas para a caracterização de determinado corpo hídrico, como por exemplo, um caso no qual todos os parâmetros avaliados caracterizam a água como pristina, à exceção de pH, que apresenta um valor abaixo do recomendado, devido ao pH possuir baixo peso em alguns índices, o resultado global do

índice indicaria uma água de qualidade muito boa a excelente. No entanto, sabe-se que um valor de pH muito abaixo da faixa usual, pode resultar em danos aos organismos aquáticos e comprometer alguns usos da água.

Desta forma, o processo de desenvolvimento de um índice de qualidade da água adotando-se o princípio do mínimo operador, conforme propõe Smith (1990), além de se evitar a perda de informações durante a agregação, permite a inclusão de novas variáveis sem a necessidade de atribuir pesos. Entretanto, Hudson *et al.* (2011), avaliam que a formulação de índices baseados na utilização do processo mínimo operador apresenta melhor aplicação para fins de avaliação de usos específicos da água.

Assim, este sistema de classificação aparece como uma alternativa para se evitar uma classificação inadequada, geralmente promovida pelo uso de índices, ainda mais se considerarmos todos os parâmetros que compõem o índice como fundamentais e restritivos ao uso, em especial, o uso para fins de potabilidade e recreação.

No intuito de se verificar a viabilidade do índice desenvolvido por Nagels *et al.* (2001), Davies-Colley e Ballantine (2010), desenvolveram um estudo piloto, utilizando dados de 77 pontos de monitoramento integrantes do *National River Water Quality Network - Nova Zelândia*, em 35 rios. Entretanto, os autores optaram neste trabalho, por manter do índice originalmente proposto, apenas os parâmetros *E.coli* e Claridade.

A exclusão de nitrogênio, fósforo e DBO do índice deu-se em função de os mesmos terem sido utilizados como medida indireta do crescimento de algas, não sendo, portanto, o objeto principal em uma avaliação direta de condições de balneabilidade. A retirada do pH foi motivada tendo em vista que o mesmo não é uma questão recorrente em recreação de contato primário nas águas doces da Nova Zelândia. Já a ausência da avaliação de cor no índice é devida à falta de dados sobre esta variável na rede de monitoramento oficial da qualidade das águas no país.

Deste modo, o novo índice gerado, incluindo análises de *E.coli* e Claridade, apresenta cinco categorias para classificação dos resultados, assim como proposto por Nagels *et al.* (2001), conforme apresentado na Tabela 15.

Tabela 15 - Categorias de classificação da qualidade das águas para recreação de contato primário - Índice proposto para a Nova Zelândia.

Categoria	Faixa
Eminentemente adequado	80-100
Adequado ao uso	60-79
Marginalmente adequado	40- 59
Inadequado	20-39
Totalmente inadequado	0-19

Fonte: Adaptado de Davies-Colley e Ballantine (2010).

Neste contexto, o desenvolvimento de índices voltados para usos específicos da água, assim como a recreação de contato primário, pode ser uma ferramenta muito útil na avaliação das condições de balneabilidade, especialmente em relação à divulgação dos resultados de uma forma inteligível ao público em geral.

3-PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

3.1 – Avaliação de condições de balneabilidade na bacia do Alto Rio das Velhas como subsídio para o desenvolvimento da proposta metodológica

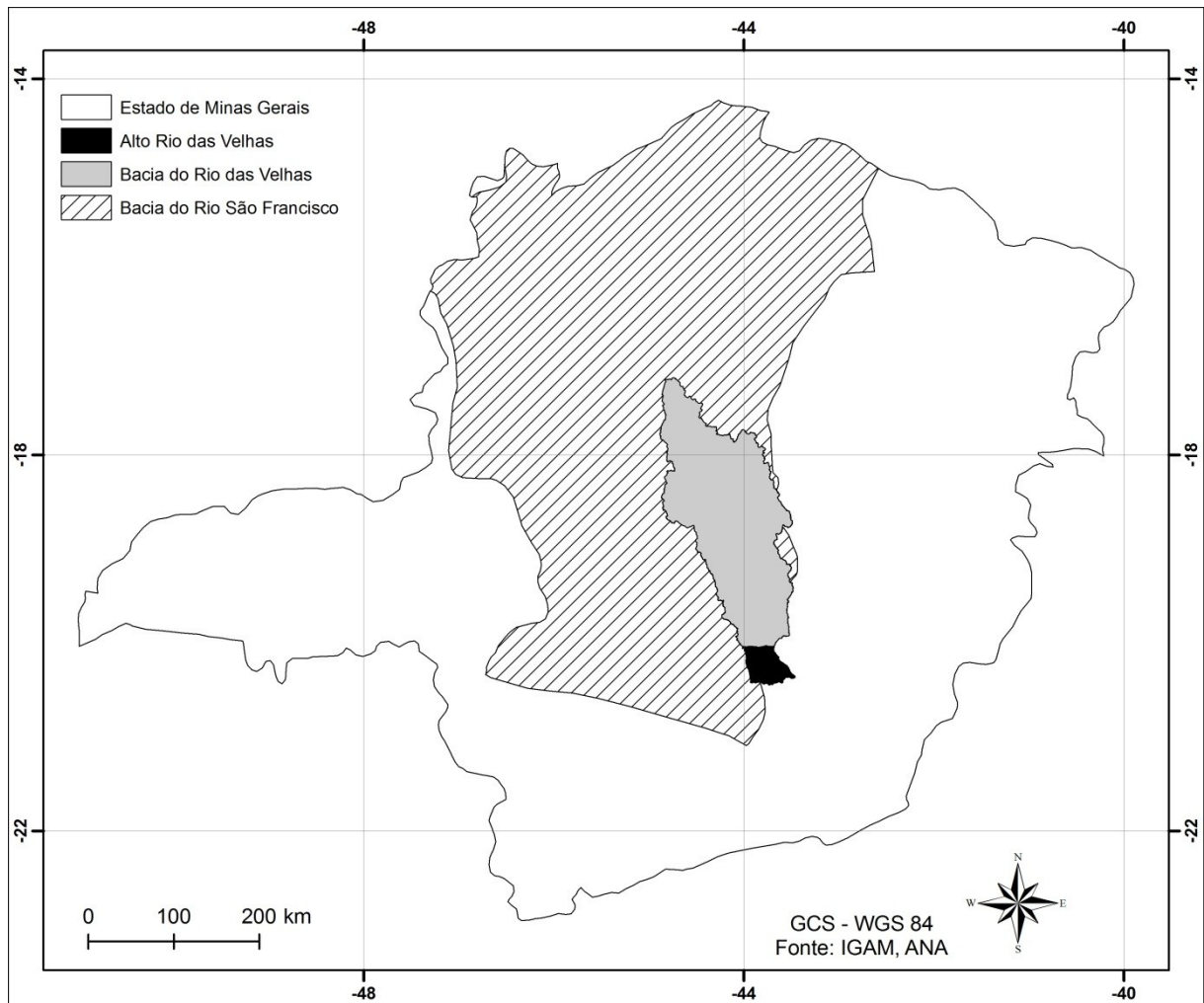
No intuito de levantar as limitações da atual metodologia para avaliação de condições de balneabilidade em águas doces no Brasil e subsidiar a proposição de uma nova ferramenta, foi realizado um estudo piloto em balneários da bacia do Alto Rio das Velhas. Desta forma, a utilização de estudos de caso pode contribuir para o desenvolvimento de uma metodologia coerente com o contexto socioambiental brasileiro, bem como verificar as dificuldades operacionais, haja vista que as principais diretrizes e normas internacionais foram desenvolvidas para ambientes distintos à realidade brasileira.

O estado de Minas Gerais, por possuir um relevo acidentado e vasta riqueza de recursos hídricos, oferece condições propícias para a prática de atividades de recreação que envolvam o contato primário com as águas de rios, cachoeiras, represas e lagoas (BARRETO, 2003). Além disso, a distância da costa marítima brasileira pode contribuir significativamente para que a população residente utilize a recreação em águas doces como uma importante opção de lazer.

Neste contexto, destaca-se a bacia do Rio das Velhas, na qual o uso recreacional das águas, associado ao desenvolvimento da atividade turística, tem apresentado crescimento em diversos locais, destacando-se a presença de diversas cachoeiras em seu alto curso, bastante utilizadas para a prática de atividades de lazer relacionadas ao contato primário (CAMARGOS, 2005).

A bacia do Rio das Velhas localiza-se na porção central do estado de Minas Gerais, com uma área de 27.867 km², sendo a extensão de seu curso principal de 761 km, em direção aproximada SE-NW (Figura 3). Fazem parte dessa bacia 51 municípios que compreendem cerca de 4,3 milhões de habitantes. O Rio das Velhas nasce no município de Ouro Preto, especificamente na Cachoeira das Andorinhas, e percorre o trecho central do estado de Minas Gerais até desaguar no rio São Francisco, em Barra do Guaicuí, distrito de Várzea da Palma. Esta bacia possui uma divisão política administrativa, de acordo com seus cursos alto, médio e baixo (COBRAPE, 2001).

Figura 3. Localização da bacia do Alto Rio das Velhas.



A bacia do Alto do Rio das Velhas situa-se no Domínio do Quadrilátero Ferrífero, trecho ao norte de Belo Horizonte. Este domínio é limitado por serras sustentadas por rochas resistentes do Supergrupo Minas (quartzitos e itabiritos) que concentram uma quantidade significativa de nascentes de cursos d'água. Por outro lado, o Quadrilátero é marcado pela ocorrência marcante de jazidas minerais (principalmente minério de ferro), cuja intensa extração há décadas vem impactando e pressionando a qualidade ambiental da bacia do Rio das Velhas. Em linhas gerais, o Quadrilátero Ferrífero constitui-se do embasamento cristalino (rochas graníticas, gnáissicas e migmatíticas), sobre o qual se assenta uma sequência arqueana tipo “greenstone belt” (Supergrupo Rio das Velhas), bem como duas sequências

proterozóicas metassedimentares (Supergrupo Minas e Itacolomi) (ALKMIM & MARSHAK, 1998).

A referida bacia apresenta período seco de quatro a cinco meses (maio a setembro), enquanto no resto da bacia são três os meses mais secos (junho, julho e agosto). Ocorrem precipitações máximas totais mensais acima de 900 mm, o que representa três vezes mais do que a média do mês mais chuvoso de toda a bacia. A temperatura média anual é de 18°C e umidade relativa do ar apresenta valores médios da ordem de 75%, ocorrendo as maiores médias entre os meses de novembro a abril, enquanto as menores ocorrem entre os meses de julho a setembro (CAMARGOS, 2005).

A área estudada está inserida em uma região de transição entre dois grandes domínios morfoclimáticos neotropicais: o Cerrado e a Mata Atlântica, apresentando grande diversidade e complexidade estrutural de ambientes e tipos fitofisionômicos, com destaque para as matas de galeria, florestas semidecíduais, candeiais, cerrado, campos de altitude (IEF, 2005). De acordo com Camargos (2005), as classes de solo predominantes na bacia são os Cambissolos, Neossolos Litólicos e o Latossolos.

Assim, a bacia do Alto Rio das Velhas, estando parcialmente inserida na Região Metropolitana de Belo Horizonte e coincidindo com os limites do Quadrilátero Ferrífero, sofre significativa pressão de diversas atividades antrópicas, tais como o crescimento urbano desordenado e a extração de minério de ferro e outros recursos minerais.

Portanto, em decorrência das diversas pressões antrópicas, do quadro fisiográfico favorável e da grande demanda por atividades de lazer em contato com o meio natural, a bacia do Alto Rio das Velhas consiste em uma área relevante para ilustrar e representar um processo preliminar de avaliação da qualidade das águas para fins recreacionais. Por estes motivos, a bacia foi escolhida como estudo de caso de referência para este trabalho, visando servir como base para o desenvolvimento da tese. Esta etapa metodológica foi executada preliminarmente ao efetivo início formal do doutoramento (durante o ano de 2008), no âmbito do Projeto de pesquisa intitulado “Avaliação das condições de balneabilidade em áreas de uso recreacional das águas do Alto Rio das Velhas – MG”, financiado pela FAPEMIG – Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (Processo n. APQ-7759-5.04-07). O referido projeto visava dar início às futuras atividades do doutoramento, antes mesmo do processo seletivo, já que os objetivos e a proposta do mesmo já estavam concebidos e formulados.

Para a identificação das áreas de uso recreacional das águas na bacia do Alto Rio das Velhas a serem estudadas no projeto, foram realizadas consultas a centros de informações

turísticas, agências de turismo, prefeituras e diversas fontes de divulgação de roteiros turísticos, o que possibilitou levantar, de forma generalizada, os principais balneários por município.

A partir do levantamento preliminar dos atrativos naturais com utilização recreacional, iniciou-se a realização de trabalhos de campo, buscando averiguar a real utilização do balneário, por meio de consultas à comunidade local, além de verificar as condições de acesso de banhistas e da equipe de pesquisa ao local. Os locais selecionados foram identificados com GPS e registros fotográficos.

A avaliação das condições de balneabilidade foi realizada de acordo com as normas estabelecidas pela Resolução CONAMA 274, de 29 de novembro de 2000. Desta forma, as amostras foram coletadas à isóbata de 1 (um) metro, a 15 (quinze) centímetros de profundidade, nas áreas de banho onde houvesse a maior concentração de banhistas no corpo d'água, com a utilização de recipientes esterilizados, e posteriormente encaminhadas, respeitando-se o limite de 24h, para o laboratório de análises microbiológicas do Departamento de Farmácia/UFMG, onde avaliou-se as densidades de *E.coli* nas amostras.

As coletas ocorreram nos períodos de maior afluência turística, aos domingos, com frequência semanal, em um total de 5 (cinco) campanhas de amostragem por balneário, conforme estipulado pela referida resolução. Esse conjunto de 5 (cinco) campanhas foi realizado em duas estações distintas (Seca e Chuvosa), no intuito de se avaliar a contribuição de fontes difusas de poluição nas respectivas bacias de drenagem, e seu impacto nas condições de balneabilidade.

Desta forma as amostragens relativas à estação seca corresponderam aos dias 20/07/2008, 27/07/2008, 03/08/2008, 10/08/2008 e 17/08/2008, enquanto na estação chuvosa foram realizadas nos dias 19/10/2008, 26/10/2008, 02/11/2008, 09/11/2008 e 16/11/2008. Nestas duas estações, também foram efetuadas análises de turbidez, no intuito de se verificar indiretamente a variação do escoamento superficial em períodos climáticos distintos.

As análises de turbidez foram realizadas com a utilização de um turbidímetro Alfakit Microprocessado Plus, disponibilizado pelo Grupo de Pesquisa Geomorfologia e Recursos Hídricos do Instituto de Geociências da UFMG.

A avaliação da qualidade ambiental dos balneários investigados foi realizada com a aplicação do Protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em trechos de bacias hidrográficas, proposto por Callisto *et al.*(2002). Esta metodologia oferece condições de se avaliar os impactos ambientais das atividades antrópicas sobre trechos de bacias

hidrográficas, constituindo-se em importante ferramenta em programas de monitoramento de qualidade ambiental em ambientes aquáticos (CALLISTO *et al.*, 2002).

De acordo com o referido protocolo, o resultado final da somatória das notas atribuídas individualmente aos parâmetros listados, reflete o nível de preservação das condições ecológicas dos trechos das bacias hidrográficas estudados, onde de 0 a 40 representam trechos impactados; 41 a 60 pontos representam trechos alterados e acima de 61 os trechos são considerados naturais.

A identificação e caracterização qualitativa dos impactos ambientais, decorrentes do desenvolvimento da atividade turística nos balneários estudados, foram realizadas a partir da utilização do método “*checklist*”, que de acordo com Sanchez (2006), refere-se a uma listagem de impactos ambientais, que considera o potencial transformador do ambiente físico, biótico e antrópico, de fontes de pressões conhecidas.

Ao término das análises laboratoriais, foi feito o mapeamento da localização e classificação das condições de balneabilidade das áreas de uso recreacional na bacia, baseado nos resultados das análises bacteriológicas e nos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 274 de 2000.

3.2- Levantamento de indicadores de balneabilidade para águas doces no Brasil

Para o levantamento das variáveis de qualidade da água mais significativas para a avaliação do uso recreacional de contato primário das águas doces no Brasil, optou-se pela utilização da técnica Delphi.

A referida técnica, investigativa, produto de um projeto da empresa norte-americana *Rand Corporation* iniciado na década de 1950, busca obter informações por meio da consulta junto a um painel de especialistas. O Delphi tem como características: o anonimato dos participantes, a possibilidade das opiniões serem revistas durante as rodadas de pesquisas (permitindo a reavaliação frente às opiniões dos demais participantes) e a representação estatística dos resultados. Dessa forma, espera-se minimizar a subjetividade imposta por um dado tema de pesquisa por meio da consulta a determinado grupo de especialistas (LINSTONE e TURROF, 1975). A utilização de especialistas ainda é considerado um critério importante que confere maior credibilidade a muitas pesquisas, pois busca-se agregar a

participação de profissionais que são formadores de opinião e possuem maior capacidade de avaliação das questões em foco (KAYO e SECURATO, 1997).

Visando atender aos requisitos da técnica Delphi, neste trabalho foram consultados especialistas nos temas de qualidade das águas, saneamento e saúde pública, que deveriam opinar sobre parâmetros que comprometam as condições de balneabilidade, adotando-se a utilização de questionário eletrônico.

A seleção dos participantes no painel Delphi foi feita, primeiramente, através da consulta à Plataforma *Lattes* do CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico-Ministério de Ciência e Tecnologia. Esta plataforma integra e disponibiliza dados de currículos, de grupos de pesquisa e de instituições em um único sistema de informações, possibilitando a visualização de currículos e, conseqüentemente, as áreas de atuação e a produção técnica e científica dos principais pesquisadores em atuação no Brasil.

Desta forma, buscou-se identificar os principais pesquisadores com trabalhos relacionados à balneabilidade e à qualidade das águas, sendo selecionados aqueles com a maior titulação, além da produção técnica e científica correlacionada ao tema da pesquisa. Considerou-se também, a atuação profissional dos mesmos, visando à composição de um grupo representativo de especialistas atuantes em universidades, centros de pesquisa, órgãos ou agências ambientais e companhias de saneamento. A distribuição geográfica dos participantes foi levada em conta, a fim de obter opiniões de especialistas atuantes em todas as regiões do Brasil. Destaca-se ainda, a indicação de participantes por parte dos convidados, que, demonstrando claro interesse com a pesquisa, sugeriram outros nomes para compor o painel. Nestes casos, após se comprovar a experiência e a qualificação dos profissionais por meio de consulta à Plataforma *Lattes*, os indicados eram convidados, nos casos de atendimento aos critérios estabelecidos para a seleção dos participantes.

Em seguida foi enviada, via e-mail, uma carta convite, apresentando e descrevendo a proposta da pesquisa, bem como seus objetivos, aos pesquisadores. Junto a esta carta convite constava, em anexo, o primeiro questionário da pesquisa (APÊNDICE 1 - Carta convite enviada aos painelistas da pesquisa Delphi).

A elaboração do primeiro questionário foi feita através da seleção prévia de 43 parâmetros de qualidade da água que poderiam interferir na salubridade da atividade recreacional, englobando aspectos sanitários e estéticos. Este levantamento foi baseado na literatura disponível, considerando o elevado risco de ingestão de água contaminada, bem como o prolongado contato com a pele, processos estes inerentes à atividade recreacional desenvolvida em contato com a água.

Nesta fase da pesquisa, os participantes ficaram frente às seguintes possibilidades de resposta: Incluir; Excluir ou Indeciso, considerando os parâmetros previamente selecionados. Para os parâmetros cujas respostas apontassem “Incluir”, os pesquisadores deveriam atribuir pesos de 1 a 100. O respondente também poderia sugerir novos parâmetros e seus respectivos pesos, bem como fazer comentários e sugestões.

Ao final desta primeira fase, fez-se a padronização da distribuição dos pesos pelos painelistas, considerando-se a soma de todos os pontos atribuídos pelo respondente como igual a 100, e foram calculadas as médias e as medianas dos pesos conferidos aos parâmetros avaliados pelo grupo.

A partir da compilação das informações obtidas no primeiro questionário, tais resultados foram enviados aos participantes, de forma que o respondente poderia ou não reavaliar suas respostas, mediante a opinião geral dos demais integrantes do painel. Neste segundo questionário (APÊNDICE 2 - Formulário de retorno da 1ª rodada da pesquisa e 2ª rodada do painel Delphi), além da avaliação dos parâmetros previamente selecionados, foi solicitado, aos participantes, a seleção dos seis parâmetros considerados como prioritários para compor o índice, bem como seus respectivos pesos. Assim como na primeira fase, os pesos distribuídos foram padronizados, sendo calculadas as médias e as medianas dos mesmos.

A duração das duas rodadas do painel Delphi, realizadas para este trabalho foi de aproximadamente nove meses. As cartas convites foram enviadas a partir do dia 21/08/2010, sendo a primeira rodada encerrada na primeira quinzena de novembro do mesmo ano. Em seguida, a partir do dia 21/11/2010, foram enviados os questionários referentes à segunda fase da pesquisa, com uma nova chamada em março de 2011, sendo o último questionário recebido em 13/05/2011.

3.3- Desenvolvimento do índice de condições de balneabilidade - ICB

Para a seleção dos parâmetros que deveriam compor o índice, foram considerados diversos fatores como: resultado do painel de especialistas; relevância junto à literatura especializada, notadamente as evidências epidemiológicas; e viabilidade de implementação (duração e custos das análises, disponibilidade em laboratórios e possibilidade de avaliação *in situ*).

Devido aos elevados custos inerentes a este tipo de monitoramento, a intenção é propor um índice contendo quatro parâmetros de qualidade da água. Como o monitoramento de balneabilidade, normalmente, é realizado com frequência semanal, entende-se que um elevado número de parâmetros, alguns com alta complexidade laboratorial de análise, poderia inviabilizar sua utilização na maior parte dos balneários de água doce.

Cabe ressaltar que, inicialmente, pretendia-se utilizar o painel Delphi como principal fonte de informações para a elaboração das curvas de qualidade, conforme adotado na elaboração de diversos índices de qualidade de água no mundo, como por exemplo, o IQA-NSF proposto por Brown *et al.* (1970) e o índice voltado para balneabilidade desenvolvido por Nagels *et al.* (2001), na Nova Zelândia.

No entanto, devido ao alto índice de evasão de painelistas e à demora na resposta por boa parte dos integrantes, optou-se pela mudança na metodologia, adequando-a à realidade desta pesquisa. Além disso, alguns resultados recebidos demonstraram certa falta de afinidade ou desinteresse pelo tema, o que poderia gerar curvas de qualidade de baixa representatividade para a proposta metodológica deste trabalho.

Neste contexto, outros trabalhos que desenvolveram índices de qualidade da água obtiveram valores de referência para o desenvolvimento de curvas de qualidade na literatura técnica especializada, como os trabalhos de Lopes e Libânio (2005) e Souza e Libânio (2009).

Os valores de referência (curvas de qualidade), utilizados neste trabalho, foram fundamentados junto a estudos epidemiológicos e legislação específica, quando disponível. Nestes casos, onde o padrão é estipulado pela legislação, foi adotado como referência, o valor de 50 para a curva q, correspondendo ao limite inferior da classe de qualidade denominada Satisfatório, ou seja, a água seria considerada como própria ao uso recreacional de contato primário, caso o resultado do índice fosse maior ou igual a 50.

No entanto, parte dos parâmetros integrantes do índice não possui valores estabelecidos, como por exemplo, os parâmetros de natureza estética, como a turbidez. Deste modo, foram utilizados como referência os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, através da distinção de classes de qualidade de água e da utilização da relação inversamente proporcional existente entre turbidez e claridade visual da água, utilizada como critério na Nova Zelândia, país com ampla experiência e com diversos projetos desenvolvidos sobre qualidade e o uso recreacional das águas.

Neste contexto, durante o processo de concepção metodológica do índice foi desenvolvido um estágio de doutoramento¹⁰ junto ao *National Institute of Water and Atmospheric Research - NIWA*¹¹, unidade *Hamilton/Waikato*, visando contribuir para o aperfeiçoamento da pesquisa, através da discussão dos objetivos da pesquisa e resultados parciais, tendo em vista sua reconhecida importância, como um dos principais centros de pesquisa em poluição aquática do mundo. O instituto atua diretamente com pesquisas sobre balneabilidade, operando a rede nacional de monitoramento de qualidade da água da Nova Zelândia – *New Zealand's National River Water Quality Monitoring Network (NRWQN)*.

Nesse período, os objetivos da pesquisa também foram discutidos junto a equipe de pesquisa do *Ministry for Environment (MfE)*, responsável pelo monitoramento da qualidade da água para uso recreacional no país, de forma a se entender o sistema de gerenciamento adotado, além de subsidiar a elaboração de uma metodologia adequada às especificidades do Brasil.

Para a formulação do índice proposto, foi adotada a metodologia do mínimo operador, no intuito de se evitar a perda de informações na agregação dos resultados devido à interferência do resultado de um parâmetro sobre o outro, assim como proposto para os trabalhos de Smith (1989, 1990) e Nagels *et al.* (2001). Neste contexto, não foram atribuídos pesos aos parâmetros que compõem o índice, pois entende-se que a variável limitante deveria representar o resultado geral do índice, especialmente em casos de usos restritivos da água, como a recreação de contato primário.

A partir da determinação destes valores de referência, foram traçadas as curvas de qualidade através da utilização de regressões polinomiais, determinando as equações e o resultado do teste r^2 , com auxílio do programa MS Excel, para avaliação da qualidade da curva gerada. A utilização de regressão polinomial consiste na técnica utilizada para o desenvolvimento de curvas de qualidade em índices de qualidade da água (PNMA, 2003; SOUZA E LIBÂNIO, 2009, DAVIES-COLLEY e BALLANTINE, 2010).

¹⁰ O estágio foi realizado entre Fevereiro e Julho de 2012, através do programa PDSE da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES.

¹¹ Centro de pesquisa vinculado ao Ministério das Finanças e Ministério de Pesquisa, Ciência e Tecnologia da Nova Zelândia, com uma reputação global como referência em pesquisa em recursos hídricos e estudos atmosféricos. O instituto desenvolve e conduz projetos científicos ambientais, visando o gerenciamento sustentável dos recursos naturais em áreas de pesquisa tais como: Recursos aquáticos e ambientes (foco em águas superficiais e ambientes costeiros); Águas doces e marinhas; Aquicultura; Clima e Atmosfera; Ameaças climáticas e Biodiversidade aquática.

As equações geradas com o desenvolvimento da curva de qualidade permitem o cálculo dos valores do subíndice (q) para cada variável do índice, possibilitando assim, seu enquadramento na respectiva classe de qualidade proposta para o índice.

A definição das faixas de qualidade do Índice de Condições de Balneabilidade - ICB, deu-se a partir de uma adaptação da classificação adotada pela Resolução CONAMA nº 274 de 2000, que classifica as águas recreacionais em quatro classes: Excelente, Muito Boa, Satisfatória e Imprópria, em função da concentração de Coliformes termotolerantes ou *E.coli* nas águas, sendo inserida mais uma classe, denominada “Muito ruim”.

Esta inclusão, para a classificação final dos resultados, foi motivada devido à possibilidade de níveis elevados de contaminação, que justificariam uma interdição imediata e demandariam ações e/ou intervenções diferenciadas por parte dos gestores dos balneários para reduzir o risco à saúde do usuário.

No intuito de exemplificar a aplicação do índice elaborado, foi realizada uma demonstração utilizando-se dados secundários disponibilizados para o Rio das Velhas, em seu alto curso, obtidos junto ao Projeto Águas de Minas – Instituto Mineiro de Gestão das Águas/IGAM (Tabela 16). Para a demonstração pretendida pelo trabalho, foram utilizados os dados a partir de 2009, ano no qual os dados do monitoramento passaram a ter uma frequência mensal.

Tabela 16. Estações de amostragem no alto Rio das Velhas – Programa Águas de Minas-IGAM.

Estação	Descrição	Coordenadas	
		Latitude	Longitude
BV013	Rio das Velhas a montante da foz do Rio Itabirito	-20°12'36	- 43°44'30
BV037	Rio das Velhas a jusante da foz do Rio Itabirito	-20°07'47	-43°48'00
BV139	Rio das Velhas a montante da ETA/COPASA, em Bela Fama	-20°03'48	-43°49'00
BV063	Rio das Velhas a jusante do Ribeirão Água Suja	-19°58'31	-43°48'26
BV067	Rio das Velhas a montante do ribeirão Sabará	-19°56'18	-43°49'37

Fonte: IGAM, 2010.

O cálculo do Índice de Condições de Balneabilidade foi realizado por meio de planilhas elaboradas no programa MS Excel, utilizando-se as equações geradas a partir das curvas de qualidade propostas para o índice, sendo os resultados apresentados no Apêndice 3 - Dados do monitoramento IGAM e resultados do cálculo do Índice de Condições de Balneabilidade – ICB para o Alto Rio das Velhas entre 2009 e 2011, que também inclui os resultados do IQA-IGAM.

Deste modo, efetuou-se a elaboração de uma classificação anual entre 2009 e 2011 do ICB, para o Alto Rio das Velhas, obtida a partir do resultado médio das doze amostragens realizadas anualmente. Neste sentido, no intuito de se ilustrar a aplicação da metodologia, foi também apresentada uma classificação anual para os resultados IQA-IGAM.

Considerando a possibilidade de aplicação do ICB em uma série mais representativa, foi apresentada uma classificação para o período de janeiro de 2009 a dezembro de 2011, considerando para o enquadramento em sua respectiva classe de qualidade, o percentual de 80% dos resultados da série de amostras, conforme proposto pela metodologia do ICB. No entanto, cabe ressaltar que este percentual de 80% dos resultados já é estabelecido pela Resolução CONAMA 274/200, para uma série de 5 amostras.

A partir dos resultados da referida classificação, considerando a série de 36 amostras, entre 2009 e 2011, os resultados do enquadramento conforme o Índice de Condições de Balneabilidade-ICB foram representados cartograficamente com auxílio de software específico (*ArcView 9.3*), a partir da utilização da base cartográfica do IBGE, apresentando os trechos avaliados do Alto Rio das Velhas, de acordo com o nível de qualidade apresentado.

3.4- Desenvolvimento de um protocolo para avaliação da qualidade sanitária e ambiental dos balneários

No intuito de se complementar a avaliação das condições de balneabilidade pretendida pelo índice a ser proposto, elaborou-se uma listagem de inspeção (*checklist*), contemplando aspectos sanitários, estéticos e de segurança, visando contribuir para uma avaliação integrada do balneário. Deste modo, por não focar apenas a qualidade das águas do mesmo, o protocolo consiste em uma ferramenta de gestão integrada do uso recreacional destas áreas, possibilitando levantar as especificidades existentes.

O protocolo foi elaborado baseando-se em aspectos contidos em listagens de inspeção de balneabilidade, já adotadas por agências governamentais ambientais com tradição em

avaliações integradas de áreas recreacionais (HC, 2010, EPA, 2008 e NZMFE, 2003), além das recomendações previstas pela WHO (2000).

A partir da consulta a tais manuais de referência, foram inseridas as principais ocorrências verificadas no levantamento de impactos ambientais e avaliação da preservação ambiental, realizado para os balneários da região do Alto Rio das Velhas, a ser apresentado em capítulo posterior, que permitiu identificar situações específicas para o contexto nacional, haja vista os tipos de turismo praticado e os impactos verificados.

Desta forma, o protocolo de inspeção de condições de balneabilidade foi desenvolvido visando levantar, de forma simplificada, os principais aspectos estético-sanitários nos balneários e para a sua respectiva bacia hidrográfica que poderiam influenciar na qualidade da atividade recreacional e servir como ferramenta de suporte para o monitoramento e gerenciamento de ações em tais áreas.

Neste contexto, de forma a possibilitar o levantamento de informações primárias e secundárias sobre o balneário e sua respectiva área de contribuição, o protocolo foi estruturado da seguinte forma:

- **Identificação:** Informações básicas sobre a identificação, localização, tipo de ambiente, acesso e responsabilidade pelo levantamento de dados em campo,
- **Balneário:** Caracterização geral das condições ambientais e sanitárias do balneário, condições de uso, infraestrutura local, levantamento de riscos físicos, biológicos e aspectos estéticos.
- **Bacia Hidrográfica:** Descrição da área de drenagem a montante do balneário e fatores potenciais que possam oferecer riscos aos usuários ou serem caracterizados como fatores potenciais de poluição, bem como incidência de doenças de veiculação hídrica.

4- RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1- Balneabilidade e avaliação da qualidade ambiental em áreas de uso recreacional da bacia do Alto Rio das Velhas – MG.¹²

A partir de informações obtidas das diversas fontes de divulgação de atrativos turísticos localizados nos municípios integrantes da bacia do Alto Rio das Velhas (Secretarias de Meio Ambiente e Turismo, Centros de Referência Turística, Roteiros Turísticos, etc.), foram listados os mais recorrentes. Apesar do grande número de balneários identificados, existem outros pontos da rede fluvial da área que são utilizados para a recreação de contato primário, especialmente por moradores locais. No entanto, os mesmos não são citados nos roteiros turísticos consultados.

A partir da identificação dos principais balneários integrantes da bacia do Alto Rio das Velhas, os mesmos foram avaliados em campo, para verificar a possibilidade de inclusão nos estudos deste projeto. Cabe ressaltar que a metodologia adotada neste trabalho buscou identificar os balneários, cujo acesso é permitido ao público em geral, tendo em vista as áreas de interesse coletivo.

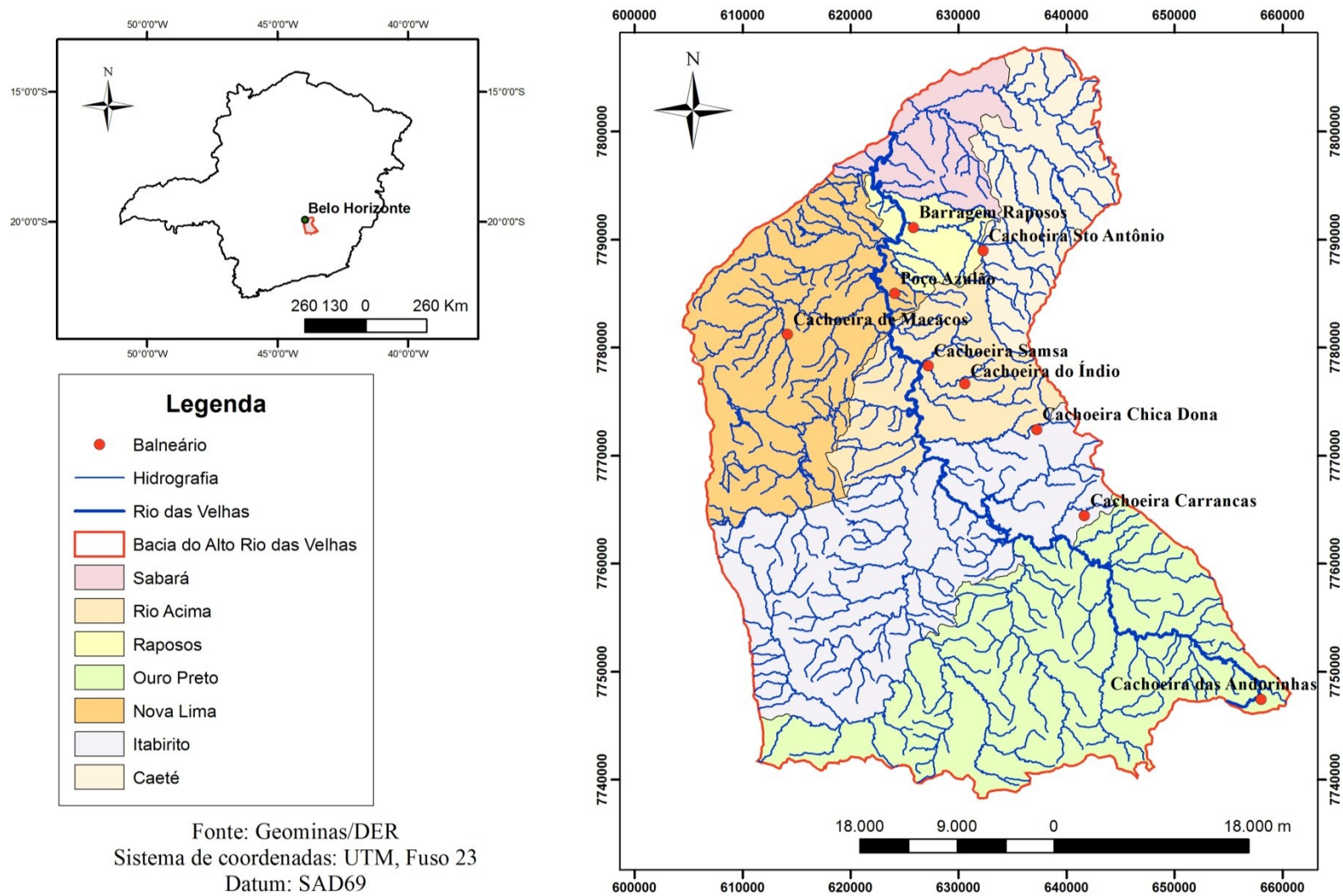
Deste modo, foram selecionadas áreas de uso recreacional das águas localizadas nos municípios de Raposos (Barragem/Ribeirão da Prata), Caeté (Cachoeira de Santo Antônio/Ribeirão da Prata), Nova Lima (Poço Azulão/Córrego da Luzia Mota e Cachoeira de Macacos /Córrego Marumbé), Rio Acima (Cachoeira SAMSA e Cachoeira do Índio/Córrego Viana), Itabirito (Cachoeira Chica Dona/Córrego Palmital e Cachoeira Carrancas/Córrego da Serra) e Ouro Preto (Cachoeira das Andorinhas/Rio das Velhas), conforme apresentado na Figura 4 e no Apêndice 4 - Balneários avaliados na bacia do Alto Rio das Velhas.

¹² Resultados apresentados neste capítulo encontram-se publicados:

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.

LOPES, F. W. A.; CARVALHO, A.; MAGALHÃES JR, A.P. Levantamento e avaliação dos impactos ambientais em áreas de uso recreacional das águas na bacia do Alto Rio das Velhas. **Caderno Virtual de Turismo**. Rio de Janeiro, v. 11, n. 2, p.177-190, 2011.

Figura 4. Localização dos balneários amostrados na bacia do alto Rio das Velhas



4.1.1- Avaliação das condições de balneabilidade.

A classificação das condições de balneabilidade de determinado balneário deve considerar os resultados da série de cinco amostragens realizadas, conforme estipulado pela Resolução CONAMA 274 de 2000, na qual categoria de balneabilidade é atribuída caso 80% ou mais de um conjunto de cinco amostras atenda os limites da classe correspondente.

Desta forma, a classificação das condições de balneabilidade no período relativo à estação seca (20/07/08 a 17/08/08), para os balneários da bacia do alto rio das Velhas, está representada na Figura 5.

Conforme pode ser observado nos resultados, a maior parte dos balneários apresentou baixos níveis de *E.coli* durante as cinco semanas consecutivas de monitoramento na estação seca. A exceção foi a Cachoeira SAMSA, em Rio Acima, cujos resultados demonstram altos níveis de contaminação por material fecal em todas as amostragens, retratando os lançamentos de efluentes domésticos a montante. Este fato está associado à presença de diversas moradias às margens do Córrego Viana que não possuem sistema de coleta de esgotos adequado.

No entanto, durante o monitoramento realizado no período chuvoso (19/10/08 a 16/11/08), outros balneários apresentaram níveis de *E.coli* nas águas que resultaram em condições de balneabilidade impróprias em algumas das semanas avaliadas (Figura 6). Nesta classificação referente ao período chuvoso (19/10/08 a 16/11/08), as condições de balneabilidade apresentaram-se impróprias nos seguintes balneários: Barragem Raposos, Poço Azulão, Cachoeira SAMSA, Cachoeira do Índio e Cachoeira das Andorinhas.

Figura 5. Classificação das condições de balneabilidade nos balneários do Alto Rio das Velhas – Estação Seca.

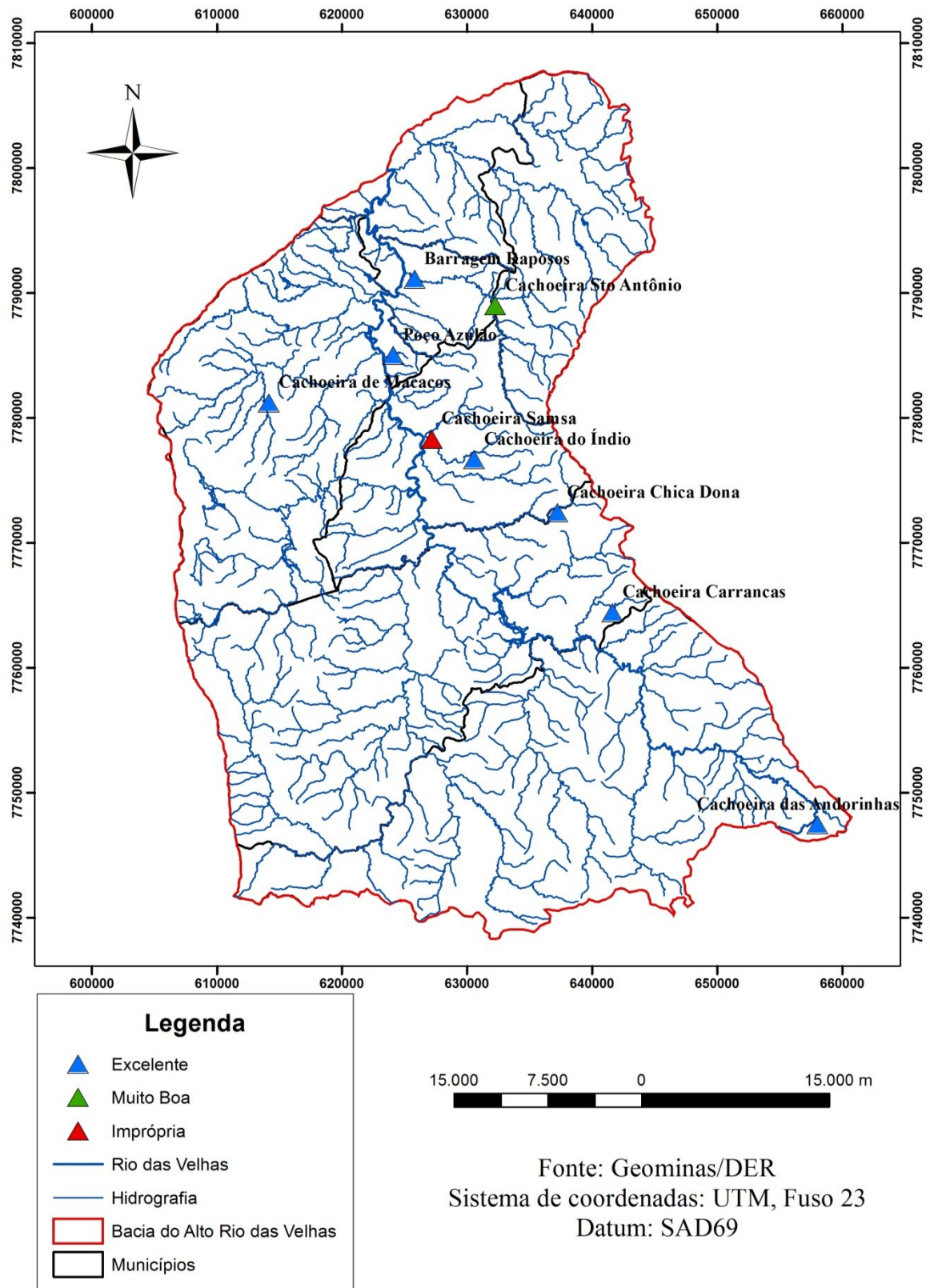
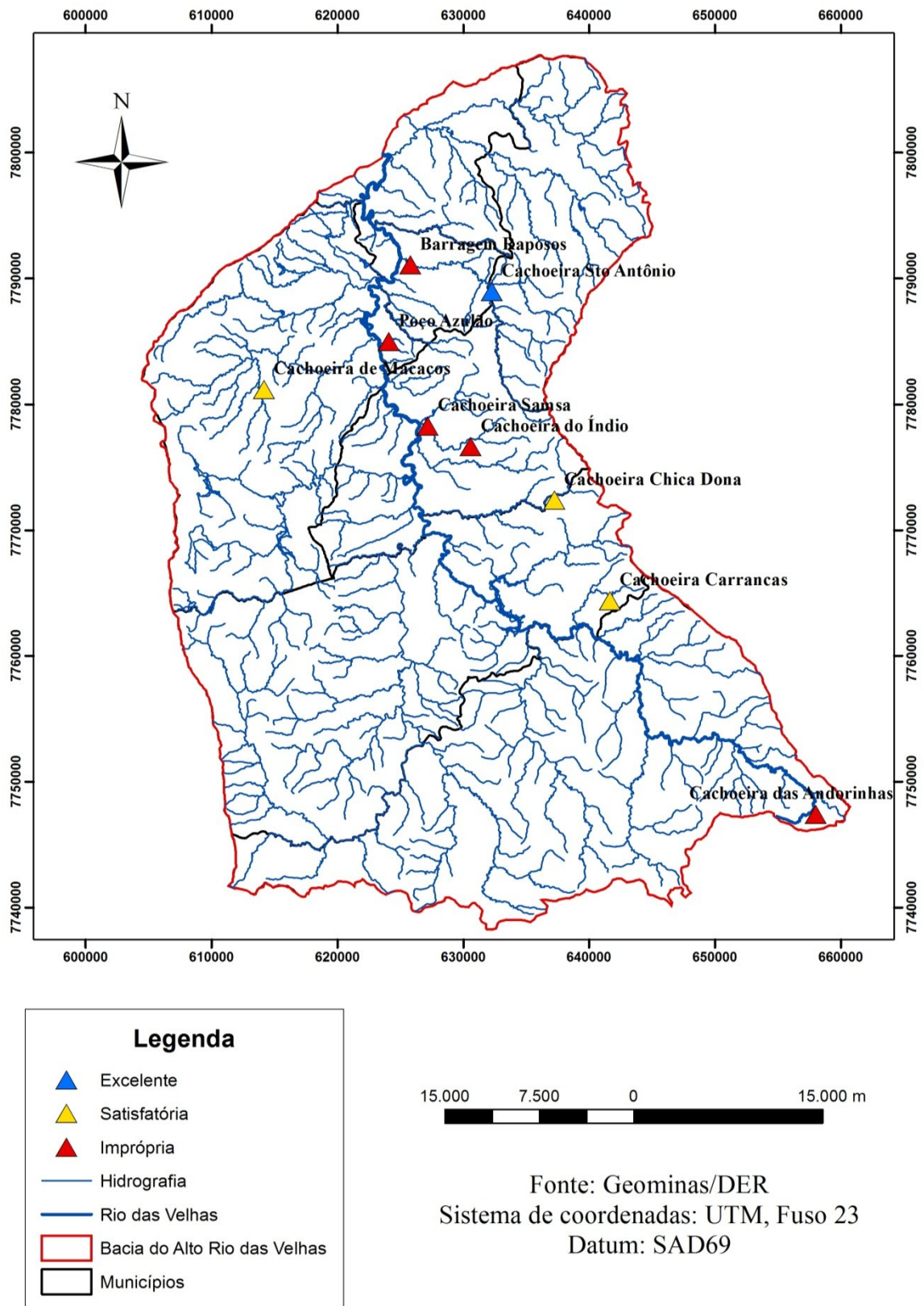


Figura 6. Classificação das condições de balneabilidade nos balneários do Alto Rio das Velhas – Estação Chuvosa.



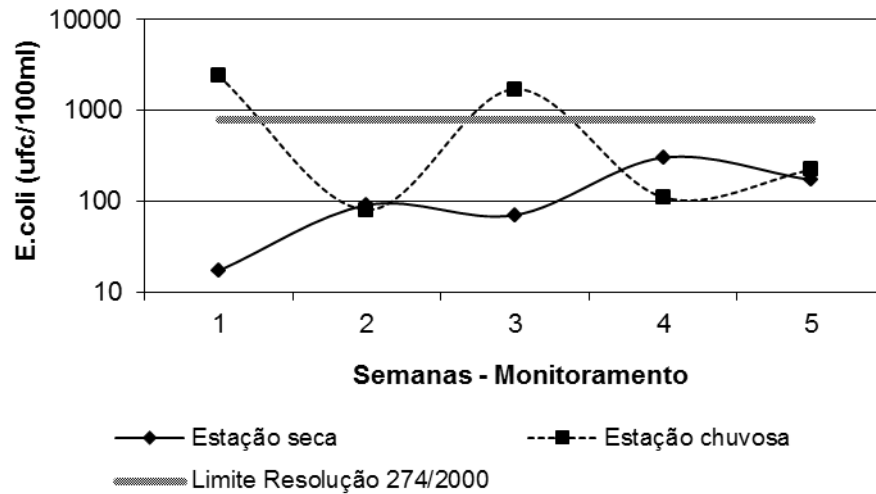
Apesar da redução da qualidade nas condições de balneabilidade em relação à estação seca em quase todos os balneários avaliados, a Cachoeira de Santo Antônio, em Caeté, apresentou melhor classificação em relação à estação seca, possivelmente relacionada à impossibilidade de acesso ao local de coleta em duas campanhas de amostragem, sendo a classificação baseada em três campanhas de monitoramento.

De acordo com a WHO (2003), durante as estações chuvosas, há um aumento da densidade de bactérias nas águas, tendo em vista o maior carreamento de material fecal por meio do escoamento superficial em áreas rurais e urbanas, além de galerias pluviais e córregos, comprometendo, dessa maneira, a qualidade das águas nos balneários. Além disso, em cidades de veraneio, a elevação da população flutuante pode aumentar a emissão de efluentes domésticos para os cursos d' água. Neste mesmo contexto, cabe ressaltar também o risco de extravasamento das redes de esgoto devido a eventos hidrológicos extremos, subdimensionamento das mesmas e manutenção inadequada.

De acordo com GLWI (2012), o escoamento superficial em áreas sob uso agropecuário pode contribuir para o aumento da contaminação microbiológica das águas, haja vista que as densidades de *E.coli* nesta situação variam geralmente entre 10.000 e 100.000 ufc/100mL.

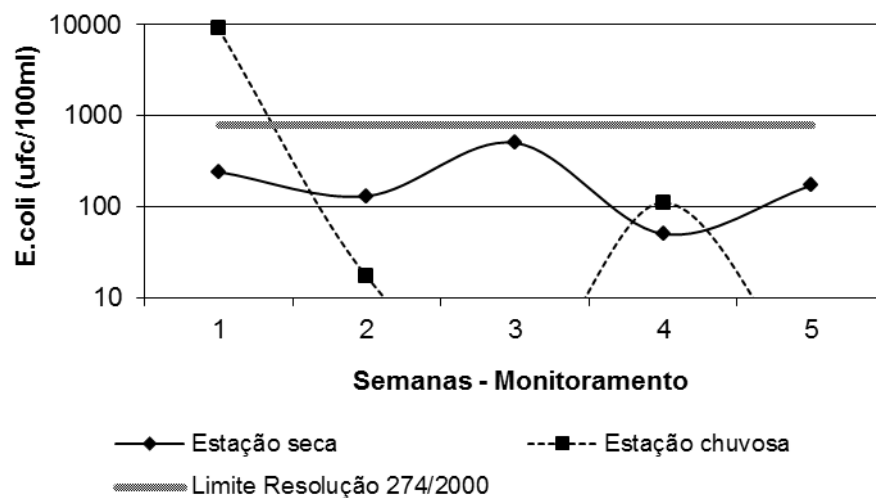
Os resultados observados para a Barragem de Raposos (Figura 7) excederam o limite de 800 ufc/100ml, conforme estipulado pela Resolução CONAMA nº 274 de 2000, em apenas duas amostragens que corresponderam à estação chuvosa. Nestas oportunidades, as coletas foram realizadas sob chuva, o que pode ter contribuído para o maior carreamento de material fecal animal para o Ribeirão da Prata, tendo em vista a presença de equinos no entorno.

Figura 7. Barragem de Raposos – MG.



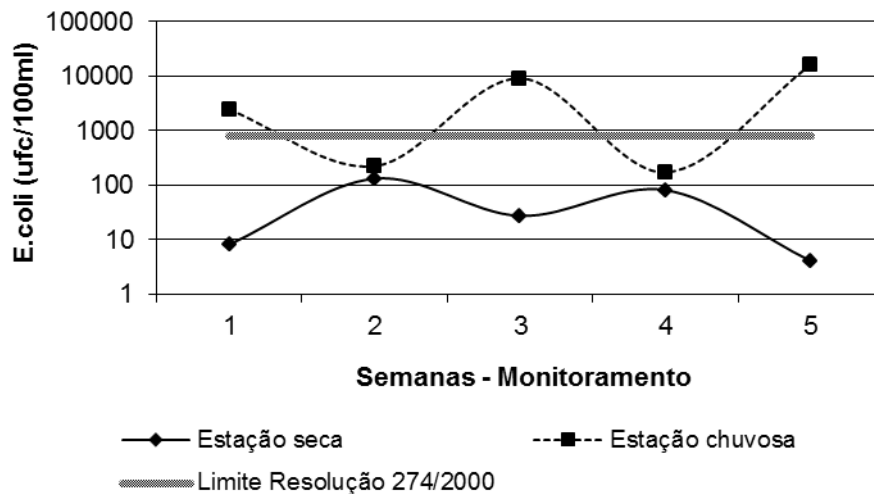
Já para a Cachoeira de Santo Antônio (Figura 8), localizada no Ribeirão da Prata, a montante da Barragem de Raposos, em apenas uma amostragem foi excedido o limite. Assim como observado no balneário de Raposos, esta amostragem foi realizada sob influência de chuva. No entanto, os resultados da Cachoeira de Santo Antônio apontam para uma qualidade satisfatória de condições de balneabilidade em ambas as estações climáticas.

Figura 8. Cachoeira Santo Antônio – Caeté.



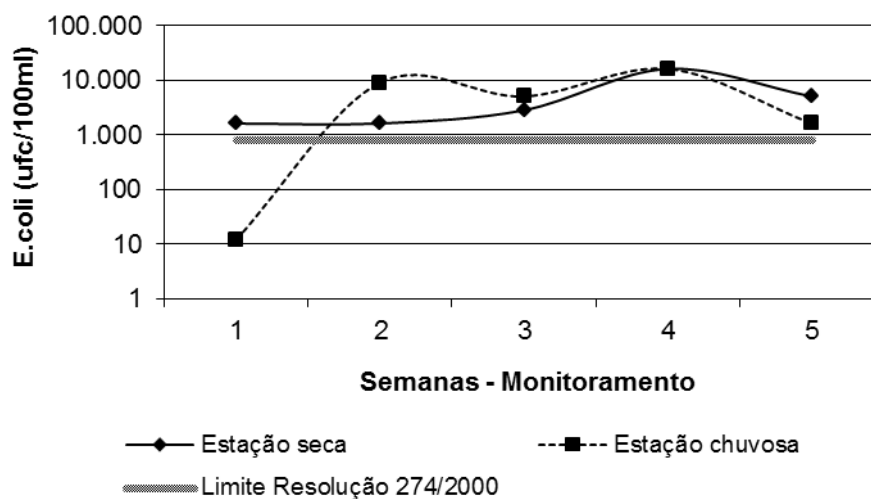
As condições de balneabilidade apresentam uma variação significativa no Poço Azulão, em Nova Lima (Figura 9). Durante a estação seca, os níveis de *E.coli* monitorados sempre apresentaram valores muito baixos, conferindo uma classificação como excelente em todas as cinco amostragens realizadas neste período. Entretanto, no período chuvoso houve uma significativa deterioração da qualidade das águas do Córrego da Luzia Mota, possivelmente relacionada ao desenvolvimento da atividade pecuária na bacia, onde não foi verificada nenhuma fonte de lançamento de despejos humanos sobre os corpos d'água.

Figura 9. Poço Azulão – Nova Lima.



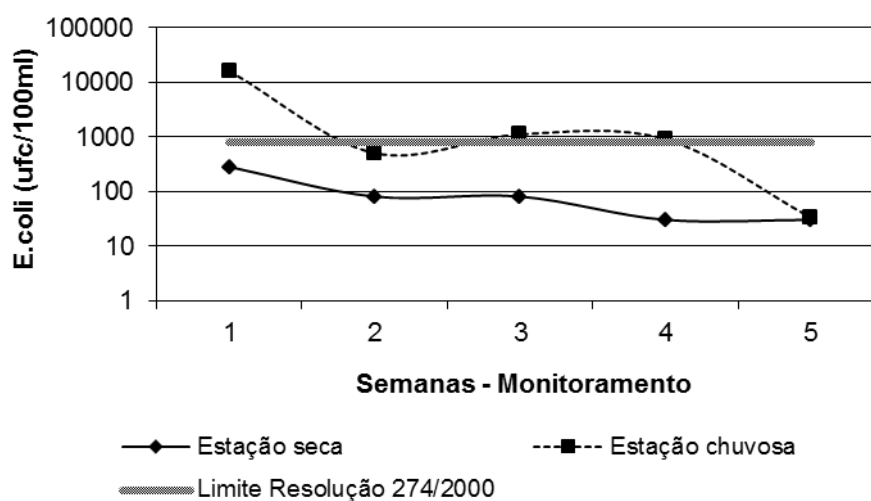
A Cachoeira SAMSA, em Rio Acima, apresentou condições impróprias de balneabilidade nas duas estações climáticas, sendo que em apenas uma amostragem o resultado não excedeu os limites legais (Figura 10). Esta amostragem, cujo resultado apresentou grande discrepância em relação aos demais, pode ter sido influenciada por algum problema na conservação da amostra, tendo em vista o lançamento de efluentes domésticos sobre o Córrego Viana, a montante da cachoeira.

Figura 10. Cachoeira SAMSA – Rio Acima.



Já a Cachoeira do Índio (Figura 11), balneário localizado no Córrego Viana a montante da Cachoeira SAMSA, apresentou condições impróprias para o banho em apenas duas amostragens realizadas em período chuvoso, sendo que os resultados obtidos durante o período seco conferiram ao balneário condições excelentes de balneabilidade.

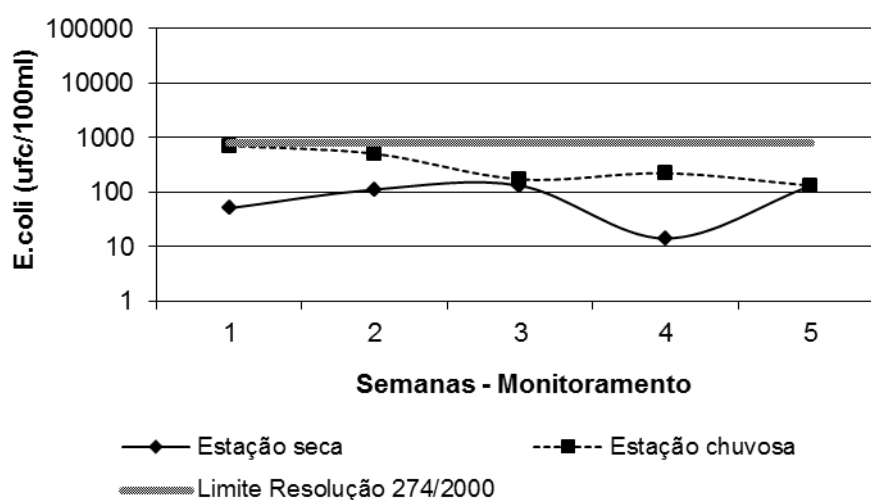
Figura 11. Cachoeira do Índio – Rio Acima.



Desta forma, o incremento das concentrações de material fecal decorrente do escoamento superficial pode estar relacionado à presença de bovinos na bacia de drenagem.

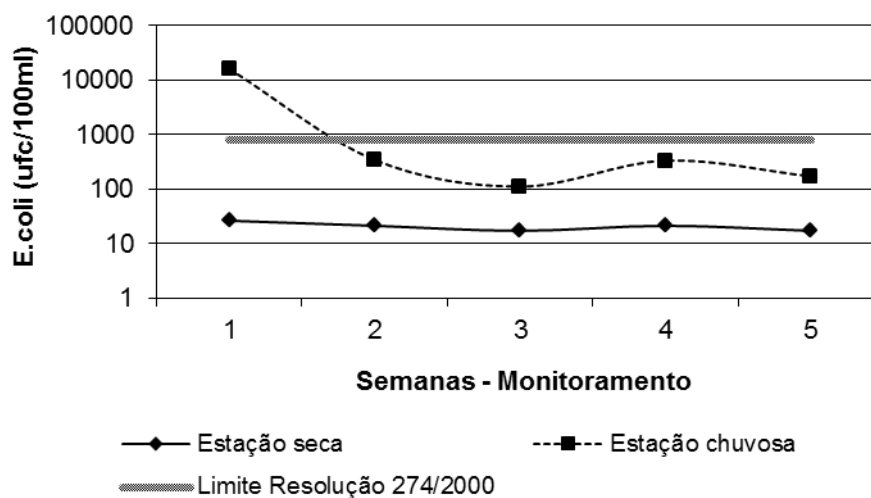
No entanto, na cachoeira Chica Dona, em Itabirito, os resultados sempre estiveram em conformidade com o limite estabelecido pela legislação, mesmo para as amostragens realizadas no período chuvoso (Figura 12). Estes resultados refletem o uso do solo a montante, já que não há aglomerações urbanas e a atividade agropecuária é incipiente.

Figura 12. Cachoeira Chica Dona – Itabirito.



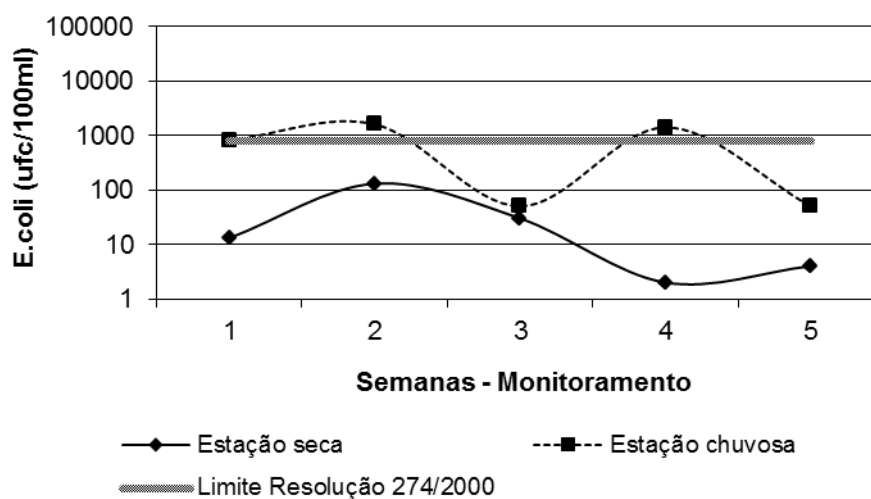
Assim como observado para a Cachoeira Chica Dona, os resultados referentes à Cachoeira Carrancas, em Itabirito, apresentaram baixos níveis de contaminação microbiológica das águas, destacando-se os resultados das amostragens no período seco, que caracterizaram o balneário como excelente para a balneabilidade neste período. Nesse caso, apenas o resultado da amostragem referente à primeira semana de monitoramento da estação chuvosa excedeu o limite de 800 ufc/100mL, o que possivelmente está relacionado à chuva durante a coleta, que contribuiu para o carreamento do material fecal de bovinos presentes na bacia de drenagem a montante (Figura 13).

Figura 13. Cachoeira Carrancas – Itabirito.



A Cachoeira das Andorinhas, em Ouro Preto, apresentou aumento nas concentrações de *E. coli* nas águas durante as amostragens realizadas no período chuvoso (Figura 14). Esse aumento possivelmente está associado à presença de bovinos e equinos, que proporcionam a geração de material fecal passível de ser carregado pelo escoamento superficial.

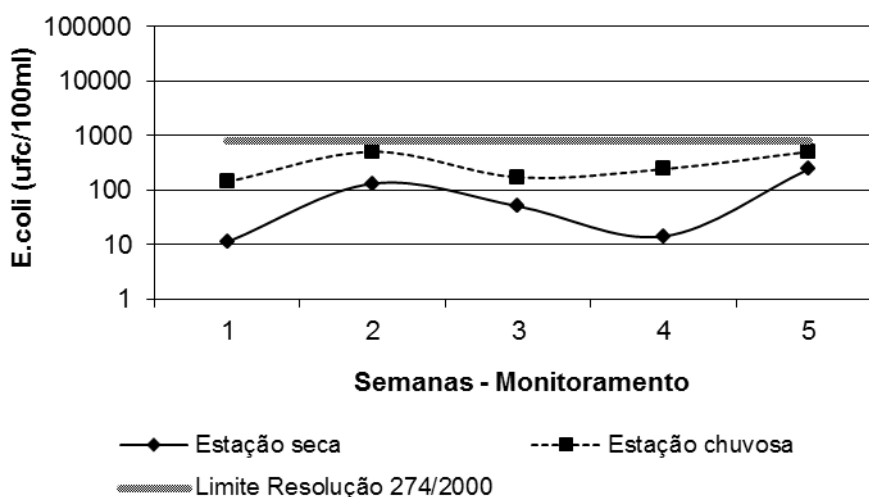
Figura 14. Cachoeira das Andorinhas – Ouro Preto



Mesmo com a presença de área urbana de Ouro Preto, próxima às cabeceiras de drenagem do rio das Velhas, sua contribuição para a contaminação microbiológica das águas não se apresentou significativa, haja vista a baixa concentração de material fecal durante o período seco.

No balneário Cachoeira de Macacos, em Nova Lima, por sua vez, apesar de ser um dos mais degradados pela atividade turística, conforme verificado pelo levantamento de impactos ambientais apresentado no item 4.1.2, os resultados das análises microbiológicas sempre apresentaram-se satisfatórios aos requisitos de balneabilidade, independentemente do período climático vigente (Figura 15).

Figura 15. Cachoeira de Macacos – Nova Lima.



Tal resultado aponta que, apesar da degradação e transtorno gerados pelo desenvolvimento da atividade turística no balneário, a mesma não contribui significativamente para a deterioração da qualidade das águas no que se refere a *E. coli*. Além disso, o uso do solo a montante, com a ausência da atividade pecuária favorece os baixos níveis de *E. coli* averiguados.

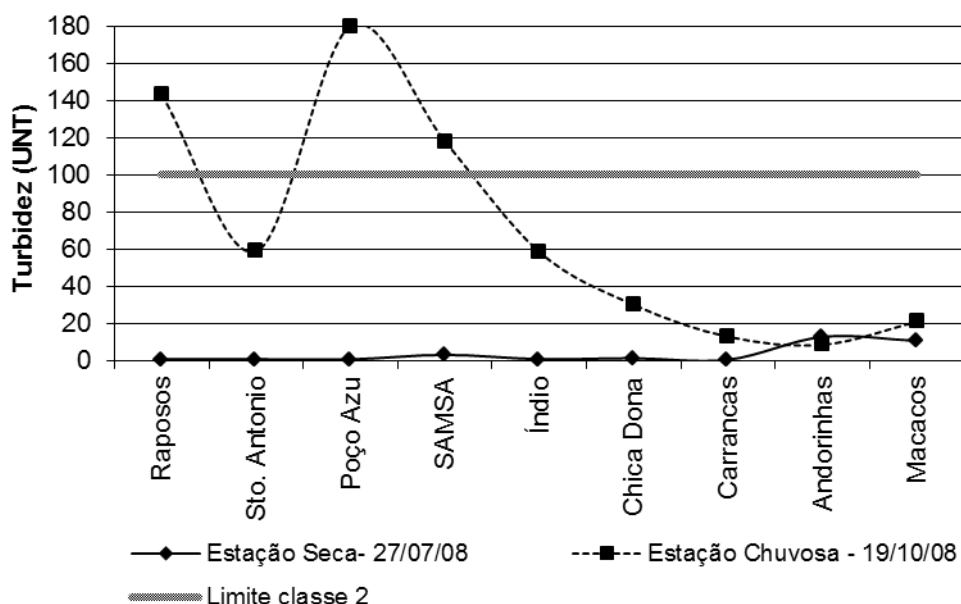
Conforme os resultados apresentados, a influência do escoamento superficial durante o período chuvoso acarretou na redução da qualidade das águas nos balneários investigados e, por consequência, condições impróprias ao banho em alguns casos.

A influência do escoamento superficial no carreamento de sedimentos e material fecal para os corpos d'água pode ser avaliada através da análise de turbidez das águas, que também pode ser utilizada como um indicador de erosão em bacias hidrográficas.

O escoamento superficial, durante o período de chuva, é o fator que mais contribui para a mudança da qualidade microbiológica da água, sendo que a presença de coliformes nas amostras de água de mananciais, segundo Amaral *et al.* (1994), tem relação direta com a presença de chuva, devido ao carreamento de excrementos humanos e animais. Tal situação foi verificada em balneários avaliados por Lopes *et al.* (2008) e Vasconcelos *et al.* (2006).

Desta forma, para os balneários investigados, foram avaliados os níveis de turbidez das águas nas duas estações climáticas monitoradas, sendo os resultados das duas amostragens apresentados na Figura 16.

Figura 16. Resultados das análises de turbidez para os balneários investigados no alto rio das Velhas.



Conforme apresentado, os valores de turbidez averiguados sempre apresentaram-se bem superiores durante a estação chuvosa, devido ao maior escoamento superficial. A exceção correspondeu à Cachoeira das Andorinhas, onde durante a coleta da estação seca, o elevado número de banhistas no leito do curso d'água aumentou o material em suspensão em função do maior revolvimento do material de fundo.

A elevação dos teores de turbidez nas águas utilizadas para recreação de contato primário em períodos de chuvas, decorrentes do maior escoamento superficial, também foi observada por Lopes *et al.* (2008), no balneário Cachoeira da Fumaça, em Carrancas-MG.

A variação dos níveis de turbidez entre os balneários investigados pode ser um reflexo da conservação do solo nas respectivas bacias hidrográficas, devido ao papel da vegetação na proteção do solo contra os efeitos da erosão. Segundo Derisio (2007) e Libânio (2008), a turbidez nas águas pode ocorrer naturalmente, em função de processos erosivos, e artificialmente, devido ao lançamento de efluentes. Apenas os balneários Barragem de Raposos, Cachoeira SAMSA e Poço Azulão obtiveram resultados que excederam o limite de 100 UNT, estabelecido pela Resolução CONAMA 357 de 2005 para águas de classe 2. Conforme a referida resolução, em bacias hidrográficas onde não foram aprovados o enquadramento de corpos d'água, os mesmos serão avaliados com base nos valores referentes à classe 2. Elevados níveis de turbidez das águas de balneários podem afetar esteticamente sua utilização, devido à inferência que o banhista faz sobre a qualidade das águas, baseando-se em atributos visuais como a cor e a transparência da água, conforme verificado por Smith *et al.*(2005).

Neste contexto, considerando os resultados da avaliação microbiológica, dentre os balneários investigados na bacia do Alto Rio das Velhas, apenas a Cachoeira SAMSA, em Rio Acima, apresentou-se sistematicamente imprópria para o banho, especialmente em função do lançamento de efluentes domésticos sanitários a montante. Entretanto, durante as amostragens realizadas na estação chuvosa, houve uma deterioração na qualidade microbiológica das águas nos balneários. A Barragem de Raposos, o Poço Azulão, a Cachoeira SAMSA, a Cachoeira do Índio e a Cachoeira das Andorinhas foram classificadas como impróprias nessa estação.

No entanto, entende-se que uma avaliação baseada somente em indicadores microbiológicos apresenta limitações, tendo em vista que a atividade de lazer em contato com as águas em meio natural envolve outros fatores relativos à qualidade ambiental, bem como à segurança dos usuários.

4.1.2- Avaliação da qualidade ambiental dos balneários

Além da qualidade microbiológica da água, outros fatores podem afetar a segurança e a qualidade da atividade recreacional de contato primário em balneários. Desta forma, buscou-se avaliar o processo de degradação ambiental dos balneários, através da utilização de um protocolo de avaliação de ambientes aquáticos, bem como levantar os impactos da atividade turística nestes ambientes, por meio do método *checklist* de avaliação de impactos ambientais.

Conforme a avaliação da proteção ambiental *in loco* realizada com a utilização do protocolo de avaliação rápida de ambientes aquáticos, proposto por Callisto *et al.* (2002), os balneários investigados apresentaram uma variação significativa na sua classificação, mesmo quando inseridos na mesma bacia hidrográfica (Tabela 17).

Tabela 17. Avaliação da preservação dos balneários segundo de avaliação rápida.

Balneário	Bacia hidrográfica	Resultado protocolo	Classificação
Barragem Raposos	Ribeirão da Prata	35	Impactado
Cachoeira Santo Antônio	Ribeirão da Prata	60	Alterado
Poço Azulão	Córrego Luzia da Mota	67	Natural
Cachoeira SAMSA	Córrego Viana	24	Impactado
Cachoeira Índio	Córrego Viana	89	Natural
Cachoeira Chica Dona	Córrego Palmital	56	Alterado
Cachoeira Carrancas	Córrego da Serra	65	Natural
Cachoeira Andorinhas	Rio das Velhas	56	Alterado
Cachoeira Macacos	Córrego Marumbé	28	Impactado

* Classificação segundo avaliação do protocolo: 0 a 40 = impactado; 41 a 60 = alterado; ≥ 61 = natural.

No entanto, cabe ressaltar que essa metodologia permite avaliar o nível de alteração de trechos fluviais e não reflete totalmente as condições ambientais da bacia hidrográfica, sendo, neste caso, uma ferramenta para avaliar apenas os cursos d'água nos quais estão inseridos os balneários.

Desta forma, balneários como a Cachoeira SAMSA e a Cachoeira do Índio, pertencentes à mesma bacia do Córrego Viana, tiveram seus ambientes classificados como impactado e natural, respectivamente.

Através da metodologia adotada, os balneários que apresentaram maior grau de alteração antrópica foram a Cachoeira SAMSA, a Cachoeira de Macacos e a Barragem de Raposos. Nestes ambientes, o fácil e irrestrito acesso do público em geral contribui para a presença de fontes significativas de pressão ambiental.

A Cachoeira SAMSA apresentou o pior resultado dentre todos os balneários avaliados, com um quadro de degradação gerado pelo lançamento de esgotos domésticos a montante, e pela presença de disposição de resíduos sólidos diretamente sobre o canal fluvial. Além disto, ocorreu a remoção da vegetação do seu entorno para ser utilizado como estacionamento e abrigo de eventos como parques de diversões e apresentações diversas.

A Cachoeira de Macacos, por sua vez, é afetada pela grande afluência do público, responsável pelo lançamento de dejetos e resíduos sólidos, pela deterioração do leito natural, além do desenvolvimento de erosão acelerada, sob a forma de sulcos decorrentes do intenso fluxo de motocicletas nas trilhas de acesso.

A Barragem de Raposos insere-se em local degradado, principalmente, pela ocupação das margens fluviais por construções (bares), lançamento de resíduos sólidos, além da presença da própria barragem, que altera a dinâmica do curso fluvial ao criar um ambiente lântico.

Balneários como o Poço Azulão, Cachoeira do Índio e Cachoeira Carrancas tiveram seus trechos fluviais caracterizados como naturais. Os dois primeiros citados estão em boa situação de conservação, possivelmente em função da dificuldade de acesso e da pouca divulgação. Já no caso da Cachoeira Carrancas, a conservação se deve à sua localização em propriedade particular, cujo acesso dos banhistas é controlado.

As cachoeiras Santo Antônio, Chica Dona e das Andorinhas apresentaram-se como ambientes alterados, pois são balneários que recebem grande fluxo de banhistas, sofrem com a degradação parcial de sua vegetação ciliar e com o lançamento de resíduos sólidos. Entretanto, o quadro de degradação não está em um nível tão elevado quanto o observado nos balneários classificados como impactados.

No entanto, a metodologia adotada não se restringe apenas aos impactos decorrentes da exploração turística dos ambientes. Os impactos diretamente relacionados à atividade turística são levantados a seguir, por meio da utilização da metodologia *checklist*.

Os itens listados no *checklist* adotado foram elaborados a partir das observações realizadas durante as visitas técnicas de reconhecimento das áreas. Os impactos ambientais presentes nos balneários e relacionados na lista de checagem, foram classificados conforme a sua natureza, como positivos ou negativos (Tabela 18).

Em relação aos impactos ambientais gerados pelo desenvolvimento da atividade turística nos balneários avaliados na bacia do alto Rio das Velhas, foi possível observar uma variação da tipologia e da magnitude dos impactos, possivelmente em função da acessibilidade aos balneários.

A partir da análise dos resultados obtidos pelo método adotado, pode-se verificar que os impactos negativos do turismo sobre o ambiente natural são mais recorrentes que os impactos positivos causados pelo mesmo.

Tabela 18. Checklist dos impactos ambientais decorrentes da atividade turística nos principais balneários do alto Rio das Velhas.

Impactos ambientais da atividade turística nos balneários	Classificação do Impacto (Positivo/Negativo/Ausente)								
	Barragem Raposos	Santo Antônio	Poço Azulão	SAMSA	Índio	Chica Dona	Carrancas	Andorinhas	Macacos
Focos de erosão acelerada em sulcos nas trilhas de acesso.									
Focos de erosão acelerada laminar nas trilhas de acesso.									
Remoção da vegetação ciliar, com exposição do solo para área de camping.									
Risco de incêndio (presença de fogueiras).									
Acúmulo de lixo no entorno.									
Degradação da qualidade das águas pelos frequentadores (excrementos, lixo).									
Afugentamento da fauna.									
Estrutura construída às margens (bares, abrigos, etc).									
Vandalismo (pichações, depredação, uso de drogas ilícitas, roubo, brigas).									
Alteração do leito natural do curso d' água (criação de barramentos, praias artificiais).									
Incremento da atividade econômica local.									
Preservação ambiental do balneário (a exploração turística demanda uma boa qualidade do ambiente)									
Perturbação do cotidiano das comunidades locais (trânsito, barulho, depredação).									
Aumento do material em suspensão das águas (turbidez), pelas atividades dos banhistas na água.									
Impacto visual (descaracterização as paisagem).									
Possibilidade de ocorrência de acidentes com animais peçonhentos (devido ao acúmulo de lixo, que pode atrair certos animais).									

 Negativo
  Positivo
  Ausente

Nos locais públicos, de fácil acesso veicular e entrada liberada, como observado para os balneários, Barragem Raposos, Cachoeira SAMSA, Cachoeira das Andorinhas e Cachoeira de Macacos, os principais impactos se referem à geração e lançamento de resíduos sólidos, além de atos de vandalismo. Tais situações acabam inibindo a permanência de famílias e podem causar transtorno no cotidiano dos moradores locais, com baixo incremento da atividade econômica, em virtude desse público, em geral, consumir, principalmente, os produtos trazidos de sua própria residência.

Outro tipo de impacto observado foi o desenvolvimento de focos de erosão acelerada nas trilhas de acesso, devido ao intenso fluxo de motocicletas, conforme verificado na Cachoeira de Macacos, Cachoeira das Andorinhas e Cachoeira de Santo Antônio.

A incidência de diversos processos erosivos, tais como a erosão em sulcos e laminar acelerada em trilhas de acesso, apresenta-se como um dos impactos mais recorrentes nos balneários avaliados na bacia do alto Rio das Velhas. Tal situação também foi verificada por Andretta *et al.* (2008) que, ao avaliar as trilhas de acesso em balneário localizado na cidade de Carrancas/MG, identificou sulcos erosivos nas trilhas, especialmente em áreas de solos mais susceptíveis.

Focos erosivos acelerados na trilha, tais como sulcos e voçorocamentos, podem acarretar desvio por parte dos visitantes para outras vias adjacentes, provocando a abertura de novo trecho de trilhas, o que pode contribuir para ampliar as áreas de solo exposto e a compactação do solo relacionada ao trânsito de pessoas, animais e veículos. A compactação do solo é um dos principais impactos da abertura e da utilização de trilhas, o que pode favorecer a incidência de processos erosivos (FIGUEIREDO, 2010).

Segundo Andrade (2003), as trilhas de acesso, em muitos casos, estão situadas em ambientes naturais, muitas vezes, frágeis. Desta forma, a exposição e a compactação do solo decorrentes da utilização intensa das trilhas podem contribuir, significativamente, para o desenvolvimento de processos erosivos acelerados, por favorecer o escoamento superficial das águas nestas áreas.

Balneários em locais caracterizados por acesso mais difícil e inexistência de sinalização, possuem melhor estado de conservação, como pode ser observado no Poço Azulão e Cachoeira do Índio. Este último, apesar do difícil acesso, foi indicado, segundo informações locais, como um local de consumo de drogas por turistas e moradores da cidade de Rio Acima.

Nos balneários Cachoeira Chica Dona e Cachoeira Carrancas, apesar do fácil acesso, boa sinalização e divulgação, o elevado número de visitantes não gera impactos tais como os observados nos demais pontos de fácil acesso. Isto se deve ao controle do acesso por meio de cobrança de uma taxa de manutenção e da presença de vigias nos locais, responsáveis pela inibição de atos de vandalismo e depredação, além de estimularem a coleta de lixo pelos usuários. Tais medidas colaboram para estes balneários serem menos impactados pela visitação.

A avaliação da qualidade ambiental dos balneários permitiu constatar que aqueles situados em locais de difícil acesso ou em propriedades particulares tendem a ser mais bem conservados. Enquanto os primeiros são relativamente protegidos pelas vias de acesso precárias, os últimos são mais bem conservados pelas ações dos proprietários que inibem atos de vandalismo e de depredação que inviabilizariam o uso dos balneários como fonte de renda particular.

A ocorrência de impactos ambientais nas áreas naturais é uma consequência inevitável de seu uso, considerando-se que mesmo os frequentadores mais conscientes geram algum tipo de perturbação no ambiente (BARROS, 2000; VASHCHENKO, 2006). A necessidade de atendimento à crescente demanda de visitação nessas áreas, aliada ao compromisso de assegurar a preservação das mesmas tem se configurado como um desafio para gestores municipais.

Neste contexto, ressalta-se a necessidade de implementação de processos de gestão dos balneários, tanto pela iniciativa privada quanto pelo poder público municipal, nos casos das áreas públicas. Assim, estudos referentes à capacidade de carga, levando-se em consideração as especificidades de cada ambiente e o monitoramento contínuo dos efeitos do uso do local para turismo e lazer, constituem importantes mecanismos para aumentar as chances de assegurar a qualidade ambiental dos balneários. Verifica-se que esta modalidade de lazer demanda ambientes naturais em estado de conservação o mais próximo ao original, para maior desenvolvimento turístico do local.

Além das questões supracitadas, foi possível verificar que, para uma avaliação ampla das condições de balneabilidade, seria necessário incluir novas variáveis/indicadores para aumentar a eficácia do processo de avaliação. Este processo é parte fundamental para que se possa efetivar um sistema envolvendo o diagnóstico da situação de forma a subsidiar a tomada de decisões e medidas necessárias para se evitar a utilização de áreas impróprias pelo público em geral.

4.2- Indicadores de balneabilidade em águas doces no Brasil

Dentre os 54 especialistas convidados a participarem do painel Delphi, apenas um não aceitou o convite por motivos pessoais, enquanto outros não se manifestaram. Ao final do prazo estipulado para a confirmação, 18 painelistas enviaram os respectivos formulários contendo as respostas, o que resultou em uma taxa de retorno de 33,3%.

A baixa taxa de retorno obtida aponta para uma das desvantagens da utilização dessa técnica, pois pesquisas similares demonstram elevada abstenção, especialmente em grupos maiores, que demandam maior duração do painel (GIOVINAZZO, 2001).

De acordo com os resultados de Almeida e Oliveira (2007), a aplicação do painel Delphi via internet, apesar de ser mais rápida e prática, apresenta maior taxa de abstenção em relação à abordagem presencial. Enquanto os autores verificaram que a abordagem presencial obteve 82% de aceite em sua pesquisa, o percentual caiu para 32% no Delphi via internet. No entanto, a abordagem presencial é inviável nesta pesquisa considerando-se a montagem de um painel com especialistas em escala nacional, sobretudo considerando um elevado número de participantes.

Brown *et al.* (1970) e Magalhães Jr *et al.* (2003), obtiveram taxas de abstenção de 46 e 44% em seus painéis, ambos envolvendo um número significativo de participantes. Já em pesquisas desenvolvidas por Lopes e Libânio (2005) e Souza e Libânio (2009), as quais envolveram grupos menores para a elaboração de índices de avaliação de estações de tratamento de água, as taxas de abstenção ao término da primeira rodada foram de 11 e 25% respectivamente.

Embora a elaboração da listagem dos painelistas a serem convidados tenha sido construída de forma a obter-se uma representatividade significativa nas diferentes regiões do país, houve um predomínio dos especialistas da região Sudeste, principalmente em função do elevado número de respondentes do estado de Minas Gerais (Tabela 19).

Tabela 19. Estados da federação onde atuam os painelistas.

Estado	%
Minas Gerais	78,0
Bahia	5,5
Paraíba	5,5
Rio de Janeiro	5,5
São Paulo	5,5

O predomínio de pesquisadores atuantes em Minas Gerais é resultante da baixa taxa de abstenção dos convidados atuantes neste estado, possivelmente em função da identificação e proximidade com a Universidade Federal de Minas Gerais, onde a pesquisa foi desenvolvida.

Além disso, a elevada concentração observada na Região Sudeste pode ser um reflexo da relativa disparidade de distribuição de recursos humanos qualificados na área de qualidade das águas, além da presença significativa de universidades e centros de pesquisa. Conforme dados da Plataforma *Lattes*, referentes ao ano de 2010, a maior parte dos doutores e mestres cadastrados, 52,8 e 42,55% respectivamente, está concentrada nessa Região.

Essa disparidade observada na distribuição espacial dos recursos humanos apresenta-se como uma das dificuldades em se montar um painel de especialistas geograficamente abrangente, pois em muitos casos, a recusa e/ou abstenção por parte dos pesquisadores situados, principalmente, nas regiões Norte e Centro Oeste (regiões com menores percentuais de especialistas convidados), acaba por não possibilitar que as mesmas regiões estejam representadas.

O perfil dos painelistas que participaram da primeira rodada desta pesquisa aponta o predomínio de engenheiros civis e biólogos, correspondendo a 66,6% do total de respondentes. Estas áreas de formação, em geral, são as mais recorrentes em trabalhos relacionados à qualidade da água (Tabela 20).

Tabela 20. Formação básica dos painelistas.

Formação	n^o	%
Engenharia Civil	6	33,4
Biologia	6	33,4
Química	2	11,1
Farmácia e Bioquímica	2	11,1
Geografia	1	5,5
Engenharia Química	1	5,5

A relativa variedade da formação superior dos participantes demonstra que a área de recursos hídricos é de caráter multidisciplinar, sendo de fundamental importância a presença de diferentes profissionais na gestão das águas no país. A qualificação acadêmica dos participantes é um ponto em destaque neste grupo de especialistas que participaram da seleção dos parâmetros de qualidade da água, sendo que, em sua maioria (66,7%), possuem o título de doutorado, seguido por 27,8 % de pós-doutores.

Essa elevada qualificação observada é também reflexo do setor de atuação predominante dos participantes, haja vista que 61,1% dos mesmos atua em universidades públicas (Tabela 21). No entanto, pode-se destacar a alta qualificação de funcionários de órgãos públicos ambientais e empresas de saneamento, cujos profissionais apresentam mestrado e doutorado.

Tabela 21. Setores de atuação dos painelistas.

Setor	n^o	%
Universidades	11	61,1
Órgãos ambientais	4	22,2
Empresas de saneamento	3	16,7

Apesar da discrepância observada em termos percentuais, foi possível obter respostas de participantes atuantes em todas as áreas de conhecimento previstas quando da composição do Delphi. Partiu-se do princípio que, além das considerações de acadêmicos formadores de

opinião, também é de fundamental importância a visão e a experiência de profissionais que atuam na operacionalização de índices, o que acredita-se ter contribuído para avaliar critérios práticos e objetivos de implementação de uma nova metodologia de avaliação da qualidade das águas para uso recreacional de contato primário.

Os resultados da avaliação feita pelos especialistas integrantes do Delphi (Tabela 22) demonstraram que, dentre os 43 parâmetros apresentados, apenas a *E.coli* obteve percentual máximo de inclusão dentre os participantes. No entanto, apesar da maior frequência, seu peso atribuído (13,7) foi inferior ao atribuído aos coliformes termotolerantes (15). Apesar de serem considerados indicadores limitados em relação a *E.coli*, por não apontarem que a contaminação seja exclusivamente de origem fecal, os coliformes termotolerantes ainda são amplamente utilizados, verificando-se que a própria Resolução CONAMA nº 274/2000 estabelece a utilização de *E.coli* ou coliformes termotolerantes para a classificação da qualidade das águas dos balneários. A referida legislação vigente determina que, no caso da utilização de mais de um indicador microbiológico, as águas deverão ser classificadas conforme o critério mais restritivo, que no caso das águas doces refere-se à *E.coli*.

Tabela 22. Resultado da 1ª fase do Painel Delphi-Balneabilidade em águas doces: % de inclusão, médias e medianas, dos parâmetros pré-selecionados.

Parâmetro (Ordenados por % de inclusão)	% de inclusão	Média pesos	Mediana pesos
<i>Escherichia coli</i>	100,0	13,7	12,5
Óleos e graxas	77,8	6,7	5,3
pH	77,8	8,6	10,2
Densidade de cianobactérias	66,6	8,2	8,9
Coliformes termotolerantes	55,6	15,0	15,6
Temperatura	55,6	6,5	5,2
Turbidez	55,6	6,2	4,6
Oxigênio dissolvido	55,6	7,7	6,5
Nitrogênio amoniacal total	55,6	3,6	3,6
Cromo	55,6	3,7	4,1
Mercúrio	55,6	3,7	4,1
Condutividade elétrica	50,0	6,3	5,6
Demanda Bioquímica de oxigênio (DBO ₅)	44,4	4,9	4,0
Arsênio	44,4	5,4	4,3
Chumbo	44,4	3,9	4,2
Cádmio	44,4	4,3	4,3
<i>Schistosoma</i> sp.	38,9	9,5	8,1

Clorofila α	38,9	8,8	9,7
Nitrato	38,9	3,5	3,3
<i>Leptospira</i> spp.	33,3	5,1	5,1
<i>Cryptosporidium</i> sp.	33,3	6,2	5,3
Microcistinas	33,3	8,0	8,7
Zinco	33,3	4,3	4,3
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	27,8	5,7	5,7
<i>Vibrio cholerae</i>	27,8	4,9	4,5
<i>Giardia</i> spp.	27,8	4,9	5,1
Enterovírus	27,8	5,9	5,9
Sólidos dissolvidos totais	27,8	3,9	4,0
Coliformes totais	22,2	11,3	11,3
<i>Entamoeba histolytica</i>	22,2	5,7	5,6
Cilindrospermopsina	22,2	4,8	4,8
Saxitoxinas	22,2	6,7	6,7
Cor verdadeira	22,2	5,2	3,6
Transparência (disco de <i>Secchi</i>)	22,2	6,7	8,3
Fósforo total	22,2	4,0	4,7
<i>Salmonella</i> spp.	16,7	5,6	5,6
<i>Shigella</i> spp.	16,7	4,6	4,6
Colifagos	16,7	6,0	4,5
Fósforo solúvel	16,7	2,8	2,7
Nitrogênio total	16,7	3,9	3,9
<i>Ancyllostoma</i> sp.	11,1	6,0	6,0
<i>Ascaris</i> sp.	5,6	NR	NR
<i>Taenia</i> sp.	5,6	NR	NR

Nota: * NR= Não foram atribuídos pesos.

Mesmo com a atual tendência em se utilizar predominantemente a *E.coli* como principal indicador de contaminação fecal das águas, os Coliformes totais, que foram amplamente utilizados no passado, obtiveram a terceira maior média de peso no painel (11,3), embora não tenha alcançado elevado percentual de inclusão (22,2%). Conforme levantamento de diversos estudos epidemiológicos já realizados, Zimirou *et al.*(2003) verificaram que o aumento das concentrações de coliformes totais têm pouca ou nenhuma associação com o risco de incidência de doença gastrointestinal em banhistas.

O segundo maior percentual de inclusão (77,8%) correspondeu a óleos e graxas, e ao pH, o que indica a consonância aos critérios atualmente adotados na legislação, pois tais

parâmetros são considerados na classificação das águas como impróprias para a atividade recreacional. Embora não possua valores de referência para óleos e graxas, a Resolução CONAMA 274/2000 permite a classificação da água como imprópria caso a presença destes elementos possa oferecer risco à saúde ou gerar condição hídrica desagradável à recreação. Já no caso do pH, os valores devem estar entre 6 e 9, à exceção de condições naturais que fujam a esta faixa.

Outro parâmetro indicador abrangido pela metodologia atual, mesmo sem o estabelecimento de parâmetros e seus respectivos critérios de classificação, refere-se à floração de algas ou outros organismos. Geradas especialmente em ambientes eutrofizados, as florações de cianobactérias podem produzir cianotoxinas neurotóxicas e hepatotóxicas, causando prejuízos à saúde humana em caso de ingestão (CHORUS e BARTRAM, 1999).

Desta forma, o painel de especialistas mostrou a importância de se avaliar tais efeitos, haja vista o significativo percentual de inclusão, observado para a densidade de cianobactérias (66,6%) com um peso médio atribuído de 8,2. Também relacionado à floração de algas, o parâmetro clorofila α , mesmo com baixo percentual de inclusão (38,9%) obteve uma média de peso de 8,8.

O parâmetro *Schistosoma* sp. apresentou média de peso (9,5) de destaque no painel, o que não condiz com o baixo percentual de inclusão observado de 38,9%. Conforme comentário de um painalista, a presença de caramujos vetores (*Biomphalaria* spp.) principalmente em áreas endêmicas e de risco confirmado, poderia substituir a sua presença no índice de balneabilidade.

Elementos cuja presença em águas é reconhecidamente prejudicial à saúde humana, tais como os metais pesados, não apresentaram elevados percentuais de inclusão e pesos para a composição do índice, à exceção de Cromo e Mercúrio, com 55,6% de inclusão. Segundo comentários dos painelistas, tais elementos geralmente estão presentes na água em concentrações não prejudiciais à balneabilidade, o que não justificaria o custo de se monitorar, sistematicamente, estes elementos nas águas, a não ser em casos em que houver suspeita de concentrações muito elevadas.

Conforme solicitado aos painelistas, além de parâmetros que possam oferecer riscos à saúde dos banhistas, também foram avaliados aqueles que poderiam interferir na qualidade da atividade recreacional como fatores estéticos e de segurança. Dentre estes, temperatura e turbidez foram os mais bem avaliados na opinião dos especialistas com 55,6 % de inclusão, e com respectivos pesos de 6,5 e 6,2.

Tais parâmetros são considerados práticos e de simples mensuração e podem permitir uma avaliação mais abrangente dos balneários, haja vista que a temperatura interfere diretamente na qualidade e duração do contato primário com as águas. Segundo a WHO (2003), a imersão em água fria pode causar efeitos negativos na habilidade de natação, o que pode ser o principal responsável pela maioria dos casos de afogamentos em águas frias.

A turbidez, por sua vez, influi diretamente na utilização recreacional das águas, pois os banhistas tendem a buscar águas com maior transparência. Além desse efeito estético, águas com turbidez elevada podem afetar a segurança dos banhistas, ao impedir a visualização de anteparos (rochas, galhos, bancos de areia) presentes, especialmente, no leito de ambientes naturais fluviais e lacustres, causando acidentes que podem acarretar em afogamentos durante atividades de mergulho.

Os resultados da primeira rodada do painel Delphi demonstraram que poucos participantes sugeriram a inclusão de parâmetros que não estavam contemplados na listagem inicial, destacando-se os *Enterococcus* com 27,8 % de inclusão e com uma média de peso de 10,8 (Tabela 23).

Tabela 23. Parâmetros sugeridos pelos participantes

Parâmetro	% de inclusão	Média Peso	Mediana Peso
<i>Enterococcus</i>	27,8	10,8	10,8
Alcalinidade	5,6	3,5	3,5
Caramujos vetores (<i>Biomphalaria</i> spp.)	5,6	4,35	4,35
<i>Ascaris lumbricoides</i>	5,6	NR	NR

Nota: * NR= Não foram atribuídos pesos.

Embora a Resolução CONAMA nº 274/2000 defina padrões referentes aos *Enterococcus* para as águas marinhas, alguns dos painelistas sugeriram sua inclusão também para avaliação de águas doces, devido à boa correlação entre este indicador e a ocorrência de doenças. Esta correlação em águas doces foi apontada por Prüss (1998), ao revisar os resultados de diversos estudos epidemiológicos desenvolvidos em águas recreacionais.

De posse destes resultados, os mesmos foram enviados aos 18 painelistas restantes juntamente com o segundo questionário, de forma a possibilitar a revisão de suas posições, caso houvesse interesse.

Nesta rodada do painel Delphi a taxa de retorno foi bem superior à verificada na primeira rodada da pesquisa de opinião, com devolução de 66,6% dos questionários respondidos.

Ao término do processo, dos 54 pesquisadores inicialmente abordados, apenas 12 enviaram o último questionário, resultando em um total de 22,2% de taxa de retorno. Almeida e Oliveira (2007) ao abordarem 155 pesquisadores, obtiveram somente 17 respostas (10%) ao término da última rodada. Tais resultados confirmam a complexidade de organização e manutenção da participação de um grupo de painelistas.

O decrescente percentual de painelistas participantes ao longo das rodadas apresenta-se como uma das limitações inerentes à técnica Delphi, que pode, também, estar associada à falta da interação pessoal entre o pesquisador e o membro do Painel, no caso de metodologia via internet.

Uma das principais características e virtudes da metodologia Delphi é a possibilidade do participante rever suas opiniões, após tomar conhecimento do pensamento geral do grupo participante. Neste sentido, 91,7% dos respondentes nesta fase do painel, realizaram pelo menos uma alteração nos pesos anteriormente propostos pelos mesmos. Assim a classificação do percentual de inclusão de parâmetros média e mediana dos pesos é apresentada na Tabela 24.

Tabela 24. Resultado da 2ª fase do Painel Delphi-Balneabilidade em águas doces: % de inclusão, médias e medianas, dos parâmetros pré-selecionados e os sugeridos pelos respondentes.

Parâmetro	% de inclusão	Média pesos	Mediana pesos
<i>Escherichia coli</i>	100	11,29	9,54
Densidade de cianobactérias	91,6	6,02	5,29
pH	83,3	5,52	4,71
Nitrogênio amoniacal total	75	6,88	4,80
Óleos e graxas	66,6	5,86	3,81
Turbidez	66,6	5,72	4,96
Oxigênio dissolvido	66,6	5,42	3,78
<i>Enterococcus</i>	66,6	5,28	4,63
Coliformes termotolerantes	58,3	6,92	5,97
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	58,3	3,73	2,60
Enterovírus	58,3	4,30	4,34
<i>Schistosoma</i> sp.	58,3	5,11	4,77
Clorofila α	58,3	6,66	3,57
Microcistinas	58,3	4,87	4,34
Condutividade	58,3	4,03	2,18
DBO ₅	58,3	4,41	2,80
Cromo	58,3	3,16	2,60
Mercúrio	58,3	3,16	2,60
<i>Vibrio cholerae</i>	50	3,29	3,40
<i>Leptospira</i> spp.	50	3,88	4,17
<i>Giardia</i> ssp	50	3,19	3,10
<i>Cryptosporidium</i> sp.	50	3,13	3,10
Colifagos	50	3,59	3,10
Temperatura	50	3,85	3,04
Cádmio	50	2,67	2,40
Caramujo(Biomphalaria)	50	5,51	4,57
Cilindrospermopsina	41,6	2,73	1,85
Saxitoxinas	41,6	3,46	2,20
Cor	41,6	3,94	2,83
Transparência	41,6	2,63	1,85
Zinco	41,6	2,44	2,20
Chumbo	41,6	2,44	2,20
<i>Entamoeba histolytica</i>	33,3	4,34	4,09
<i>Salmonellaspp.</i>	33,3	2,43	2,50
<i>Shiguella</i> spp.	33,3	1,75	1,81
Sólidos totais dissolvidos	33,3	3,18	3,21
Nitrato	33,3	2,70	2,82
Arsênio	33,3	2,50	2,38
<i>Ancyclostoma</i> sp.	25	2,86	2,16

Fósforo total	25	3,20	2,80
Fósforo solúvel	25	2,08	2,02
Nitrogênio total	25	2,66	2,80
Coliformes totais	16,6	1,54	1,54
<i>Ascaris sp.</i>	16,6	1,68	1,68
<i>Taenia sp.</i>	16,6	1,68	1,68
Alcalinidade	16,6	2,70	2,70
Bolores totais	8,3	-	-

A partir da comparação entre os resultados das duas rodadas nota-se que a *E.coli* manteve-se como o indicador mais frequente dentre os participantes, sendo que, na segunda etapa, passou a ser o indicador com maior peso médio atribuído, o que na rodada anterior, havia sido atribuído aos coliformes termotolerantes.

A densidade de cianobactérias foi mais bem avaliada nesta fase do painel, passando de 66,6 para 91,6% de frequência entre os participantes.

Apesar da alteração observada nos pesos atribuídos, verifica-se a variação mais significativa para os coliformes totais, que passaram de 15 para 1,68. Este resultado demonstra a importância da fase de revisão dentro da metodologia Delphi, visto que os participantes que haviam sugerido a incorporação deste parâmetro revisaram suas opiniões ao observar que este indicador não é mais adotado pela maioria dos pesquisadores.

A revisão de opiniões também acarretou alteração da frequência de inclusão de parâmetros, pois, na primeira rodada, apenas 4 obtiveram percentual de inclusão acima de 60%, enquanto, na segunda rodada, foram 8 os mais incluídos pelos especialistas (Tabela 25).

Tabela 25. Parâmetros com percentual de inclusão acima de 60% e seus respectivos pesos nas duas rodadas do painel Delphi.

Parâmetro	Pesos	
	1ª rodada	2ª rodada
<i>Escherichia coli</i>	13,7	11,3
Óleos e graxas	6,7	5,8
pH	8,6	5,52
Densidade de cianobactérias	8,2	6,02
Nitrogênio amoniacal total	-	6,88
Turbidez	-	5,72
Oxigênio dissolvido	-	5,42
<i>Enterococcus</i>	-	5,28

Nota: (-) Não obtiveram 60% de percentual de inclusão na referida rodada.

Outro resultado que chama a atenção refere-se ao percentual de inclusão dos *Enterococcus* na segunda rodada do painel (66,6%). Mesmo sendo um parâmetro sugerido por 27,8% dos painelistas na primeira rodada e recomendado para águas marinhas, o valor obtido na última fase indica que os painelistas vislumbram uma boa aplicabilidade deste indicador em águas doces.

Dentre os parâmetros físico-químicos, o nitrogênio amoniacal total, oxigênio dissolvido e turbidez, também obtiveram melhores percentuais de inclusão na segunda rodada, passando a constar dentre os mais bem avaliados pelo grupo. Nesta segunda rodada, o peso atribuído ao nitrogênio amoniacal total (6,88) apresentou-se como o terceiro maior dentre todos os parâmetros, ficando atrás apenas de indicadores microbiológicos já existentes na legislação pertinente. Todavia, para o parâmetro óleos e graxas, verificou-se a redução no percentual de inclusão e no seu peso médio, de 6,7 para 5,8.

No entanto, cabe ressaltar que nem todas as alterações podem ser atribuídas à revisão das opiniões dos painelistas no decorrer das rodadas devido à redução do número de respondentes de uma rodada para a outra, o que influi, diretamente, nos pesos e percentual de inclusão.

Como, na primeira rodada, diversos painelistas optaram por incluir um número muito grande de parâmetros ao índice, foi demandado no segundo questionário, que os painelistas selecionassem 6 parâmetros para compor o índice, e seus respectivos pesos.

Esta opção foi uma tentativa de direcionar melhor os painelistas que pareciam não estar considerando a operacionalização do índice, especialmente na questão dos custos de um monitoramento frequente de balneários, através da utilização de um índice contendo muitas variáveis de qualidade da água. A Tabela 26 apresenta a avaliação dos seis parâmetros que os painelistas indicaram para compor o índice.

Tabela 26. Parâmetros selecionados dentre os seis mais relevantes para composição do índice, conforme opinião dos painelistas.

Parâmetro	% de inclusão
<i>Escherichia coli</i>	100
Densidade de cianobactérias	50
Óleos de Graxas	41,6
<i>Enterococcus</i>	33,3
Caramujos vetores	33,3
pH	33,3
Oxigênio Dissolvido	33,3
Coliformes termotolerantes	33,3
Turbidez	25
DBO ₅	25
Nitrogênio amoniacal total	25
Condutividade	16,2
STD	16,2
Clorofila α	16,2
<i>Schistosoma</i> sp.	16,2
<i>Entamoeba histolytica</i>	16,2
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	8,3
<i>Salmonella</i>	8,3
Enterovírus	8,3
Microcistinas	8,3
Transparência	8,3
Fósforo total	8,3
Bolores totais	8,3

Como pode ser observado, novamente a *E.coli* foi o único parâmetro de consenso entre os participantes, o que reforça ainda mais sua relevância como indicador de contaminação fecal nas águas. No entanto, outros indicadores de contaminação fecal (*Enterococcus* e coliformes termotolerantes) também foram inseridos por 33,3% dos participantes.

Dentre os participantes que sugeriram a inclusão de coliformes termotolerantes juntamente com a *E.coli*, nenhum deles justificou a escolha de dois indicadores semelhantes

para integrar o índice. Alguns participantes, também, levantaram a possibilidade de se adotar os coliformes termotolerantes como alternativa a *E.coli*, mas enfatizaram que a mesma apresenta-se como um indicador mais específico e apropriado para a finalidade do índice voltado para balneabilidade.

Em relação aos *Enterococcus*, um dos participantes enfatizou sua aplicação, exclusivamente, no caso de águas marinhas, assim como estabelecido pela resolução CONAMA 274/2000. Já outro, apresentou que a boa correlação entre esse indicador e a incidência de doenças gastrointestinais verificada em alguns estudos epidemiológicos, justificaria sua inserção juntamente com a *E.coli* no índice.

Desta forma, conforme a opinião dos especialistas consultados, a utilização de indicadores de contaminação fecal ainda prevalece em detrimento à investigação específica de patógenos, por sua praticidade e boa correlação epidemiológica para certos tipos de enfermidades.

Os parâmetros físico-químicos, óleos e graxas, oxigênio dissolvido, pH, nitrogênio amoniacal total e demanda bioquímica de oxigênio também foram relativamente bem avaliados ao longo de todas as etapas do painel, especialmente por serem considerados bons indicadores de fontes poluidoras nas águas.

A possível influência das florações de cianobactérias na qualidade da atividade recreacional e na saúde dos banhistas foi considerada pelos painelistas, especialmente com a boa avaliação do indicador densidade de cianobactérias para a composição do índice (50% de frequência), além da sugestão de inserção de parâmetros correlacionados, como a clorofila α e microcistinas.

Dentre os parâmetros considerados importantes, do ponto de vista estético e com influência na segurança da atividade recreacional, como na primeira rodada, os óleos e graxas, seguidos pela turbidez, mantiveram-se como os mais bem avaliados.

Embora não possuam valores de referência, os óleos e graxas já são contemplados pela resolução CONAMA 274/2000 para a classificação das condições de balneabilidade. Já a inserção da turbidez pelos especialistas, pode ser um reflexo da preocupação com a interferência que a transparência da água pode acarretar na segurança da atividade recreacional, pois o parâmetro transparência também chegou a ser sugerido. Conforme Libânio (2008), a turbidez pode ainda ser um importante indicador da presença de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium parvum*.

Neste contexto, considerando o levantamento de novas variáveis de qualidade da água para a proposta metodológica, embora o *feedback* do painel de especialistas tenha sido quantitativamente baixo, assim como os obtidos em pesquisas similares, a técnica Delphi, via internet, apresenta-se ainda como uma das mais práticas na obtenção de opiniões de renomados especialistas em determinado tema, notadamente quando se busca maior abrangência espacial.

Um das maiores dificuldades na condução deste tipo de pesquisa é a administração da duração das rodadas. Apesar de parecer indelicado, a cobrança dos questionários através do envio de lembretes, apresentou-se de fundamental importância, devido ao incremento do número de respostas verificado após o envio dos mesmos. No entanto, a insistência nas cobranças, por parte do organizador do painel, talvez possa desestimular o participante.

Desta forma, a intervenção deve ser feita de forma sensata e balanceada, no intuito de reduzir os índices de abstenção, bem como assegurar respostas de boa qualidade, que dependem, fundamentalmente, da motivação e interesse do respondente em participar da pesquisa.

Cabe ressaltar, que todo painel de especialistas reflete a opinião do grupo respondente, não sendo, necessariamente, o consenso dos profissionais da área. No entanto, em função de o grupo consultado possuir representantes dos principais setores que lidam diretamente com o tema (universidades, órgãos ambientais e empresas de saneamento), os resultados demonstram importantes tendências e contribuíram em muito para o desenvolvimento futuro de um índice integrado para a avaliação de condições de balneabilidade em águas doces no Brasil.

As observações e sugestões apresentadas pelos painelistas proporcionam uma intensa reflexão para o desenvolvimento da pesquisa, uma vez que os diferentes pontos de vista permitem vislumbrar novas perspectivas para a interpretação dos resultados.

Neste contexto, o painel demonstrou que a metodologia vigente (Resolução CONAMA 274/2000) pode ser aperfeiçoada através da inserção de novos parâmetros e critérios, considerando a crescente diversificação das fontes de contaminação de corpos d'água e garantindo, desta forma, a segurança e o bem estar dos usuários.

As informações obtidas, ao longo do painel Delphi, subsidiaram a formulação de um índice integrado de balneabilidade para águas doces, de forma a contribuir para o processo de monitoramento e gestão de tais áreas, objetivando uma avaliação mais ampla, prática e capaz de transmitir os resultados de forma inteligível ao público em geral.

4.3- Índice de condições de balneabilidade

4.3.1- Classes de qualidade

As faixas de qualidade, referentes ao índice de balneabilidade, foram estabelecidas a partir de uma adaptação da classificação adotada pela Resolução CONAMA 274 de 2000, que classifica as águas recreacionais em quatro classes: Excelente, Muito Boa, Satisfatória e Imprópria, em função da concentração de Coliformes termotolerantes ou *E.coli* nas águas. No entanto, entende-se que a classificação das águas como impróprias pode ocorrer em escalas distintas (magnitude e frequência), o que demandaria uma subclassificação, no intuito de se adotar medidas apropriadas às especificidades das ocorrências verificadas nos balneários.

Neste contexto, determinados balneários podem ser considerados impróprios em determinados períodos, devido ao aumento do escoamento superficial durante períodos chuvosos, ou eventos isolados, tais como o extravasamento de uma rede de esgoto, floração de algas, e outros fatores que possam comprometer temporariamente a classificação de balneabilidade. Outras áreas podem apresentar níveis de contaminação extremamente elevados durante longos períodos, ou até mesmo de forma sistemática, o que demandaria uma investigação aprofundada das causas poluidoras, processo já previsto pela própria Resolução CONAMA 274 de 2000, em seu Art. 2 § 5, que recomenda a investigação de organismos patogênicos em balneários sistematicamente impróprios.

Desta forma, optou-se neste trabalho pela inclusão de mais uma classe (Muito Ruim) para a classificação final dos resultados, sendo esta, referente a níveis elevados de contaminação que justificariam interdição imediata até a elaboração de investigações mais aprofundadas sobre o risco à saúde do usuário.

Os intervalos das faixas de qualidade foram baseados em índices de qualidade da água consagrados e amplamente utilizados, como o de Brown *et al.*(1970) e o índice específico proposto para a atividade recreacional de Nagels *et al.*(2001), que também utilizou-se de cinco classes de qualidade.

Cabe ressaltar, que este sistema de classificação proposto, pode ser melhor aproveitado como uma forma de representação dos resultados das análises de qualidade da água, para subsidiar tomadas de decisões, como o estabelecimento de metas de curto, médio ou longo prazo, por parte dos gestores e agências reguladoras ambientais, bem como permitir a comparação entre áreas e facilitar a representação cartográfica da classificação.

Conforme a Resolução CONAMA 274/2000, a classificação de qualidade das águas para balneabilidade é dada a partir dos resultados de um conjunto de cinco amostras, colhidas durante cinco semanas, ou com intervalo mínimo de 24 horas entre as amostras, devendo estar com pelo menos 80% dos resultados compatíveis com os níveis previstos para *E.coli* ou coliformes termotolerantes. A referida resolução ainda recomenda que as amostragens sejam realizadas nos dias de maior afluência do público ao balneário.

Conforme NZME (2003), as amostragens devem ser realizadas nos locais e períodos que seriam os mais representativos para caracterizar a exposição do usuário aos fatores de risco, efetuando-se, inclusive, análises durante períodos chuvosos.

Em consulta a um painel de especialistas, Martins (2012) verificou que a maioria dos profissionais consultados concorda com o sistema adotado pela resolução vigente no Brasil. Entretanto, foi recomendado pela maior parte dos especialistas consultados, que o processo de avaliação da qualidade das águas nos balneários seja iniciado 4 semanas antes da alta temporada de visitação.

No entanto, cabe ressaltar que os métodos comumente utilizados para análise microbiológica das águas não permitem resultados imediatos, por demandarem pelo menos 24 horas (WEISBERG, 2007), o que impossibilita a divulgação das condições de balneabilidade no momento da atividade recreacional. Neste contexto, o sistema adotado pela Nova Zelândia prevê a utilização de uma série de pelo menos 100 amostras, coletadas ao longo de 5 anos, incluindo eventos de chuvas intensas, de forma a considerar as variações sazonais na classificação dos balneários, enquanto a CETESB utiliza dados de 52 semanas para estabelecer sua classificação anual.

Desta forma, o monitoramento de longo prazo, poderia caracterizar as condições naturais das águas de determinado balneário, bem como detectar a influência do número de banhistas e/ou eventos que possam afetar a qualidade das águas, como chuvas, extravasamento de redes de esgotos, florações de algas, dentre outros.

Esse monitoramento de longo prazo permite apontar os balneários críticos, que demandariam monitoramentos mais frequentes e ações específicas para permitir o seu uso pleno pela população. Todavia, no caso dos balneários cujos resultados demonstrem baixo risco ao usuário, este monitoramento poderia ser reduzido, sendo realizado de forma mais espaçada. Assim, propõe-se para este trabalho, as classes e respectivas faixas de qualidade apresentadas na Tabela 27.

Tabela 27. Classificação e respectivas faixas de qualidade do Índice de Condições de Balneabilidade - ICB.

Classe	Faixa	Ações ¹
Excelente	$100 \geq \text{ICB} \geq 90$	Monitoramento mensal na estação mais visitada. (avaliação de longo termo ¹)
Muito boa	$90 > \text{ICB} \geq 70$	Monitoramento semanal regular (durante alta temporada ¹)
Satisfatória	$70 > \text{ICB} \geq 50$	Manter Monitoramento semanal (antes e durante a alta temporada ²) e inspeções sanitárias.
Imprópria	$50 > \text{ICB} \geq 25$	Suspensão do uso através de sinalização temporária. Amostragem diária (intervalo mínimo de 24h) e identificação da origem da contaminação.
Muito ruim	$25 > \text{ICB} \geq 0$	Interdição com sinalização permanente e divulgação dos resultados junto ao público, adoção de medidas corretivas antes da realização de novas amostragens.

Notas:

No caso da avaliação de longo de termo, a classificação como Excelente, Muito boa, Satisfatória ou Muito ruim será estabelecida a partir do resultado de um conjunto mínimo 5 de amostras, com 80% dos valores dentro do limite. Caso os resultados não atendam ao referido percentual, atribui-se a classificação como Imprópria.

Amostragem conforme critérios adotados pela Resolução CONAMA 274/2000.

1- Ações baseadas a partir dos resultados de avaliação de longo termo: mínimo de 100 amostras colhidas durante o período de 5 anos.

2- Início do monitoramento em 4 semanas antes do início da alta temporada, seguido pelo acompanhamento semanal.

Neste sistema proposto, optou-se por manter a frequência do monitoramento vigente para águas doces no Brasil, com a incorporação da possibilidade de uma avaliação de longo prazo, permitindo assim, estabelecer um padrão para os balneários e otimizar o monitoramento e os recursos humanos e financeiros. Todavia, cabe ressaltar as especificidades de visitação existentes entre os balneários, haja vista que, enquanto alguns balneários são mais visitados em períodos específicos do ano (alta temporada), outros são

frequentados em praticamente todos os finais de semana, sendo recomendável, neste caso, o monitoramento semanal a critério do órgão ambiental competente.

Nos casos de balneários com estações de visitação bem definidas, com significativa demanda pela recreação de contato primário, o monitoramento poderia ser iniciado nas quatro semanas anteriores ao início da alta temporada (MARTINS, 2012), possibilitando a classificação das condições de balneabilidade, bem como divulgar tais resultados, já a partir da primeira semana, orientando o público frequentador, sendo mantido o monitoramento semanal nas semanas subsequentes durante a referida temporada.

Entretanto, o programa de monitoramento das águas para fins de uso recreacional deve ser planejado de forma a contemplar os objetivos de fornecer informações ao público frequentador sobre as condições de balneabilidade em determinado período, bem como permitir a construção de uma série de dados representativa, de forma a subsidiar o processo de gestão das áreas de uso recreacional.

Dentre os principais desafios a serem enfrentados na adoção de uma avaliação sistemática de condições de balneabilidade, por meio de um monitoramento de longo termo em balneários, podem ser destacados: a seleção de balneários prioritários para o monitoramento, custos das amostragens e análises laboratoriais e a logística para sinalização dos balneários e divulgação dos resultados ao público.

Neste contexto, considerando possivelmente a dificuldade de recursos e de pessoal, por parte dos órgãos ambientais, para a realização deste tipo de monitoramento, seria interessante a possibilidade de um sistema de gestão descentralizada e contando com a participação do poder público, usuários e comunidades, conforme fundamento previsto pela Lei nº 9.433 de 1997, a Lei das Águas, que ainda prevê a utilização de Planos de Recursos Hídricos elaborados por bacias, estados e país, de forma a possibilitar a gestão dos recursos hídricos, conforme a Política Nacional de Recursos Hídricos e a Política Nacional do Meio Ambiente.

Assim, os planos de recursos hídricos e os comitês de bacia hidrográfica, através da atuação executiva das respectivas Agências de Águas, possuem papel fundamental para o gerenciamento dos recursos hídricos utilizados para fins recreacionais, identificando e estabelecendo a necessidade de monitoramento de áreas prioritárias.

Nos casos das áreas privadas, onde há exploração econômica da atividade de recreação de contato primário, uma alternativa para os órgãos ambientais e/ou comitês de bacias hidrográficas, poderia ser a partir da exigência de licença ambiental de operação ou

autorização de funcionamento, condicionando sua obtenção, ao monitoramento e divulgação de resultados, a critério do órgão ambiental.

A importância do controle da utilização recreacional das águas, além dos riscos aos usuários nos casos de áreas impróprias, refere-se também aos possíveis impactos ambientais decorrentes da exploração turística em balneários. Conforme a resolução do CONAMA 001/86, o impacto ambiental consiste em:

“Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente afetam: (1) a saúde, a segurança e o bem-estar da população; (2) as atividades sociais e econômicas; (3) a biota; (4) as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; (5) a qualidade dos recursos ambientais” (BRASIL, 1986).

Assim, o impacto ambiental ocorre quando uma ação ou atividade produz qualquer alteração, favorável ou desfavorável, que acarrete em mudanças nas características ambientais originais, decorrentes da atividade antrópica. Neste sentido, em áreas de uso recreacional das águas, Lopes *et al.* (2011) verificaram que, em balneários localizados em áreas particulares, na bacia do alto Rio das Velhas, onde havia a cobrança pelo uso, os impactos ambientais decorrentes da visitação turística foram menos frequentes em comparação aos balneários sem restrições de acesso e uso.

Desta forma, cabe ao órgão ambiental responsável avaliar e definir os critérios para a implementação do monitoramento das condições de balneabilidade, conforme previsto pela Resolução CONAMA 274/2000, que também faz referência à articulação entre municípios, estado e sociedade para a implementação das ações decorrentes da referida resolução.

Em relação à divulgação dos resultados, uma das principais premissas da utilização de índices consiste na praticidade de se apresentar informações complexas de forma inteligível ao público não técnico. No entanto, a utilização de muitas classes, pode gerar dúvidas nos banhistas, sendo que os mesmos geralmente estão interessados em saber sobre o risco do contato com a água, ou seja, se o uso é permitido ou não.

Deste modo, para a divulgação junto ao público frequentador, em termos gerais, através da sinalização nos próprios balneários, recomenda-se a utilização de um sistema mais simples, no intuito de se evitar dúvidas junto aos usuários. Uma alternativa é a adoção da classificação da água em PRÓPRIA ou IMPRÓPRIA, utilizando-se placas com as cores verde e vermelho, respectivamente e informando, quando possível, a natureza da contaminação.

Tais categorias de divulgação já são utilizadas pela CETESB, em São Paulo, no monitoramento de águas recreacionais, sendo que a divulgação no *website* permite a visualização da classificação semanal dos balneários de água doce. A divulgação dos resultados impróprios, conta ainda com subcategorias, de forma a informar a variável limitante, a saber: imprópria (presença de algas), imprópria (presença de *E.coli*) ou imprópria (presença de *E.coli* + algas) (CETESB, 2012c).

Braun *et al.*(1995) citam estudos com participantes que falam idiomas distintos, sobre a percepção de riscos associados a cores que apontando o vermelho como sendo a cor mais associada ao alto risco e as cores azul, verde e branco como associadas aos mais baixos riscos. Tal padrão também foi verificado por Griffith e Leonard (1997), que apontam ainda, que a cor vermelha é fortemente relacionada ao aviso de pare, enquanto a cor preta está mais associada ao risco de morte ou substância venenosa. Os autores ainda citam a importância da sinalização por cores associada às palavras de advertência, no intuito de chamar ao máximo a atenção do público alvo.

No caso de balneários enquadrados nas classes Imprópria e Muito Ruim, deveriam ser instalados avisos próximos ao corpo hídrico, avisando sobre a condição imprópria, sendo o acesso interditado, quando possível, pelo órgão ambiental competente. Neste contexto, a Resolução CONAMA 274/2000 estabelece, em seu Art.3 caput e § 2, que a interdição e a sinalização dos balneários classificados como impróprios é de responsabilidade do órgão ambiental competente, em quaisquer de suas instâncias (Municipal, Estadual ou Federal).

Entretanto, a natureza da sinalização do balneário deve ser adotada de forma criteriosa pela autoridade ambiental local, haja vista que a interdição de um balneário pode gerar impactos econômicos significativos, especialmente em localidades que dependem dos recursos gerados pela atividade turística.

Desta forma, para subsidiar uma tomada de decisão, que resulte na interdição do balneário, é imprescindível a realização de um monitoramento de longo termo, de forma a evitar a classificação errônea de um balneário, devido a programas de monitoramento com amostragens inadequadas ou condições temporárias que contraindiquem a recreação de contato primário, além de possibilitar a adequação do monitoramento em função de especificidades locais.

4.3.2- Variáveis e curvas de qualidade

A partir da avaliação de diversas variáveis de qualidade de água através da realização do painel Delphi, foi possível vislumbrar quais seriam as mais aplicáveis ao contexto brasileiro.

Cabe ressaltar, que todo painel de especialistas reflete a opinião do grupo respondente, não sendo, necessariamente, o consenso dos profissionais da área. Entretanto, em função de o grupo consultado possuir representantes dos principais setores que lidam diretamente com o tema (universidades, órgãos ambientais estaduais e empresas de saneamento), os resultados demonstram importantes tendências para a avaliação de condições de balneabilidade em águas doces no Brasil.

Desta forma, considerando a opinião dos especialistas consultados, bem como os critérios utilizados pelas principais agências ambientais no mundo e estudos correlatos, as variáveis selecionadas para a composição do Índice de Condições de Balneabilidade e respectivos objetivos seguem apresentadas na Tabela 28.

Tabela 28. Variáveis de qualidade da água selecionadas para compor o Índice de Condições de Balneabilidade - ICB.

Variável	Aplicação
<i>Escherichia coli</i>	Indicador de contaminação fecal (Riscos de infecção)
Densidade de cianobactérias	Riscos à saúde e aspectos estéticos
pH	Segurança e conforto para a prática recreacional (Irritações de olhos e pele)
Turbidez	Fatores estéticos e de segurança para a prática recreacional

Como o monitoramento de condições de balneabilidade implica em um processo constante e conseqüentemente oneroso, a opção por adotar no máximo quatro variáveis de qualidade da água visa otimizar os custos para que o monitoramento seja economicamente viável, nos balneários mais frequentados, para uma avaliação de longo prazo.

A elaboração de curvas de qualidade para os parâmetros integrantes do índice, parte do pressuposto de que a qualidade da água para determinado uso varia gradualmente, não sendo restrita apenas ao valor estabelecido como próprio ou impróprio (DAVIES-COLLEY e WILLCOCK, 2004). Desta forma, a representação desta variação em diferentes classes consiste em uma ferramenta de gestão mais adequada à verificação de tendências e, conseqüentemente, ao processo de tomada de decisão.

4.3.1.1- *Escherichia coli*

Devido especialmente aos riscos de incidência de doenças a partir de atividades recreacionais de contato primário com as águas, os indicadores microbiológicos, como a *E.coli*, foram os mais bem avaliados pelo grupo de especialistas consultados (100% de inclusão). Além disto, sua utilização para fins de classificação de balneabilidade, em águas doces, apresenta consenso dentre as principais diretrizes e estudos epidemiológicos correlatos, como o melhor indicador da presença de material de origem fecal nas águas e sua relação com a incidência de infecções gastrointestinais (DUFOUR, 1984; PRUSS, 1998).

Para a atribuição das escalas das classes de qualidade (Tabela 29) e o desenvolvimento da curva de qualidade para *E.coli*, foram adotados os valores de referência já determinados pela Resolução CONAMA 274/2000 (Tabela 30), haja vista a inexistência de estudos epidemiológicos específicos para o ambiente brasileiro, bem como, pelo fato de ser uma classificação devidamente regulamentada no país, com valores condizentes aos apresentados nos estudos epidemiológicos desenvolvidos para águas doces.

Tabela 29. Graus de escala para a variável *E.coli*.

	Excelente	Muito Boa	Satisfatória	Imprópria	Muito Ruim
E.coli (cfu/100mL)	≤ 200	>200 a ≤ 400	>400 a ≤ 800	>800 a ≤ 2000	>2000
Classes	$100 \geq \text{ICB} \geq 90$	$90 > \text{ICB} \geq 70$	$70 > \text{ICB} \geq 50$	$50 > \text{ICB} \geq 25$	$25 > \text{ICB} \geq 0$

Tabela 30. Critérios de pontuação para elaboração da curva (q) – *E.coli*.

E.coli (ufc/100mL)	Valor q
0	100
100	95
200	90
300	80
400	70
800	50
2000	25

De acordo com a referida Resolução, as águas doces são consideradas impróprias quando a concentração de *E.coli* for maior que 800 ufc/100mL devido ao risco de incidência de doenças, especialmente gastroenterites. Este valor chega a ser até mais restritivo comparado ao limite de 900 ufc/mL adotado pela Diretiva EU 2006/7/EC.

Na proposta desse trabalho, o valor de 2000 ufc/100mL, foi adotado como referência para a classe Muito Ruim, por ser este valor utilizado pela própria Resolução CONAMA 274/2000 como padrão para considerar impróprias as condições de balneabilidade de um balneário, caso este valor seja excedido na última amostragem, em uma série de 5 amostras.

A referida resolução ainda dispõe sobre a necessidade de investigação de organismos patogênicos, caso a contaminação verificada seja sistemática. Apesar de não definir os critérios para determinar essa investigação, as análises de organismos patogênicos, como a

Giardia spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp., a Portaria 2914 de 2011 do Ministério da Saúde, referente aos padrões de potabilidade, para os sistemas de abastecimento que utilizam águas de mananciais superficiais, recomenda o monitoramento de tais organismos, no caso dos níveis de *E.coli* atingirem média geométrica anual superior a 1000 *E.coli*/100mL.

Neste sentido, este procedimento poderia ser uma alternativa para os balneários, caso estes sejam enquadrados frequentemente na classe denominada imprópria, ou seja, classificados como muito ruins, devido aos altos níveis de contaminação previstos na classe proposta.

Desta forma, seguem apresentadas a curva de qualidade (q) elaborada para a variável *E.coli* (Figura 17) e as respectivas equações para o cálculo do subíndice (q) (Tabela 31).

Figura 17. Curva de qualidade (q) para a variável *E.coli*.

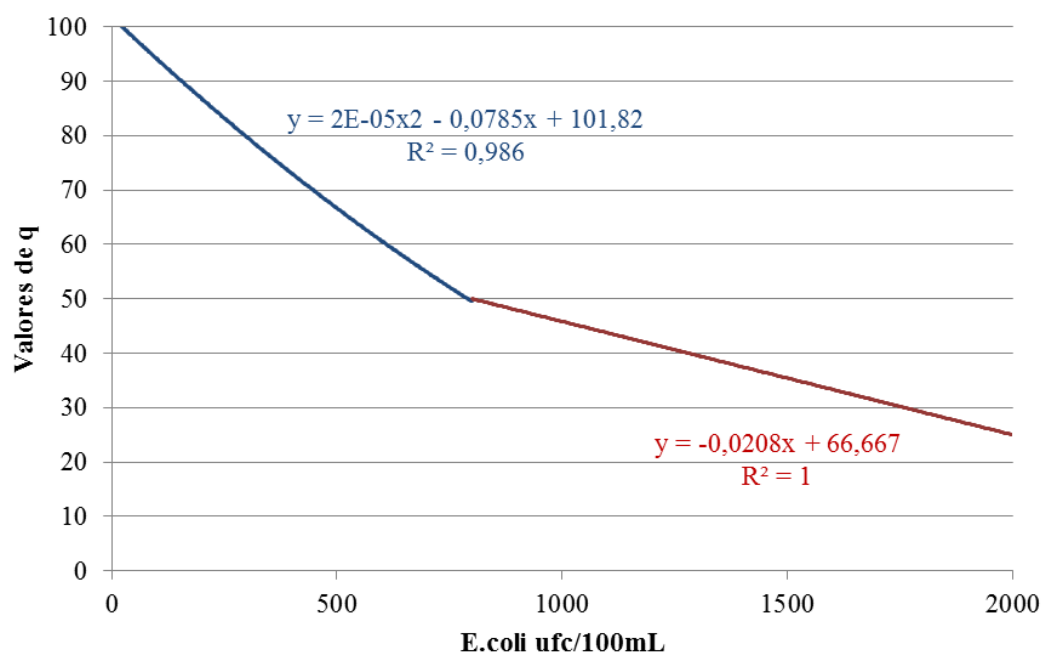


Tabela 31. Equações para o cálculo de q para a variável *E.coli*.

E.coli (ufc/100mL)	Equação
E.coli < 800	$y = 2E-05x^2 - 0,0785x + 101,82$
$800 \leq E.coli \leq 3157$	$y = -0,0208x + 66,667$
E. coli > 3157	q=1

4.3.1.2- Densidade de cianobactérias

Outra tendência observada, a partir do painel Delphi, consistiu na preocupação em se inserir um parâmetro que indicasse uma possível contaminação por cianotoxinas, devido às constantes florações de algas em ambientes aquáticos tropicais e subtropicais e, conseqüentemente, aos possíveis riscos à saúde. Neste sentido, a densidade de cianobactérias foi o segundo indicador mais bem avaliado pelos especialistas consultados, com 91,6 % de inclusão, ao final da segunda rodada.

Conforme Stewart *et al.* (2006), apesar da escassez de evidências epidemiológicas conclusivas sobre os riscos associados ao uso recreacional das águas com florações de cianobactérias, a WHO e países como a Austrália, Canadá e diversas nações europeias têm recomendado, em suas diretrizes, níveis limítrofes de cianobactérias para a recreação de contato primário. Desta forma, fica evidenciada a relevância da utilização de densidade de cianobactérias como critério para classificação e avaliação de condições de balneabilidade.

Além dos riscos à saúde, florações de algas podem se tornar esteticamente repulsivas ao uso recreacional devido a formações de nata e à possibilidade de odores desagradáveis. Desta forma, o sabor e odor da água podem ser usados como sinais de alerta para ocorrência de cianobactérias. Contudo, é importante destacar que a ausência de sabor e odor não implica na ausência de cianobactérias e, conseqüentemente, de cianotoxinas (CHORUS e BARTHAM, 1999).

No Brasil, apesar da Resolução CONAMA 274/2000 não estabelecer padrões para densidade de cianobactérias em águas recreacionais, as escalas (Tabela 32) e os valores adotados como referência para elaboração da curva de qualidade (q) (Tabela 33) foram

estipulados a partir da Resolução CONAMA 357 /2005 que estabelece tais valores para as classes de uso dos corpos hídricos, pela Portaria 2914 de 2011 do Ministério da Saúde, Deliberação Normativa Conjunta do COPAM/CERH 01/2008 e por trabalhos correlatos (PILLOTO *et al.*, 1997; CHORUS e BARTHAM, 1999; FUNASA, 2003 e NZMFE, 2009).

Tabela 32. Graus de escala para a variável densidade de cianobactérias.

	Excelente	Muito Boa	Satisfatória	Imprópria	Muito Ruim
Cianobactérias (cel/mL)	≤ 500	>500 e ≤ 5.000	>5000 e ≤ 10.000	>10.000 e <20.000	≥ 20.000
Classes	$100 \geq \text{ICB} \geq 90$	$90 > \text{ICB} \geq 70$	$70 > \text{ICB} \geq 50$	$50 > \text{ICB} \geq 25$	$25 > \text{ICB} \geq 0$

Tabela 33. Critérios de pontuação para elaboração da curva (q) - Densidade de cianobactérias.

Densidade de cianobactérias (cel/mL)	Valor q
0	100
500	90
5000	70
10.000	50
20.000	25
100.000	1

O valor de densidade de cianobactérias, proposto para a classe “Excelente”, foi estipulado a partir da diretriz proposta para a Nova Zelândia, a qual estabelece o valor de 500 cel/mL como limite para a classe de melhor qualidade em seu sistema de classificação, conforme NZMFE (2009). Já o valor de 5.000 cel/mL, estipulado para a classe de qualidade superior ao limite de uso proposta neste trabalho, deu-se em função de estudo epidemiológico desenvolvido por Pilloto *et al.*(1997), no qual foi verificado que a partir da exposição dos

banhistas a águas com concentrações superiores ao referido valor, apresentaram incidência de sintomas significativamente maior que ao dos usuários não expostos.

Conforme FUNASA (2003), considerando mananciais de abastecimento, valores entre 10.000 e 20.000 cel/mL indicam o início de uma floração de cianobactérias, sendo que, caso se verifique um aumento do número de células em um conjunto de pelo menos três amostras consecutivas, recomenda-se o monitoramento semanal do manancial. As florações de algas com densidades entre 20.000 a 100.000 cel/mL confirmam a degradação da qualidade da água (sendo a floração já visível no corpo hídrico), enquanto valores acima de 100.000 cel/mL indicariam alto risco aos usuários, especialmente nos casos em que floração apresentar gêneros potencialmente tóxicos.

As diretrizes para águas recreacionais na Austrália e Canadá recomendam o limite de 20.000 e 100.000 cel/mL, respectivamente, para a recreação de contato primário. No entanto, Pilloto *et al.*(1997) questionam a adoção do limite de 20.000 cel/mL, por considerá-lo insuficiente para assegurar menores riscos à saúde dos banhistas.

No caso do Brasil, a Resolução CONAMA 357/2005, estabelece que o padrão para densidade de cianobactérias, para águas doces enquadradas na classe 2, na qual está inserida a recreação de contato primário, é de 20.000 cel/mL. Entretanto, a Deliberação Normativa Conjunta do COPAM/CERH nº 01/2008, que estabelece os padrões para classificação da qualidade das águas no estado de Minas Gerais, determinou o valor de 10.000 cel/mL como o limite para a recreação de contato primário.

Assim, considerando-se os valores acima mencionados, e utilizando-se o critério de 10.000 cel/mL como limite para o uso de contato primário, elaborou-se a curva de qualidade (q) para densidade de cianobactérias (Figura 18), sendo estabelecidas as equações para o cálculo junto ao índice, em função de sua respectiva faixa de valores (Tabela 34).

Figura 18. Curva de qualidade (q) para a variável densidade de cianobactérias.

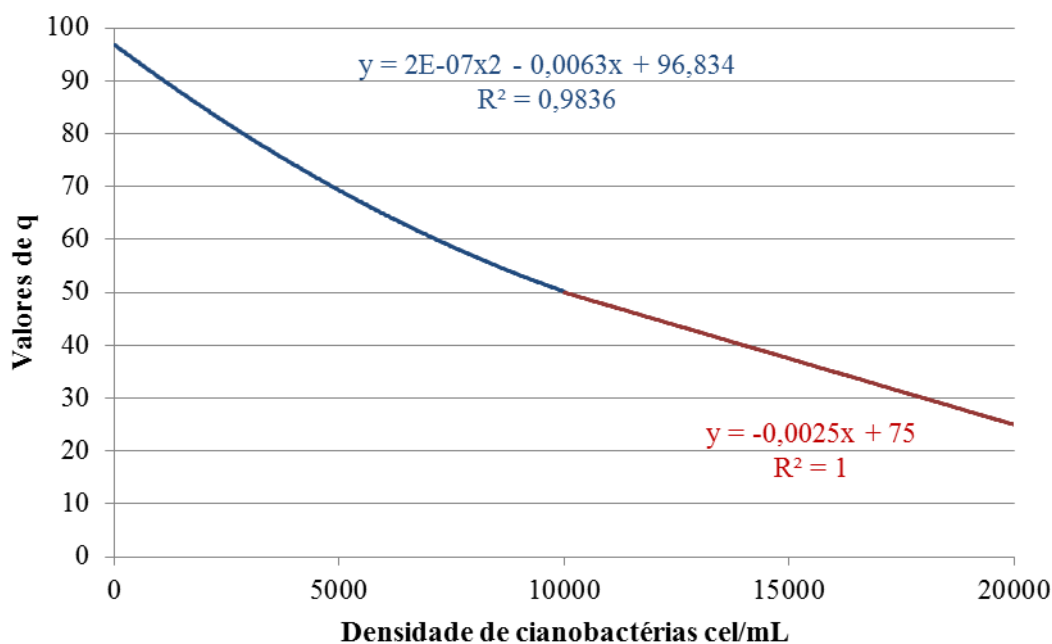


Tabela 34. Equações para o cálculo de q para a variável densidade de cianobactérias.

Densidade de cianobactérias (cel/mL)	Equação
$0 < D. \text{ Ciano} < 10.000$	$y = 2E-07x^2 - 0,0063x + 96,834$
$10.000 \leq D. \text{ Ciano} < 20.000$	$y = -0,0025x + 75$
$20.000 \leq D. \text{ Ciano} < 100.000$	$y = -0,0003x + 31$
$D. \text{ Ciano} \geq 100.000$	$q = 1$

Para a classe de pior qualidade prevista para o índice proposto, que pressupõe a necessidade de adoção de medidas diferenciadas, foi adotado o critério de 20.000 cel/mL ($q=25$). Este critério foi baseado na Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde, que prevê em seu Art. 40 § 4, a realização de análises de cianotoxinas nas águas dos mananciais de abastecimento que excederem o referido limite.

Desta forma, a medida pode ser uma alternativa interessante para águas recreacionais, pois caso o balneário seja classificado como Muito Ruim, seria recomendável a análise da toxicidade da floração para avaliar a liberação para o uso recreacional, conforme previsto pela Resolução CONAMA 274/2000 e Deliberação Normativa Conjunta do COPAM/CERH nº 01/2008 para o caso de florações de cianobactérias.

Segundo a WHO (2003), em climas temperados, a dominância de cianobactérias é mais recorrente durante os meses de verão, período no qual a demanda pela atividade recreacional é maior, sendo que em algumas regiões, estas florações passam a ser encaradas como uma situação normal para o local. Já no contexto brasileiro, conforme IGAM (2010), o período de estiagem apresenta condições ideais às florações de cianobactérias, devido à redução da vazão nos corpos d' água e a condições de temperatura adequadas, as quais favorecem a concentração destes microorganismos nas águas.

Embora as florações de algas sejam mais frequentes em ambientes lânticos, devido ao maior tempo médio de residência da água, alguns ambientes lóticos podem apresentar episódios de florações de algas, especialmente em períodos de estiagem, como no caso da floração ocorrida no Rio das Velhas em 2007, descrito por Jardim et al. (2008), e em 2010, conforme mencionado por Jardim (2011).

Neste contexto, a avaliação da densidade de cianobactérias proposta não deve necessariamente ser adotada de forma sistemática para todos os balneários, de modo a otimizar os recursos humanos e financeiros. Assim, a formulação do índice através do processo do mínimo operador permite essa adaptabilidade em função das especificidades e demandas locais.

4.3.1.3- Turbidez

Dentre os parâmetros comumente associados aos aspectos estéticos visuais da qualidade da água, a turbidez foi o parâmetro mais frequente (66,6%) na avaliação dos especialistas consultados. Além disso, cabe ressaltar que sua importância para fins de balneabilidade ficou destacada pelo peso médio obtido (5,72), sendo este mais elevado do que os observados para parâmetros como oxigênio dissolvido e pH, os quais são recorrentes em estudos de qualidade da água.

A turbidez, medida em unidades nefelométricas (UNT), consiste em uma variável frequentemente utilizada por instrumentos regulatórios para descrever a visibilidade em águas doces, pois além de ser um fator estético, a segurança da atividade recreacional também é influenciada pela capacidade do banhista em visualizar possíveis ameaças, como a presença de rochas e cavidades submersas. Além disso, esse indicador de qualidade das águas apresenta grande praticidade, devido ao baixo custo e a rapidez para a obtenção dos resultados. Entretanto, Davies-Colley e Smith (2001) e Steel e Neuhausser (2002) apontam o parâmetro claridade, medida através do método *Black Disc*, como o mais adequado para avaliar a claridade visual das águas.

Conforme Nagels *et al.* (2001), a turbidez pode ser adotada para avaliação da claridade em águas recreacionais, pois apresenta comportamento inverso à claridade visual, sendo que a turbidez corresponderia a aproximadamente três vezes o valor da claridade, medida através do *Black Disc* (SMITH *et al.*, 1997) e a quatro vezes para a claridade visual medida através do disco de *Secchi* (DAVIES-COLLEY *et al.*, 1993). Deste modo, a relação entre claridade visual por *Black Disc* e turbidez pode ser representada através da seguinte equação.

$$Turbidez (UNT) \cong \frac{3}{\text{Claridade visual-Black Disc}(m)} \quad (1)$$

Portanto, a utilização da turbidez pode ser um recurso válido para a avaliação da claridade visual das águas, especialmente em locais onde a turbidez consiste em uma variável recorrente em programas de monitoramento, que não possuem medições diretas de claridade visual. No caso do Brasil, cabe ressaltar que a claridade visual medida através do *Black Disc* ainda não foi utilizada, o que consiste em um fator limitante para sua adoção imediata no índice proposto.

Apesar da regulamentação de valores de turbidez como critério para águas recreacionais, como o caso do Canadá, 50 UNT (HC, 1992), este critério pode ser considerado inconsistente, pois segundo a mesma diretriz, a claridade mínima seria de 1,2m, sendo que para o referido valor de turbidez, a claridade visual corresponderia a apenas 6 cm, considerando a relação inversa entre turbidez e claridade visual, apresentada anteriormente.

A aplicação direta destes valores para o contexto brasileiro deve ser ponderada, tendo em vista as especificidades geológicas, climáticas e vegetacionais. Conforme Libânio (2008), grande parte dos rios brasileiros apresenta águas naturalmente turvas em decorrência das características físicas das bacias de drenagem, de altos índices pluviométricos e do uso de

práticas agrícolas muitas vezes inadequadas. Por outro lado, regiões de clima frio, menos susceptíveis a precipitações intensas, apresentam águas naturais de turbidez significativamente mais baixa. Neste contexto, Nagels *et al.* (2001) obtiveram como resultado de pesquisa de opinião Delphi, o valor de 8 UNT para a classe denominada “marginalmente aceitável” para as águas recreacionais na Nova Zelândia.

Conforme USEPA (1988), nos Estados Unidos, os estados adotam critérios específicos para turbidez em águas recreacionais. Embora a maior parte dos estados estabeleça 50 UNT como valor de referência, alguns estados adotam critérios diferenciados para ambientes lênticos e lóticos, bem como sistemas de classes adotados em Connecticut e Minnesota, sendo a de melhor qualidade referente a 10 UNT. Outra contribuição importante verificada nos critérios estaduais americanos foi o da utilização de valores diferenciados para estações secas e chuvosas, além do estabelecimento de um percentual aceitável para a variação das condições naturais de turbidez nos corpos d’ água.

No entanto, o estabelecimento dos padrões naturais de turbidez verificados para balneários no Brasil, carece de dados, haja vista a escassez de monitoramento, especialmente em cursos d’ água.

Em trabalho realizado por Lopes (2007), os níveis de turbidez observados durante 10 meses para o balneário Cachoeira da Fumaça, em Carrancas (MG) apontaram uma média de 10 UNT, sendo os maiores valores verificados em períodos de maior vazão.

No caso do Brasil, a Resolução CONAMA 357/2005 estabelece os valores de 40 e 100 UNT como limítrofes para cursos d’ água enquadrados nas classes 1 e 2, respectivamente, as quais preveem o uso recreacional de contato primário. Porém, além da resolução específica para fins de balneabilidade não determinar tais valores, águas com turbidez de 40 UNT possuiriam uma claridade de 7,5 cm, o que seria insuficiente para possibilitar a identificação de quaisquer riscos no leito do corpo hídrico, pelos usuários.

Deste modo, os valores de referência para as classes de qualidade (Tabela 35) e critérios (Tabela 36), adotados para a elaboração da curva de qualidade referente ao parâmetro turbidez (Figura 19), foram elaborados considerando critérios relativos à claridade visual, atribuindo-se o padrão de 10 UNT como o valor máximo ideal indicado para a prática de recreação de contato primário.

Tabela 35. Graus de escala para a variável turbidez.

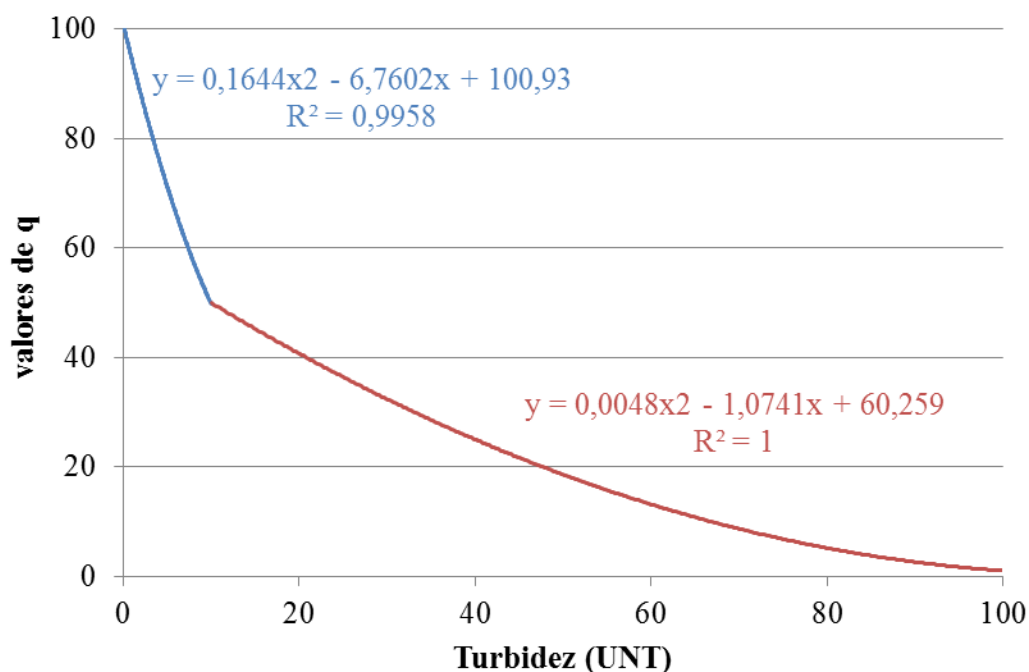
	Excelente	Muito Boa	Satisfatória	Imprópria	Muito Ruim
Turbidez (UNT)	0 a \leq 2	>2 a \leq 5	>5 a \leq 10	> 10 a \leq 40	> 40
Classes	100 \geq ICB \geq 90	90 > ICB \geq 70	70 > ICB \geq 50	50 > ICB \geq 25	25 > ICB \geq 0

Tabela 36. Critérios de pontuação para elaboração da curva (q) – Turbidez (UNT).

Turbidez (UNT)	Valores de q
0	100
2	90
5	70
10	50
40	25
100	1

Enquanto a agência ambiental governamental do Canadá adota o critério de 1,2m para claridade visual pelo disco de *Secchi*, países como Austrália e Nova Zelândia adotam o valor de 1,6m para claridade visual. Este valor seria equivalente à capacidade de visualização do substrato em uma profundidade de 1,2m, correspondendo à profundidade do corpo d'água à altura do peito de um adulto de estatura mediana (DAVIES-COLLEY *et al.*, 1993). Desta forma, considerando-se as especificidades de um ambiente tropical com elevado índice pluviométrico e maiores perdas de solo, onde é muito difícil obter tais valores de claridade, é proposto para este trabalho o limite de 30 cm de claridade, correspondente a uma turbidez de aproximadamente 10 UNT, próxima do valor de 8 UNT proposto por Nagels *et al.* (2001), para o uso recreacional de contato primário.

Figura 19. Curva de qualidade (q) para a variável turbidez.



Deste modo, as equações para o cálculo do subíndice (q) da variável turbidez, elaboradas a partir dos valores de referência anteriormente apresentados, em função de seus respectivos níveis observados, seguem apresentadas na Tabela 37.

Tabela 37. Equações para o cálculo de q para a variável turbidez.

Turbidez (UNT)	Equação
$0 \leq \text{Turbidez} < 10$	$y = 0,1644x^2 - 6,7602x + 100,93$
$10 < \text{Turbidez} < 100$	$y = 0,0048x^2 - 1,0741x + 60,259$
$\text{Turbidez} \geq 100$	$q = 1$

De acordo com a metodologia proposta, para que determinada água seja classificada como excelente, o limite para a turbidez seria de 2 UNT, o que corresponde a aproximadamente 1,5m de claridade visual. Já o limite de 5 UNT, para a classe Muito Boa,

refere-se ao padrão organoléptico de aceitação por usuários, estabelecido pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde.

Conforme a HC (1992), em águas com turbidez naturalmente elevada, em níveis que possam comprometer a visibilidade dos banhistas durante a prática recreacional, seria necessária a remoção de ameaças presentes no leito dos corpos d'água, bem como a sinalização da profundidade.

Embora a utilização de águas turvas não seja esteticamente agradável para a maioria das pessoas, outros fatores, como a alta temperatura do ar, podem influenciar o banhista ao uso recreacional em tais condições de visibilidade (VON SPERLING e VON SPERLING, 2010), sendo, desta forma, um aspecto comportamental bastante subjetivo, apesar do maior risco de acidentes em águas com baixa visibilidade.

Sugere-se, portanto que, nos casos de turbidez elevada para águas doces no Brasil, quando não forem detectados riscos de natureza microbiológica, a recreação pode ser permitida, caso não sejam verificadas ameaças no leito do corpo hídrico, bem como quando seja promovida a sinalização de profundidade, de forma a alertar o público frequentador sobre os riscos do mergulho.

Por fim, cabe ressaltar que, a utilização de águas recreacionais com baixa turbidez, além de fatores estéticos e de riscos físicos, pode ainda contribuir para a redução de riscos à saúde. Conforme Von Sperling (2005) e Libânio (2008), a turbidez pode estar relacionada à ocorrência de organismos patogênicos e prováveis substâncias químicas presentes nas partículas em suspensão, sendo verificada pela USGS (2004) uma correlação significativa entre o aumento na turbidez das águas e de densidades *E.coli* em águas recreacionais, tornando a sua avaliação um indicador indireto da qualidade microbiológica das águas.

4.3.1.5 - Potencial hidrogeniônico - pH

O pH consiste em uma das variáveis mais utilizadas para a avaliação da qualidade da água no mundo, estando presente nos índices mais adotados (BROWN *et al.*, 1970), além de constar nas principais diretrizes de balneabilidade (HC, 1992, ANZECC/ ARMCANZ, 2000) e no índice para recreação de contato primário proposto por Nagels *et al.* (2001).

Os resultados do painel Delphi demonstraram a importância da referida variável para o contexto brasileiro, conforme a opinião do grupo de especialistas participantes, sendo o terceiro parâmetro mais frequente (83,3%), ao final da segunda rodada.

Em relação aos valores limítrofes de pH para a recreação de contato primário, foram adotados os níveis já estabelecidos pela Resolução CONAMA 274/2000 ($6 \leq \text{pH} \leq 9$) como valores de referência para a elaboração dos graus de escala (Tabela 38) e dos critérios de pontuação (Tabela 39) e da curva de qualidade (q) (Figura 18).

Tabela 38. Graus de escala para a variável pH.

	Excelente	Muito Boa	Satisfatória	Imprópria	Muito Ruim
pH	≥ 7 a ≤ 8	$\geq 6,5$ a $\leq 8,5$	≥ 6 a ≤ 9	< 6 e > 9	$\leq 4,5$ e ≥ 10
Classes	$90 < \text{ICB} \leq 100$	$70 < \text{ICB} \leq 90$	$50 < \text{ICB} \leq 70$	$25 < \text{ICB} \leq 50$	$0 \leq \text{ICB} \leq 25$

Tabela 39. Critérios de pontuação para elaboração da curva (q) – pH.

Valores de q	pH
1	2
25	4
50	6
70	6.5
95	7
100	7.4
95	8
70	8.5
50	9
25	10
1	12

Como valor ótimo para a recreação de contato primário ($q=100$), foi adotado o valor de pH 7,4 que, conforme ANZECC/ ARMCANZ (2000), consiste no pH do fluido lacrimal. No entanto, cabe ressaltar que o desconforto pode variar conforme a sensibilidade do usuário,

sendo as faixas de qualidade recomendadas apenas como uma referência com base em valores obtidos por Nagels *et al.* (2001). A curva de qualidade proposta é apresentada na Figura 20 e as equações para o cálculo do subíndice na Tabela 40.

Figura 20. Curva de qualidade (q) para a variável pH.

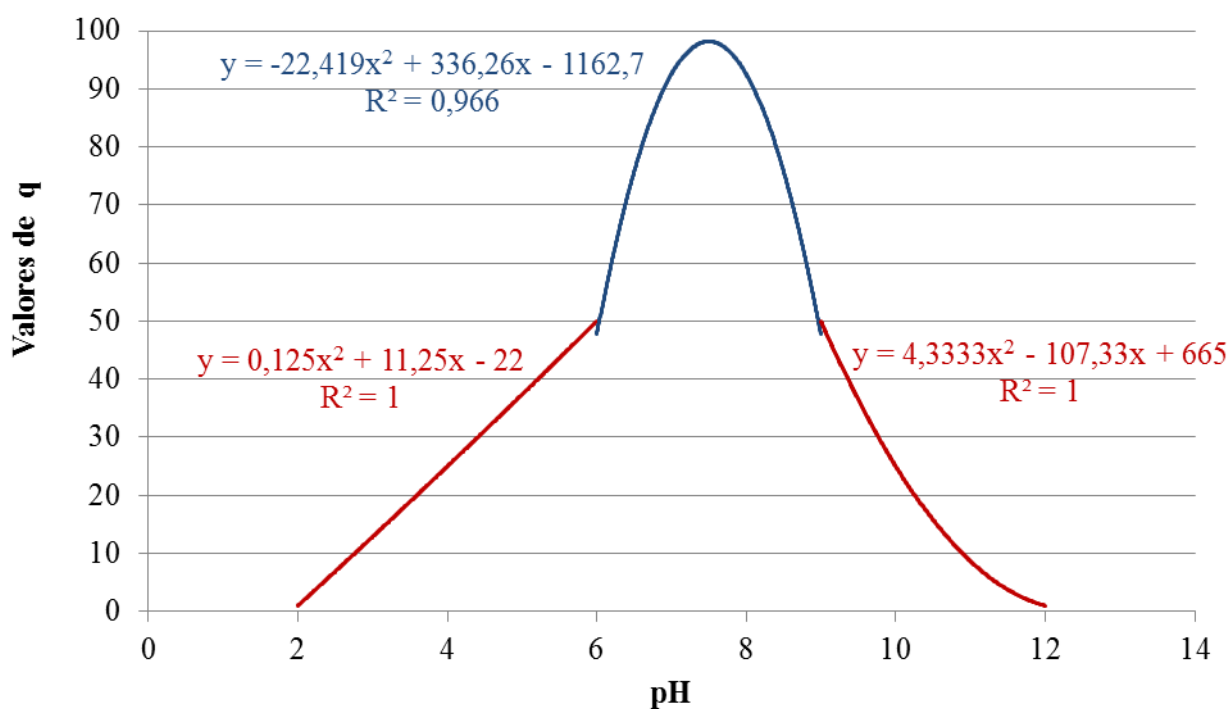


Tabela 40. Equações para o cálculo de q para a variável pH.

pH	Equação
$\text{pH} \leq 2$	$q = 1$
$2 < \text{pH} \leq 6$	$y = -6,0526x + 100,79$
$6 < \text{pH} < 9$	$y = -4x + 90$
$9 \geq \text{pH} < 12$	$y = 0,0048x^2 - 1,0741x + 60,259$
$\text{pH} \geq 12$	$q = 1$

Cabe ressaltar, que a própria Resolução CONAMA 274/2000, em seu Art.2 § 4, estabelece a faixa de 6 a 9, mencionando “à exceção de condições naturais”, o que demonstra

que os critérios, embora reconhecidamente importantes, não estão bem estabelecidos para sua aplicação em uso recreacional, haja vista que estudos correlatos, citados pela WHO (2003), não comprovaram efeitos adversos aos olhos dos usuários. Conforme apontado por Brasil (2006), a atividade recreativa pode ser exercida em águas fortemente ácidas, pois a pele humana não sofre influências negativas principalmente pelo fato de que o próprio suor humano apresenta caráter ácido, sendo que devem ser tomados cuidados apenas com as mucosas e com a abertura dos olhos dentro da água. No entanto, acidentes que acarretem no contato das águas com áreas mais sensíveis, especialmente no caso de crianças, podem acarretar em desconforto e irritação, sendo que condições de pH mais próximas à neutralidade poderiam oferecer maior conforto ao uso recreacional das águas, especialmente para os casos de contato prolongado com as águas.

Von Sperling e Von Sperling (2010) ressaltam que, apesar de não haver registros de danos aos usuários em águas ácidas em lagos de mineração, em ambientes aquáticos com valores elevados de pH das águas (>10), o contato prolongado com os mesmos pode causar graves escamações de pele.

Neste contexto, a faixa de pH recomendada pela legislação específica, bem como pelas principais diretrizes em outros países pode ser considerada de certa forma muito restritiva. Deste modo, faz-se necessária a revisão destes critérios, a partir da realização de novos estudos visando identificar e estabelecer, efetivamente, a faixa de valores de pH que poderia gerar desconforto ao usuário, considerando as condições frequentemente verificadas em águas naturais utilizadas para a prática recreacional.

4.3.3- Aplicação do Índice de Condições de Balneabilidade-ICB

No intuito de exemplificar a aplicação do Índice de Condições de Balneabilidade-ICB, foi realizado um levantamento atualizado dos dados de qualidade da água existentes para a bacia do Alto Rio das Velhas, oriundos do monitoramento oficial para o estado de Minas Gerais (Programa Águas de Minas), do Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM.

Embora tais dados não sejam referentes a áreas específicas de uso recreacional das águas, a utilização dos dados referente a este trecho da bacia do Rio das Velhas foi baseada na existência de estudo preliminar nos principais balneários da região, além da relevância do estudo de balneabilidade no referido rio, tendo em vista a existência de Programa Estruturador do Governo do Estado de Minas Gerais (META 2010), referente à recuperação deste curso de água, a qual visava a utilização das águas do Rio das Velhas para banho, pesca e navegação no ano de 2010 (VON SPERLING e VON SPERLING, 2009).

A partir da META 2010, houve uma significativa melhora na qualidade das águas, especialmente em seu médio e baixo curso até o ano de 2010. No entanto, visando atender aos padrões estabelecidos para o uso recreacional das águas, foi determinada uma nova meta para 2014, objetivando consolidar a volta dos peixes e permitir a atividade de natação na Região Metropolitana de Belo Horizonte, conforme o documento de compromisso pela revitalização da Bacia do Rio das Velhas (META 2014).

Neste contexto, foram utilizados os dados das variáveis integrantes do Índice de Condições de Balneabilidade proposto, referentes às amostragens realizadas na calha do Rio das Velhas, em seu alto curso, entre janeiro de 2009 e dezembro de 2011. O cálculo do Índice de Condições de Balneabilidade foi realizado utilizando-se as equações geradas a partir das curvas de qualidade propostas para o índice, sendo os resultados completos, por estação de amostragem e data, expostos no Apêndice 3 - Dados do monitoramento IGAM e resultados do cálculo do Índice de Condições de Balneabilidade – ICB para o Alto Rio das Velhas entre 2009 e 2011, que apresenta ainda a variável, ou variáveis, de qualidade da água classificada como mínimo operador do índice.

A metodologia do mínimo operador, proposta para a formulação do índice apresentado, considera o valor obtido para a variável com pior desempenho, evitando assim, a influência de uma variável sobre a outra, conforme exemplificado na Tabela 41, que apresenta o resultado do cálculo para a estação de coleta no Alto Rio das Velhas (BV013- Rio das

Velhas a montante da foz do Rio Itabirito), referentes às amostragens de 07/07 e 08/12 de 2009.

Tabela 41. Aplicação do ICB a partir da base de dados da Estação BV013, no alto curso do Rio das Velhas.

Variável	Amostragem em 07/07/2009		Amostragem em 08/12/2009	
	Resultado amostragem	ICB	Resultado amostragem	ICB
Coliformes termotolerantes ¹ (UFC/100mL)	80	96	14.000	1 ²
Densidade de Cianobactérias (nº de células)	0	100	44,8	97
pH	6,8	87	7,5	98
Turbidez (UNT)	6,71	63 ²	521	1 ²

Notas:

1. O monitoramento oficial não apresenta dados de *E.coli*. Assim, foram consideradas as densidades de coliformes termotolerantes para o cálculo do índice, sendo que o padrão de *E.coli* é mais restritivo devido à melhor precisão do indicador. No entanto, conforme a Deliberação Normativa COPAM-CERH 001/2008, a *E.coli* pode ser adotada em substituição aos coliformes termotolerantes, respeitando-se os limites estabelecidos pelas classes de qualidade.
2. Menor resultado dentre as variáveis avaliadas corresponde ao resultado final do índice.

Conforme os resultados verificados para a amostragem referente à estação chuvosa, as águas no trecho do curso d' água avaliado seriam enquadradas na classe de qualidade "Muito Ruim", devido aos elevados níveis de coliformes termotolerantes e turbidez nas águas, possivelmente relacionados ao incremento do escoamento superficial durante o período chuvoso. Já em relação aos valores obtidos para a estação seca, o pior desempenho foi verificado para turbidez, sendo o resultado obtido, para a referida amostragem, enquadrado na classe de qualidade "Satisfatória".

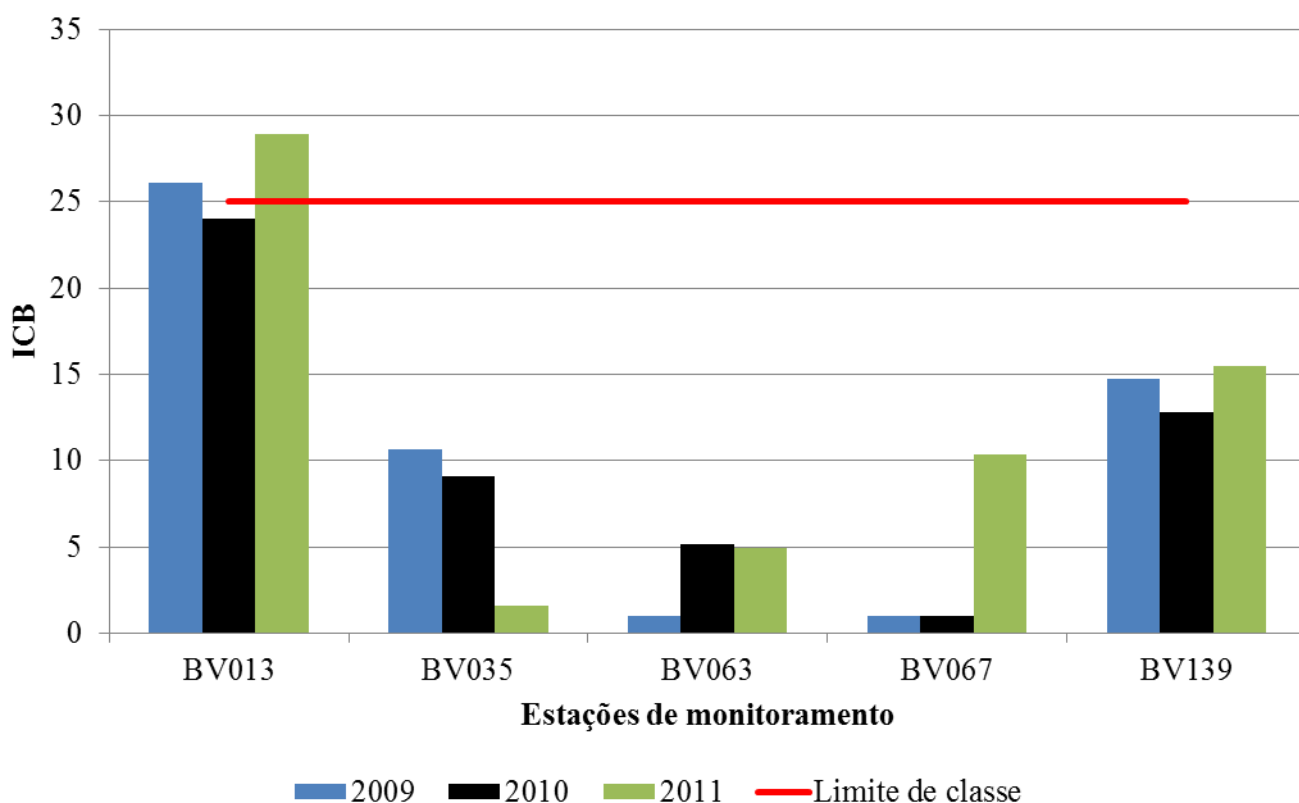
Embora os padrões estabelecidos pela legislação nacional para uso recreacional das águas (Resolução CONAMA 274/2000) possuam valores de referência para os coliformes

termotolerantes, o uso deste indicador para a identificação de contaminação fecal nas águas em programas de monitoramento não é condizente com a tendência da utilização da *E.coli* como indicador, pois consiste no único indicador da família das *Enterobacteriaceae* de origem quase sempre fecal (HARDINA e FUJIOKA, 1991). Neste sentido, a WHO (2000) recomenda que o uso de coliformes termotolerantes seja preferencialmente substituído pela *E.coli*, como indicador de poluição fecal.

No exemplo apresentado, na amostragem referente ao período chuvoso (08/12/2009), a variável turbidez também apresentou níveis não recomendáveis para a prática recreacional. Conforme Davies-Colley e Ballantine (2010), a visibilidade não está restrita somente à questão estética, mas à segurança do uso recreacional, devido à importância da visualização de profundidade e de objetos e outras ameaças submersas. Já os níveis de pH e densidade de cianobactérias apresentaram conformidade aos padrões de referência para recreação de contato primário em ambas amostragens.

A partir dos resultados médios do Índice de Condições de Balneabilidade-ICB para a referida série de dados (36 amostragens), estabeleceu-se a classificação anual para o alto curso do rio das Velhas (Figura 21).

Figura 21. Resultado médio anual do ICB para o alto Rio das Velhas- 2009 a 2011.



Conforme os resultados médios anuais do ICB, acima apresentados, as águas do Alto Rio das Velhas apresentam-se impróprias para o uso recreacional de contato primário em todos os trechos avaliados entre 2009 e 2011. Nesta classificação, pode ser observado que os resultados, em sua maior parte, foram enquadrados na classe de qualidade “muito ruim”, sendo os melhores resultados do ICB, obtidos para estação mais a montante do trecho avaliado (BV013), que foi enquadrada como “imprópria” nos anos de 2009 e 2011.

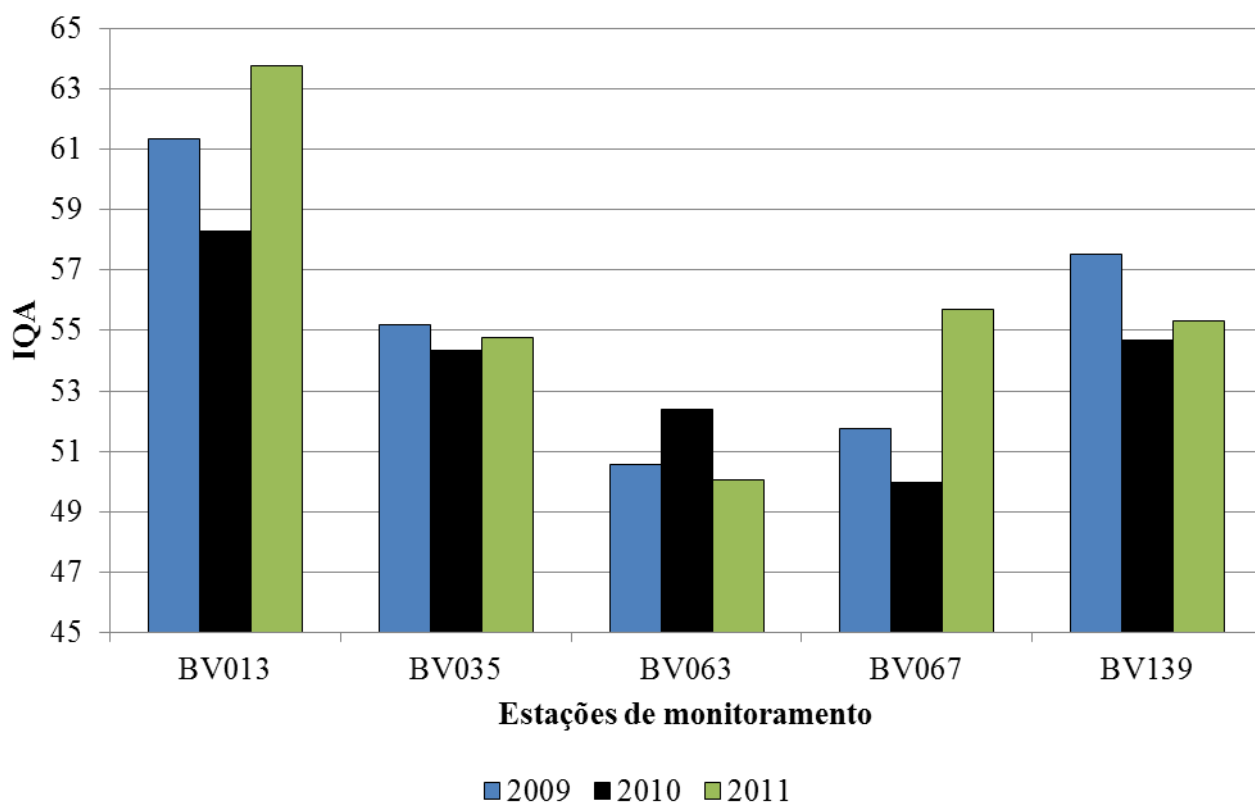
A classificação foi influenciada em função dos níveis de coliformes termotolerantes e de turbidez verificados, especialmente durante as amostragens realizadas nos períodos chuvosos. Já a variável de qualidade da água densidade de cianobactérias apresentou conformidade aos valores de referência para balneabilidade durante todo o período analisado, sendo enquadrados na classe “excelente” na maior parte das amostras.

Os valores de pH também apresentaram bom desempenho, sendo registradas apenas duas ocorrências (BV063 – Rio das Velhas a jusante do Ribeirão Água Suja em 5/12/2011 e BV067 - Rio das Velhas a montante do ribeirão Sabará em 06/12/2011) fora da faixa recomendada para fins de balneabilidade (6 a 9).

Neste contexto, a metodologia do mínimo operador adotada no ICB, busca evitar a influência dos resultados de uma variável sobre a outra, haja vista que a balneabilidade consiste em um uso da água restritivo em função de sua qualidade, assim como a potabilidade. Desta forma, no caso apresentado a formulação multiplicativa ou aditiva, utilizada em índices como o IQA-NSF desenvolvido por Brown *et al.* (1970), poderia “mascarar” os resultados observados para coliformes termotolerantes e turbidez, devido aos níveis de densidade de cianobactérias e pH.

Conforme os resultados, a partir do IQA-IGAM para o referido trecho do rio das Velhas, a classificação média anual de qualidade das águas se enquadra na classe “médio” ($50 < \text{IQA} \leq 70$), de 2009 a 2011 (Figura 22). Deste modo, pode ser verificada certa deterioração da qualidade da água no alto Rio das Velhas, especialmente após a estação BV013 (Rio das Velhas a montante da foz do Rio Itabirito), que apresentou os melhores resultados para o IQA, assim como observado para o ICB.

Figura 22. Índice de qualidade á água (IQA-IGAM) médio anual para o Alto Rio das Velhas entre 2009 e 2011.



Fonte: Cálculo a partir da base de dados IGAM (2012).

Entretanto, apesar dos resultados da classificação média anual do ICB para o Alto Rio das Velhas terem variado entre as classes “Imprópria” e “Muito ruim”, ressalta-se a dificuldade de se obter valores de indicadores microbiológicos em conformidade aos padrões recomendáveis para balneabilidade em rios de maior porte, localizados em bacias hidrográficas com áreas de pressões antrópicas intensas.

No caso do Rio das Velhas, mesmo com os objetivos estabelecidos pela Meta 2014 e sua reconhecida importância histórica, o mesmo não pode ser considerado como um balneário de grande afluxo de banhistas, haja vista seu volume, velocidade do fluxo e incidência de fontes poluidoras. Neste contexto, Von Sperling e Von Sperling (2010), em estudo realizado sobre a balneabilidade do Rio das Velhas, constataram a dificuldade em se obter densidades de coliformes termotolerantes em conformidade aos padrões estabelecidos (1.000 NMP/100mL) no trecho sob influência da Região Metropolitana de Belo Horizonte, mesmo

em um cenário hipotético de excelente infraestrutura sanitária, com coleta e tratamento de 95% dos esgotos gerados.

Embora os índices ICB e IQA possuam objetivos distintos, o primeiro apresenta-se mais restritivo, por ser elaborado especificamente para o uso recreacional, além de sua classificação ser baseada no pior resultado obtido, o que pode ser considerado como um fator de segurança maior, por não ser influenciado por outras variáveis que apresentem bons níveis de qualidade.

Em estudo comparativo entre índices de qualidade da água com distintas formulações, Ferreira e Ide (2001) consideram que a utilização do mínimo operador garante uma maior sensibilidade com relação à variável de qualidade da água.

Cabe ressaltar, que a aplicação do índice neste caso, consiste em apenas uma forma ilustrativa da classificação de condições de balneabilidade a partir da metodologia proposta. Assim, a variação dos resultados dentre as classes propostas poderia ser útil para os gestores, no intuito de se avaliar variações e tendências nos balneários, além de possibilitar comparações com resultados de outras áreas. Todavia, a forma de divulgação dos resultados junto ao público frequentador ainda seria mantida, ou seja, por meio da classificação das águas recreacionais como “Satisfatórias ou Próprias” ou “Impróprias”. Neste último caso, a divulgação da(s) variável(is) limitante(s) contribuiria para um melhor entendimento sobre a origem da contaminação. Além disso, esta metodologia permite o cálculo do índice mesmo com a ausência ou perda de resultados para alguma variável (problemas na amostragem ou de análise), o que na formulação multiplicativa ou aditiva implicaria na inviabilidade da utilização do índice.

Outra possibilidade de aplicação do índice está relacionada às avaliações de longo termo, conforme já adotadas pelo *Ministry for Environment* da Nova Zelândia (NZMFE, 2003) e pela União Europeia (EU, 2006), visando subsidiar tomadas de decisão, a partir de um conjunto mínimo de amostras coletadas em determinado período.

Neste contexto, foi realizada, em caráter ilustrativo, uma simulação (Tabela 42) considerando para sua classificação como própria para fins de contato primário, o percentual mínimo de 80% dos resultados das amostragens, conforme proposto na metodologia apresentada anteriormente, para a série de 2009 a 2011 do Alto Rio das Velhas.

Tabela 42. Percentual de resultados conforme classe de qualidade, para as estações de monitoramento do Alto Rio das Velhas – 2009 a 2011.

Estação de amostragem	Classe de qualidade (% de resultados correspondentes)				
	Excelente	Muito boa	Satisfatória	Imprópria	Muito ruim
BV013	2,8	8,3	13,9	5,6	69,4
BV037	0	0	2,8	0	97,2
BV063	0	0	0	2,8	97,2
BV067	0	0	5,6	0	94,4
BV139	0	0	8,3	8,3	83,3

Fonte: Calculado a partir da base de dados IGAM (2012).

Deste modo, para período de janeiro de 2009 a dezembro de 2012, o alto curso do Rio das Velhas foi classificado na categoria “Muito ruim” para o uso recreacional de contato primário das águas, na maior parte das amostragens realizadas, sendo a densidade de coliformes termotolerantes e os níveis de turbidez, as variáveis com maior número de ocorrências acima dos limites propostos para balneabilidade.

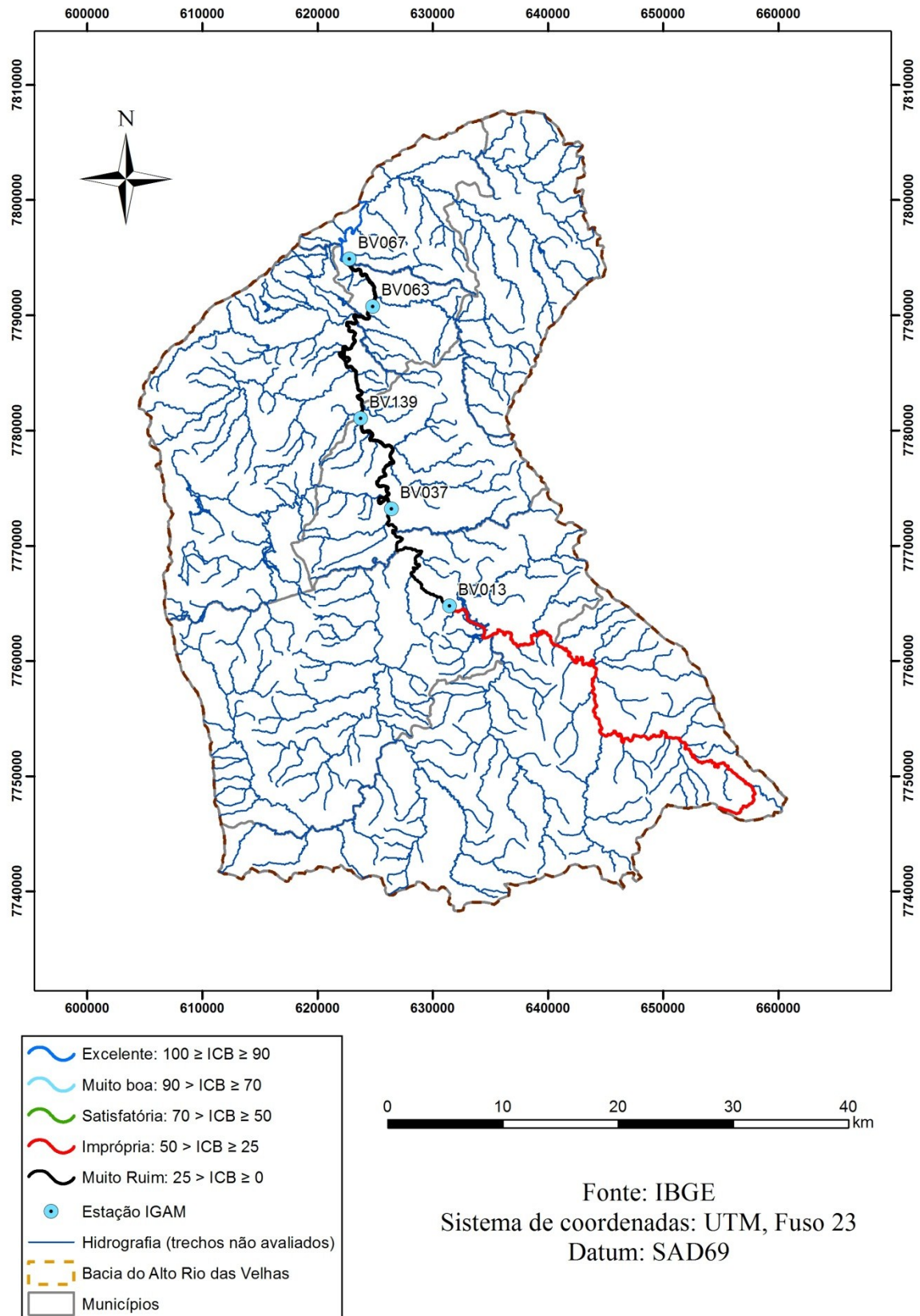
Dentre as estações de monitoramento utilizadas, apenas a BV013, localizada no trecho mais a montante do Rio das Velhas, apresentou amostragens classificadas como “Excelente” e “Muito boa”, em coletas realizadas entre os meses de julho a setembro, o que pode ser um indicativo da influência do escoamento superficial nos níveis de coliformes termotolerantes e de turbidez das águas e, conseqüentemente, nas condições de balneabilidade.

Considerando-se a classificação de qualidade prevista pelo ICB, através da adoção do percentual de 80%, conforme anteriormente descrito (Tabela 27), o trecho do alto Rio das Velhas representado pela estação BV013 estaria enquadrado na categoria “Imprópria”, tendo em vista que o mesmo não atingiu o percentual mínimo de 80% para as classes de qualidade Excelente, Muito boa e Satisfatória. Do mesmo modo, este percentual não foi atingido para a classe “Muito ruim”, o que implicaria em uma recomendação de interdição imediata até a adoção de medidas corretivas.

Nas demais estações avaliadas, os resultados foram enquadrados na classe “Muito ruim”, indicando que tais trechos apresentaram condições de balneabilidade sistematicamente inadequadas durante a maior parte das 36 amostragens efetuadas entre janeiro de 2009 e

dezembro de 2011, conforme pode ser observado na Figura 23, que apresenta a representação espacial da classificação do alto curso do Rio das Velhas a partir dos resultados obtidos com o ICB, para o período avaliado.

Figura 23. Índice de condições de balneabilidade para o alto curso do Rio das Velhas entre 2009 e 2011.



Deste modo, as avaliações de longo termo para os balneários poderiam contribuir para a elaboração de planos de ação por parte dos órgãos ambientais, a partir da possibilidade de identificação das reais condições de balneabilidade, bem como suas principais fontes de pressão, haja vista a possibilidade de interferência de fatores temporários, como a ocorrência de chuvas anteriores à amostragem e outras formas de contaminação de caráter esporádico, em determinadas amostragens. Tais condições poderiam influenciar negativamente os resultados e gerar uma suspensão e/ou interdição de uso precipitadas, podendo acarretar em impactos negativos para o turismo local, especialmente em localidades que dependem desta atividade econômica.

Todavia, as avaliações de longo termo visam subsidiar o processo de gestão do uso recreacional das águas, sendo necessário que o monitoramento de condições de balneabilidade também atenda a demanda por informações sobre o diagnóstico de balneários, de forma a orientar o público frequentador.

4.4 – Protocolo de inspeção sanitária e ambiental

No intuito de se complementar a avaliação das condições de balneabilidade pretendida pelo índice proposto, a elaboração de uma listagem de inspeção (*checklist*), abrangendo aspectos sanitários, estéticos e de segurança, pode contribuir para uma avaliação integrada de um balneário, de forma a orientar o estabelecimento e/ou condução de um programa de monitoramento conforme as especificidades locais.

O principal objetivo da utilização desta ferramenta seria identificar fatores potenciais de risco para a prática da atividade recreacional através do levantamento, em campo e de dados secundários, de diversos aspectos nos balneários e nas respectivas bacias hidrográficas, subsidiando a gestão do uso dos balneários como um todo, além dos aspectos de qualidade da água.

A utilização de manuais ou protocolos de inspeção sanitária foi sugerida por especialistas consultados através do painel Delphi, de forma complementar à utilização do índice de qualidade das águas para balneabilidade, sendo que tais protocolos já são utilizados em programas de gestão de balneários pelas agências governamentais ambientais da Nova

Zelândia (NZMFE, 2003), dos Estados Unidos (USEPA, 2008) e do Canadá (HC, 2010), sendo considerada como ferramenta essencial pela WHO (2000).

A inspeção sanitária consiste em uma técnica de investigação das fontes de contaminação fecal do corpo hídrico, sendo comumente utilizada para avaliação de mananciais de abastecimento e programas de conservação de bacias hidrográficas. Esta técnica permite o levantamento de informações do balneário e de sua respectiva área de drenagem, como uso do solo, presença de algas, existência e condições dos banheiros nas praias, localização de saídas de rede de drenagem pluvial, dentre outros (USEPA, 2008).

Conforme NZMFE (2003), a inspeção sanitária da bacia corresponde ao segundo passo do processo de avaliação e gestão dos balneários, devendo ser realizada após a verificação da existência e demanda pelo uso recreacional das águas nos mesmos. Esta inspeção busca levantar as características e os fatores de risco locais, de forma a subsidiar a decisão sobre a necessidade de monitoramento, sua frequência e aspectos a serem monitorados, subsidiando ações defensivas por parte das autoridades ambientais competentes.

Tais inspeções ambientais sanitárias, segundo HC (2010), devem ser conduzidas anualmente, antes do início da estação recreacional, considerando características básicas das áreas, as fontes de poluição fecal e outras ameaças como riscos físicos, químicos e biológicos.

No entanto, considerando a importância do levantamento de informações sobre as condições sanitárias e ambientais dos balneários, complementares ao monitoramento específico de qualidade da água, entende-se que tais inspeções, mesmo que de forma mais simplificada, poderiam ser realizadas concomitantemente ao processo de amostragem. Desta forma, seria possível a construção de um banco de dados que possa subsidiar melhor o diagnóstico no longo prazo e ações referentes ao balneário.

O desenvolvimento deste sistema de avaliação complementar permite a inserção de outras variáveis, também importantes, que podem ser avaliadas visualmente através de critérios de presença e ausência, excluindo a necessidade de serem inseridos no índice. Como exemplo, podem ser citados os óleos e graxas e a presença de caramujos vetores (*Biomphalaria* spp.), que apresentaram bom desempenho dentre os indicadores avaliados pelo grupo de especialistas consultados. Além disso, podem ser avaliados outros fatores de risco aos usuários, tais como a presença de ameaças no leito, profundidade, organismos nocivos, doenças endêmicas na região, velocidade do fluxo e outras.

Neste contexto, foi desenvolvido um protocolo piloto de inspeção de condições de balneabilidade para áreas de uso recreacional de águas doces no Brasil, buscando abranger

aspectos para a área utilizada para a atividade recreacional classificada como balneário, assim como para sua respectiva bacia hidrográfica. Deste modo, o *checklist* proposto (Tabela 43) possui campos que são destinados à aquisição de informações e características básicas para a identificação, localização, acesso e responsabilidade pelas informações referentes à área investigada e outras informações básicas que podem ser utilizadas de forma complementar ao monitoramento da qualidade das águas.

Tabela 43. Protocolo de inspeção sanitária e ambiental – *Checklist* básico.

1. Identificação		
Nome do Balneário:		Código:
Coordenadas (UTM):		
Endereço (descrição de acesso):		
Curso d'água:	Bacia:	
Tipo de ambiente:	<i>Léntico</i>	<i>Lótico</i>
Período de maior visitação:		
Área total (m ²)		
Órgão/instituição responsável pelo balneário:		
Responsável pelo preenchimento:		Data:
		Horário:
2. Balneário		
2.1. Condições gerais		
Ocorrência de Chuva (24h anteriores)		
(48h anteriores)		
(72h anteriores)		
Nebulosidade		
<i>Claro/ensolarado</i>	<i>Parcialmente nublado</i>	<i>Nublado</i>
Número total de banhistas em contato direto com as águas:		
Número de frequentadores (fora da água):		
Ocupação das margens:		
<i>Vegetação ciliar</i>	<i>Campo/pastagem</i>	<i>Solo exposto</i>
<i>Outro (especificar):</i>		
Processos erosivos nas margens		
<i>Erosão laminar</i>	<i>Erosão em sulcos</i>	<i>Não aparente</i>
2.1.1. Atividades recreacionais desenvolvidas		
Natação		
Mergulho (com ou sem equipamento)		
Esportes náuticos		
Outros		
<i>Especificar:</i>		

2.1.2. Infraestrutura local (especificar quantidade quando aplicável)		
Banheiros (químicos ou sistema de fossa séptica)		
Bebedouros		
Estacionamento (nº vagas)		
Duchas		
Vestiários		
Lixeiras		
Comércio popular		
Posto salva vidas		
Material de primeiros socorros		
Telefone de emergência		
Restaurante/Bar		
Acesso sinalizado (sim/não)		
Outros		
<i>Especificar:</i>		
Frequência da coleta de lixo:		
<i>Diária</i>	<i>Semanal</i>	<i>Outro:</i>
2.2. Riscos de natureza física		
Temperatura da água:		
Profundidade na área de maior concentração de usuários:		
Há sinalização de profundidade:		
Presença de atividade de mergulho (saltos a partir de área mais elevada para o corpo d'água):		
Clareza visual (m):		
Velocidade do fluxo (m/s):		
Relatos de acidentes (afogamentos/quedas, etc.)		
<i>Especificar</i>		
Relatos de roubo ou vandalismo		
Consumo de substâncias que afetam a capacidade natatória (álcool e/ou drogas ilícitas)		
Outros		
<i>Especificar</i>		
2.2.1. Riscos submersos		
Leito escorregadio (Rochas cobertas por perifíton)		
Transição abrupta de profundidade		
Lixo (objetos cortantes)		
Leito irregular		
Rochas		
Outros:		
<i>Especificar:</i>		

2.2.2. Aspectos estéticos	
Lixo (entorno do curso d água)	
Lixo (flutuante ou submerso)	
Espuma	
Proliferação de macrófitas aquáticas	
Odor indesejável	
Óleos e graxas	
Turbidez (UNT)	
2.3. Riscos de natureza biológica	
O balneário possui monitoramento de balneabilidade (qualidade da água)	
Resultado da última classificação de balneabilidade (classe):	
Presença de caramujos no balneário	
Animais domésticos ou nativos (Presença):	
<i>Especificar:</i>	
Animais peçonhentos ou perigosos (Presença ou relato):	
<i>Especificar:</i>	
Floração de algas aparente:	
Mortandade de peixes	
Descarga de efluentes (sanitários)	
Descarga de efluentes (pluvial)	
Descarga de afluentes (Córregos/riachos, etc.)	
Outros:	
<i>Especificar</i>	
3. Bacia Hidrográfica (área de influência a montante do balneário)	
3.1- Uso e cobertura do solo	
Área urbana	
Área industrial	
Mineração	
Agricultura	
Pecuária	
Silvicultura	
Vegetação arbórea nativa (Floresta/mata)	
Vegetação rupestre (campo)	
Outros:	
<i>Especificar:</i>	

não possibilita a detecção de tais ameaças aos usuários, como no caso de riscos de queda seguida de trauma e afogamentos, bem como acidentes com animais perigosos.

Neste contexto, os riscos de acidentes decorrentes de mergulho em águas rasas correspondem a um importante fator a ser considerado para uma avaliação integrada de condições de balneabilidade, no intuito de se adotar medidas visando a redução de tais ocorrências, especialmente os traumas cervicais.

No Brasil, de acordo com Szpilman (2012), entre janeiro 2003 e dezembro de 2007 foram identificados 2.923 casos de lesões do tipo CID 10- W16 - Mergulho pulo ou queda na água causando outro traumatismo que não afogamento ou submersão, com 321 óbitos (11%), sendo 67% destes antes de chegar a um hospital. Neste mesmo período, foi verificado um aumento na ocorrência de traumas, passando de 500 casos em 2003 para 844 casos em 2007. A maior parte dos casos registrados envolveu pessoas entre 20 e 29 anos de idade, principalmente homens, sendo as águas naturais os locais de maior frequência (60%). No total, 2.709 pessoas foram hospitalizadas em média por 7 dias, com um custo hospitalar total de R\$ 3.300.000,00.

Portanto, o levantamento da ocorrência de atividade de mergulhos em balneários e informações referentes à claridade visual das águas, profundidade e existência de rochas, permite sinalizar de maneira adequada os riscos de tais locais, bem como subsidiar a elaboração de material educativo para divulgação junto aos usuários.

As informações sobre a profundidade do corpo hídrico, o tipo de leito, a velocidade do fluxo, a presença de riscos submersos e fatores que possam comprometer a capacidade natatória dos banhistas, como a ingestão de bebidas alcoólicas e a temperatura da água, podem contribuir para a identificação de áreas de risco potencial de afogamentos, permitindo a adoção de medidas preventivas e corretivas como, por exemplo, a instalação de posto salva vidas em áreas consideradas prioritárias.

Além dos fatores de risco mencionados, conforme WHO (2000), durante o processo de amostragem, importantes dados de campo que possam influenciar nos níveis de contaminação microbiológica podem ser registrados, como a ocorrência de precipitação anterior e a influência de cursos d'água afluentes, especialmente em áreas povoadas onde há o risco de extravasamento de esgotos. Em alguns casos estes eventos podem ser identificados visualmente.

Desta forma, o contexto regional também é considerado importante. Ao propor critérios para a hierarquização de áreas prioritárias para monitoramento de balneários, Martins

(2012) verificou que, para o grupo de especialistas consultados, relatos de doenças de veiculação hídrica foram classificados como “muito importante”, assim como aspectos relativos à bacia hidrográfica, como tamanho da bacia e uso do solo, devido a sua influência direta sobre os balneários.

As informações referentes à bacia hidrográfica podem ser mais bem exploradas a partir da utilização prévia de imagens de satélite e bases cartográficas, no intuito de se quantificar as áreas das classes de uso e ocupação do solo existentes, bem como do georreferenciamento de atividades que possivelmente possam comprometer a qualidade das águas a jusante, acarretando na deterioração das condições de balneabilidade.

Tal levantamento regionalizado, a ser realizado preferencialmente em fase anterior à inspeção de campo (WHO, 2000; HC, 2010), possibilitaria também a identificação de endemismos que possam apresentar riscos para os usuários, como a incidência de esquistossomose. Segundo dados obtidos junto ao Sistema de Informações Hospitalares do SUS (SIH/SUS), do Ministério da Saúde, entre janeiro de 2008 e março de 2012 foram registradas no Brasil 1.383 internações por esquistossomose, com um total de 47 óbitos, concentradas especialmente nas regiões nordeste e sudeste do país. Cabe ressaltar que tal doença ainda é comum em importantes regiões turísticas com uso recreacional das águas, como na Serra do Cipó, em Minas Gerais (MASSARA *et al.*, 2008).

Esse critério já está contemplado pela Resolução CONAMA 274/2000 que, em seu Art. 2 § 4, classifica como impróprias para a recreação de contato primário, as águas dos trechos avaliados com incidência elevada ou anormal, na região, de enfermidades de veiculação hídrica, na região, indicadas pelas autoridades sanitárias.

Neste contexto, a utilização de protocolos de inspeção sanitária, possibilita a avaliação de tendências em relação ao uso e à evolução ou deterioração das condições sanitárias e ambientais dos balneários, o que pode contribuir para o estabelecimento de diretrizes dos processos de monitoramento em consonância às especificidades regionais, subsidiando decisões que visem adequar os programas de monitoramento quanto à frequência, temporada de maior demanda e variáveis a serem adotadas.

O levantamento e a caracterização das fontes de contaminação fecal que interferem na qualidade da água dos balneários podem permitir também o desenvolvimento de um sistema de classificação de risco diferenciado, em função do tipo de contaminação e riscos associados. Deste modo, conforme Davies-Colley e Wilcook (2004), a contaminação de origem predominantemente animal pode representar um risco de doenças diferente daquele cuja

contaminação é decorrente de dejetos humanos. Entretanto, as principais diretrizes para águas recreacionais não fazem tal distinção.

Embora aparentemente simples, conforme EPA (2008), a inspeção sanitária permite uma documentação de dados de balneários em longo termo, bem como de suas respectivas bacias, os quais podem ser comparados e contemplados no planejamento dos recursos e ações. Além disso, informações da inspeção sanitária, como, por exemplo, turbidez, precipitação, direção do escoamento superficial, correlacionadas à avaliação microbiológica, podem contribuir para a construção de modelos preditivos sobre a qualidade das águas em áreas de uso recreacional.

Portanto, o protocolo proposto neste trabalho consiste em uma ferramenta que certamente pode ser aproveitada para a execução de um programa de avaliação integrado de condições de balneabilidade. Entretanto, a investigação de estudos de casos em áreas com características ambientais e sanitárias distintas, pode possibilitar o levantamento de novas variáveis e/ou fatores a serem inseridos no protocolo proposto.

5- 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 limitada a critérios que não permitem uma avaliação ampla do uso recreacional, desconsiderando aspectos estéticos e fatores de riscos físicos.

A elaboração de uma proposta metodológica para a avaliação de condições de balneabilidade em águas doces no Brasil, objeto do trabalho, contribuiu para a divulgação do tema, bem como para ressaltar a possibilidade de aperfeiçoamento dos métodos atualmente adotados, através da inserção de novos elementos que possam interferir na qualidade da prática recreacional de contato primário com as águas.

O índice proposto possibilitou integrar as variáveis que mais poderiam contribuir para uma avaliação integrada de condições de balneabilidade, de forma a considerar riscos de natureza biológica, como a contaminação fecal e incidência de cianotoxinas, bem como aspectos estéticos e riscos físicos, relacionados à claridade visual das águas. A técnica do mínimo operador, evita a influência de uma variável sobre a outra, o que contribui para aumentar a segurança da avaliação da qualidade das águas para usos mais restritivos, tais como a balneabilidade.

Apesar da reconhecida importância das variáveis selecionadas para a formulação do Índice de Condições de Balneabilidade – ICB (*E.coli*, densidade de cianobactérias, pH e turbidez), ficou evidenciada a dificuldade em se estabelecer padrões para o uso recreacional das águas, devido a limitados estudos que avaliem os riscos aos usuários em função da qualidade da água em balneários e a completa ausência de tais estudos no Brasil.

A avaliação da claridade visual das águas de balneários de água doce no Brasil, através do método *Black Disc*, pode ser uma alternativa técnica mais adequada para estabelecer padrões para uso recreacional, em consonância às especificidades dos ambientes aquáticos, de forma a reduzir os riscos de acidentes de natureza física. Por envolver medição direta, sem a necessidade de análises laboratoriais, o referido método poderia permitir uma avaliação mais rápida da qualidade da água e de menor custo para o monitoramento dos balneários. Além disso, o método poderia contribuir para avaliar a percepção dos usuários em relação à qualidade visual da água desejada para a recreação de contato primário.

Considerando-se a necessidade de uma avaliação integrada da qualidade da atividade recreacional, o protocolo de inspeção sanitária e ambiental complementa a avaliação proposta pelo ICB, de forma a realizar uma avaliação integrada de condições de balneabilidade, além de possibilitar a criação de um banco de dados indispensável à gestão destas áreas.

Cabe ressaltar que o trabalho não buscou estabelecer uma metodologia definitiva, mas sim contribuir para a melhoria na avaliação e divulgação das condições de balneabilidade em águas doces, além de servir de subsídio para a realização de novos estudos específicos, de forma a assegurar melhores condições de salubridade aos frequentadores dos balneários de água doce no Brasil, assim como para o processo de gestão do uso recreacional das águas.

A realização de novos estudos, utilizando dados referentes aos balneários brasileiros, bem como o desenvolvimento de novos estudos epidemiológicos, certamente contribuirão para o aperfeiçoamento da metodologia proposta, de forma a se buscar a consolidação de uma metodologia adequada às especificidades das áreas de uso recreacional em águas doces no país, tendo em vista a importância desta atividade para a sociedade e a carência de opções de lazer, especialmente para a população de baixa renda.

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

6- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS - ANA. **A História do Uso da água no Brasil: do descobrimento ao Século XX**. Brasília: Ed. Athalaia, 2007. 249 p.
- ALKMIM, F.; F. MARSHAK, S. Transamazonian Orogeny in the Southern São Francisco Craton Region, Minas Gerais, Brazil: evidence for Paleoproterozoic collision and collapse in the Quadrilátero Ferrífero. **Precambrian Research**, 90: 29–58p, 1998.
- ALMEIDA, R.A.S.; OLIVEIRA, I.B. Aplicação da metodologia de pesquisa Delphi, via internet, na seleção de parâmetros para elaboração de índices de qualidade de água. **Anais...** 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2007.
- AMARAL, L.A.; ROSSI JÚNIOR, O.D; NADER FILHO, A.; ALEXANDRE, A.V. Avaliação da qualidade higiênico-sanitária da água de poços rasos localizados em uma área urbana: utilização de colifagos em comparação com indicadores bacterianos de poluição fecal. **Rev. Saúde Pública**, 28(5), p.345-348, 1994.
- ANDRADE, W.J. Implantação e manejo de trilhas. In: MITRAUD, S. (Org.). **Manual de Ecoturismo de Base Comunitária: ferramentas para um planejamento responsável**. Brasília: WWF Brasil, 2003.
- ANDRETTA, V.; PEREIRA, J.A.A.; MACEDO, R.L.G.; LOPES, F.W.A.; VITORINO, M.R. Impactos ambientais e perfil dos visitantes no Complexo da Cachoeira da Fumaça em Carrancas-MG. **Caderno Virtual de Turismo**. v.8, n.1 p.57-68, 2008.
- ARCOVA, F.C.S.; CICCIO, A. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, **Scientia Forestalis**, v.56, p.125-134, 1999.
- 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.
- BARRETO, H.N. **Recursos hídricos, turismo e meio ambiente: estudo comparativo de casos no Estado de Minas Gerais**. 182p. 2003. Dissertação (Mestrado em Geografia e Análise Ambiental)-Universidade Federal de Minas Gerais. IGC, Belo Horizonte.
- BARROS, M.I.A. Outdoor Education: uma alternativa para a educação ambiental através do turismo de aventura, In: SERRANO, C. (Org.). **A educação pelas pedras: ecoturismo e educação ambiental**. SãoPaulo: Chronos, p.85-110, 2000.
- BARTRAM, J.; HELMER, R. Introduction. In: 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.
- BAUDRILLARD, J. **La sociedad de consumo: Sus mitos, sus estructuras**. Madrid, CEDRO, 2007, 255p.
- 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.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 1999. 243p.
- BIELLA, C.R.F., VALENCIO, N.F.L.S. Impactos de empreendimentos turísticos em pequenas comunidades: uma visão sociológica como subsídio às políticas para o setor. In: MARTINS, R.C. VALENCIO, N.F.L.S (Orgs). **Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil. vol.II**. Editora Rima. 2003, 307p.
- 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.
- BOTELHO, C.G.; CAMPOS, C.M; VALLE, R.H.P.; SILVEIRA, I.A. **Recursos naturais renováveis e impacto ambiental: água**. Lavras: UFLA/ FAEPE, 2000. 187p.
- BRANCO, S. M. A água e o homem. In: PORTO, R.L. (Org.). **Hidrologia ambiental**. São Paulo: Universidade de São Paulo/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991. p.3-25.
- 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.
- BRANCO, S.M.; ROCHA, A. A. **Poluição, proteção e usos múltiplos de represas**. São Paulo: E. Bluncher/CETESB, 1977. 185p.
- BRASIL. **Lei nº9. 433**. 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional dos Recursos Hídricos, cria o Sistema nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br/ccivil/leis/L9433.htm>>. Acesso em: 20 mar. 2011.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**/ Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. – Brasília: Ministério da Saúde, 2006.212 p.
- BRAUN, C.C.; KLINE, P.B.; SILVER, N.C. The influence of colour on warning label perceptions. **International Journal of Industrial Ergonomics**, 15:179-187, 1995.
- BROWN, R.M. *et al.* A water quality index- do we dare? **Water & Sewage Works**, Chicago, v. 117, n 10, p 339- 343, 1970.
- CABELLI, V. J. **Health effects criteria for marine recreational waters**. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/1-80-031, Cincinnati, OH. 1983.
- CALLISTO, M. et al. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino em pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnol. Bras.** 14(1) p. 91-98, 2002.

- CAMARGOS, L. M. M. **Plano diretor de recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio das Velhas: resumo executivo dezembro 2004**. Belo Horizonte. IGAM-CBH Velhas, 228p, 2005.
- CARVALHO, A.R.; SCHILITTER, F.H.M.; TORNOSIELO, V.L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Química Nova**, v.23, n.5, p.618-622, 2000.
- CECH, T.V. **Principles of water resources: History, development, management, and policy**. 2ed. New Jersey, US, 2006. 468p.
- 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.
- CHAPMAN, D.; KIMSTACH, V. Selection of water quality variables. In: CHAPMAN, D. (Ed). **Water quality assessments - a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. 2.ed. London: UNESCO/WHO/UNEP, 1996. p. 19-39.
- CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring e management**. London: WHO, 1999. 400p.
- COIMBRA, R.M. Monitoramento da qualidade da água. In: PORTO, R.L. (Org.). **Hidrologia ambiental**. São Paulo: Universidade de São Paulo/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991. p. 391-411.
- COMPANHIA BRASILEIRA DE PROJETOS E EMPREENDIMENTOS - COBRAPE. **Projeto marca d'água - Relatórios Preliminares- Bacia do Rio das Velhas**. Brasília, 2001. Disponível em: <http://www.marcadagua.org.br/velhas.pdf>. Acessado em 16/01/2008.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Classificação semanal de praias interiores - 2011**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/qualidade-das-represas>>. Acesso em: 23 mai. 2012c.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Relatório de balneabilidade das praias paulistas 2002**. São Paulo: CETESB, 2003. 206p.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Relatório de qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo em 2011**. São Paulo: CETESB, 2012a. 356p.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Índice de balneabilidade**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/documentos/indices/08.pdf>>. Acesso em: 23 mai. 2012b.
- 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 nº 274 de 29 de novembro de 2000**. Estabelece condições de balneabilidade das águas brasileiras. Brasília, 2000. Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br/sec-legisl/download/res274-00.doc>>. Acesso em: 20/09/2005.
- CONSELHO NACIONAL DE PESQUISA – CNPQ. **Painel Lattes: Distribuição geográfica**. Disponível em: <http://lattes.cnpq.br/painelLattes/mapa/>. Acesso em: 16/05/2011.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 20 de 18 de junho de 1986**. Estabelece a classificação, segundo os usos preponderantes, para as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/>>. Acesso em: 20 set. 2005.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Estabelece a classificação, segundo os usos preponderantes, para as águas doces, salobras e salinas do território nacional. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/>>. Acesso em: 20/09/2005.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA. **Resolução nº 001/86**, que trata da implementação da Avaliação de Impacto Ambiental como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente.
- CORACHAN, M. et al. Schistosomiasis imported by Spanish travelers: clinic epidemiologic study of 80 cases. **Medica Clinica**, 108(19), 721–725, 1997.
- CPRH. AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. **Seleção de índices e indicadores de qualidade da água. Aplicação dos índices selecionados**. CPRH. PNMA II, 2006. Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br/frme-index-secao.asp?idsecao=294>>. Acesso em: 28/07/2006.
- CRAUN, G.F., CALDERON, R.L., CRAUN, M.F. Outbreaks associated with recreational water in the United States. **International Journal of Environmental Health Research** 15(4): 243-262, 2005.
- DAVIES-COLLEY, R. J. Measuring water clarity with a black disk. **Limnology and Oceanography**. 33, 616-623, 1988.
- DAVIES-COLLEY, R.J.; BALLANTINE, D. Suitability of New Zealand Rivers for contact recreation – a pilot application of a water quality index to the National Rivers Water Quality Network (NRQWN). **NIWA Technical Report 133**, 2010, p. 19.
- DAVIES-COLLEY, R.J.; SMITH, D.G. Turbidity, suspended sediment and water clarity - a review. **Journal of the american water resources association**, V. 37, N. 5, 2001, p.1085-1101.
- DAVIES-COLLEY, R.J.; VANT, W.N.; SMITH, D.G. **Colour and clarity of natural waters- Science and management of optical water quality**. Blackburn Press, 1993, p.310.
- DAVIES-COLLEY, R.J.; WILCOOK, B. Water quality and chemistry in running waters. In: HARDING, J.S et al.(Orgs). **Freshwaters of New Zealand**. New Zealand Hydrological Society Inc. and New Zealand Limnological Society Inc., New Zealand, 2004, 764p.
- DEPARTMENT OF WATER AFFAIRS AND FORESTRY- DWAF. **South African Water Quality Guidelines, Volume 2: Recreational Use**, 1996. 89p.

- DERISIO, J.C. **Introdução ao controle da poluição ambiental**. 3 ed. São Paulo: Signus Editora, 2007. 191p.
- DIAS, L.E.; GRIFFITH, J.J. Conceituação e caracterização de áreas degradadas. DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, 1988. p. 1-7.
- 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.
- EMBRATUR. **Ecoturismo no Brasil**. Ed. Letras Brasileiras: Brasília/DF, 2002.
- ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.
- EUROPEAN ECONOMIC COMMUNITY (EEC). concerning the quality of bathing water. **Directive 76/160/EEC**. of 8 December 1975. Official Journal of the European Union, 1975.
- EUROPEAN UNION (EU). **DIRECTIVE 2006/7/EC** of 15 February 2006: concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC. Official Journal of the European Union, 2006, 15p.
- FERREIRA FILHO, S.S.; ALVES, R. Técnicas de avaliação de gosto e odor em águas de abastecimento: método analítico, análise sensorial e percepção dos consumidores. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.11, n.4, p.362-370, 2006.
- FERREIRA, L.M.; IDE, C.N. Avaliação comparativa da sensibilidade do IQA-NSF, IQASMITH e IQA-HORTON, aplicados ao rio Miranda, MS. **Anais...XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES, 2001.
- FIGUEIREDO, M. A. et al. Compactação do solo em trilhas de unidades de conservação. **Mercator**. v. 9, n. 19, p. 165 - 174, 2010.
- FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE-FUNASA. **Cianobactérias Tóxicas na Água para consumo Humano na saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano**. Ministério da Saúde, 2003. p.56.
- GEST, H. The discovery of microorganisms revisited. **ASM News**, V.70, n.6, p. 269-274, 2004.
- 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.
- GIOVINAZZO, R. A. Modelo de aplicação da Metodologia Delphi pela internet. Vantagens e Ressalvas. **Administração on Line**, v.2, n.2, 2001.
- GOMEZ, C.L. Lazer e cidade: reflexões. In: BRANDAO, C.A.L. (org). **As cidades da cidade**. Ed. UFMG. 2006, 197p.
- GREAT LAKES WATER INSTITUTE - GLWI. **Sources of E.coli in recreational waters**. University of Wisconsin. Disponível em: <http://www.glwi.freshwater.uwm.edu>. Acesso em: 11/05/2012.

- GRIFFITH, L. J.; LEONARD, S.D. Association of colours with warning signal words. **International Journal of Industrial Ergonomics**, 20: 317-325, 1997.
- HARDINA, C.M.; FUJIOKA R.S. Soil: The environmental source of Escherichia coli and enterococci in Hawaii's streams. **Environmental Toxicology Water Quality**, 6, 185-195, 1991.
- HEALTH CANADA-HC. **Guidelines for Canadian Recreational Water Quality**. Draft - 3 ed. Federal - Provincial-Territorial Committee on Health and the Environment, 2010. 153p.
- HEALTH CANADA-HC. **Guidelines for Canadian recreational water quality**. 2 ed. Ottawa, Ontario.1992, p. 100.
- HELLER.L.; MOLLER,L.M. Saneamento e saúde pública. In: BARROS, R.T.V., CHERNICHARO, C.A.L., VON SPERLING. M. (Eds). **Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios**. DESA-UFMG & FEAM, Belo Horizonte, 1995. PP. 51-61
- HERMES, L.C.; SILVA, A.S. **Avaliação da Qualidade das águas: manual prático**. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2004. 55p.
- HESPANHOL, I. Água e saneamento. In: **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3 ed. São Paulo: Escrituras, 2006. p. 269-324.
- HUDSON, N.; BALLANTINE, D.; GIBBS.; M et al. **Investigation of single indicators for water quality assessment and reporting**. NIWA. Ministry for the Environment, 2011. p. 176.
- INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS - IEF. **Relatório do Meio Biótico - Zoneamento Ecológico da Área de Proteção Ambiental Estadual Cachoeira das Andorinhas, Ouro Preto/Minas Gerais**. Universidade Federal de Viçosa - Departamento de Biologia Animal / Departamento de Biologia Vegetal/ Instituto Estadual de Florestas – MG, 2005.126p.
- INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS-MG. **Monitoramento da qualidade das águas superficiais na sub-bacia do rio das Velhas em 2009**. Belo Horizonte, 2010.206p.
- JACK, S. **Empreender turismo e ecoturismo**. Quality mark: Rio de Janeiro/RJ, 2005.
- JARDIM, B. F. M. **Variação dos parâmetros físicos e químicos das águas superficiais da Bacia do Rio das Velhas-MG e sua associação com as florações de cianobactérias**. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, 2011. 113p.
- JARDIM, F. A. et al. Cyanobacteria blooms in waters of river intake areas in Minas Gerais, Brazil, during the dry season of 2007 Contingency Plants. In: **Anais...9º**. Simpósio Ítalo-brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Florença, Itália. 2008.
- 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.
- KAYO, E.K.; SECURATO, J.R. Método Delphi: fundamentos, críticas e vieses. **Caderno de Pesquisa em Administração**, São Paulo, v. 1, n. 4, p. 51-61, 1997.
- KINKER, S. **Ecoturismo e conservação da natureza em parques nacionais**. Papirus: Campinas/SP, 2002.
- KLOOS, H. et al. Water contact behaviour and schistosomiasis in an upper Egyptian village. **Social Science and Medicine**, 17(9), 545–562, 1983).
- KRIPPENDORF, J. **Sociologia do turismo: para uma nova compreensão do lazer e das viagens**. 3.ed. São Paulo: Aleph, 2003.
- KRISHNASWAMI, S. Health aspects of water quality. **Am. J. Public Health. Assoc**, n.61, p. 2259-2268, 1971.
- LAFARGUE, P. **O direito à preguiça**. São Paulo: Editora UNESP/Hucitec. 1999, 23p.
- LAGE, B.H.G., MILONE, P.C. **Turismo: teoria e prática**. Ed. Atlas, 2000, 376p.
- LANNA, A.E. Gestão dos recursos hídricos. In: TUCCI, C.E.M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2001. p. 727-768.
- 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.
- LINSTONE, H.A.; TUROFF, M. **The Delphi method: techniques and applications**. Massachusetts: Adison-Wesley, 1975. 620p.
- LIPOVETSKY, G. **A felicidade paradoxal: ensaio sobre a sociedade de hiperconsumo**. São Paulo: Cia das Letras, 2007, 402p.
- LOPES, F. W. A.; CARVALHO, A.; MAGALHÃES JR, A.P. Levantamento e avaliação dos impactos ambientais em áreas de uso recreacional das águas na bacia do Alto Rio das Velhas. **Caderno Virtual de Turismo**. Rio de Janeiro, v. 11, n. 2, p.177-190, 2011.
- 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. **Avaliação da qualidade da água e condições de balneabilidade na bacia do Ribeirão de Carrancas-MG**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais, 2007. 97p.
- LOPES, V.C.; LIBÂNIO, M. Proposição de um índice de estações de tratamento de água (IQETA). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, n.4, p.318-328, 2005.
- 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.

- MADIGAN, T. M.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. **Microbiologia de Brock**. 10a edição, São Paulo: Prentice Hall, 2004. 608p.
- MAGALHAES JR, A.P.M.; CORDEIRO NETO, O.M.; NASCIMENTO, N.O. Os indicadores como instrumentos de gestão das águas no atual contexto legal-institucional do Brasil- Resultados de um painel de especialistas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 8, n.4, p. 49-67, 2003.
- 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.
- MASSARA, C.; AMARAL, G.; CALDEIRA, R.; DRUMMOND, S.; ENK, M.; CARVALHO, O. Esquistossomose em área de ecoturismo do Estado de Minas Gerais, Brasil. **Cad. Saúde Pública online**. v.24, n.7, 2008.
- MEDEMA, G. et al. The relationship between health effects in triathletes and microbiological quality of freshwater. **Water Sci Technol** 31:19–26, 1995.
- META 2014. **Documento de compromisso pela revitalização da bacia do rio das velhas: assegurar a volta do peixe e nadar na RMBH em 2014**. Disponível em: <http://meta2014.meioambiente.mg.gov.br/images/pdf/documentometa2014assinado.pdf>. Acesso em: 20/06/2012.
- MEYBECK, M. *et al.* Water quality. In: BARTRAM, J.; BALLANCE, R. (Ed.). **Water quality monitoring - a practical guide to design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes**. London: UNEP/WHO, 1996. p.15-36.
- MEYBECK, M.; HELMER, R. An introduction to water quality. In: CHAPMAN, D. (Ed.). **Water quality assessments - a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. 2.ed. London: UNESCO/WHO/UNEP, 1996. p.19-39.
- MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. DOU, 14/12/2011.
- MINISTÉRIO DA SAÚDE. Sistema de Informações Hospitalares do SUS (SIH/SUS). **Morbidade Hospitalar do SUS por Causas Externas - por local de internação – Brasil.2008-2011**.Disponívelem:<http://www2.datasus.gov.br/DATASUS/index.php>. Acesso em: 16/03/2012.
- MIRANDA, C.M.; CASTILHO, N.A.N.; CARDOSO,V.C. Movimentos sociais e participação popular: luta pela conquista dos direitos sociais. **Revista da Católica**, Uberlândia, v. 1, n. 1, p. 176-185, 2009.
- NAGELS, J.W.; DAVIS-COLEY, R.; SMITH,D.G. A water quality index for contact recreation in New Zealand. **Water Sci.Tec**. v.43, n.5, p 285-292, 2001.
- NATIONAL HEALTH AND MEDICAL RESEARCH COUNCIL (NHMRC). **Guidelines for Managing Risks in Recreational Water**. Autralian Government, 2008. p.214.
- NATIONAL SANITATION FOUNDATION. **Water quality index-WQI**. NSF, 2006. Disponível em: http://www.nsf.org/consumer/earth_day/wqi.asp#calculating. Acesso em: 1/08/2006.

- NATURAL RESOURCE MANAGEMENT MINISTERIAL COUNCIL (NRMMC) Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality- **Chapter 5: Guidelines for Recreational Water Quality and Aesthetic**. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Canberra, 2000, 10p.
- NEW ZEALAND MINISTRY FOR THE ENVIRONMENT (NZME). **Microbiological Water Quality Guidelines for Marine and Freshwater Recreational Areas**. Wellington, New Zealand, 2003, 159p.
- NEW ZEALAND MINISTRY FOR THE ENVIRONMENT (NZME). **New Zealand guidelines for cyanobacteria in recreational fresh waters**. Wellington, New Zealand, 2009, 88p.
- NOBLE, R.T. et al. Comparison of total coliform, fecal coliform, and enterococcus bacterial indicator response for ocean recreational water quality testing. **Water Research**, 37,p. 1637–1643, 2003.
- 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.
- PEDEN, M.; MCGEE, K. The epidemiology of drowning worldwide. **International Journal of Injury Control and Safety Promotion**.v.10, n.4, p.195 – 199, 2003.
- 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.
- PORTO, M.F.A.; BRANCO, S.M.; LUCA, S. J. Caracterização da qualidade da água. In: PORTO, R.L. (Org.). **Hidrologia ambiental**. São Paulo: Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991. p.27-65.
- PROGRAMA NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - PNMA. **Sistema de cálculo da qualidade da água (SCQA). Estabelecimento das Equações do índice de Qualidade das Águas**. SEMAD/PNMAII, 2005, 19p.
- PRÜSS, A. Review of epidemiological studies on health effects from exposure to recreational water. **Journal of Epidemiology**, v.27, p.471-478,1998.
- RADICCHI, A.L.A.; BARBOSA, F. Água, saneamento, saúde e educação. In: BARBOSA, F. (Org). **Ângulos da água: desafios da integração**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2008, p.95-107.
- REBOUÇAS, A.C. Água doce no mundo e no Brasil. 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.1-35.
- REES, G. Recreational waters and health: swimming against the tide. **The environmentalist**. v.19, 35-38 (1999).

- REES, G. et al. Introduction. In: BARTRAM, J.; REES, G. (Ed.). **Monitoring Bathing Waters - a practical guide to design and implementation of assessments and monitoring programs**. London: WHO, 2000. p.9-14.
- ROSEN, G. **Uma historia da saúde pública**. São Paulo: HUCITEC, 1994. (Saúde em Debate, 74) 400 p.
- SALATI, E.; LEMOS, H.M.; SALATI, E. Água e desenvolvimento sustentável. 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.39-63.
- SANCHEZ, L.E. **Avaliação de Impacto Ambiental – Conceitos e Métodos**. 1ª Edição. São Paulo-SP: Oficina de Textos, 2006, 495p.
- 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.
- SEYFRIED, P.L. et al. A prospective study of swimming-related illness: I. Swimming-associated health risk. **Am J Public Health** 75:1068–1070, 1985.
- SILVA, G.A.; SIMÕES, R.A.G. Água na indústria. 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.635-649.
- SMITH, D. G. A better water quality indexing system for rivers and streams. **Wat. Res.**, 24,1237–1244,1990.
- SMITH, D.G et al. Optical characteristics of New Zealand rivers in relation to flow. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 33, p. 301-312, 1997.
- SMITH, D.G. A new form for water quality index for rivers and streams. **Wat. Sci Tech** V. 21, n. 2. p. 123-127, 1989.
- SMITH, D.G.; CROKER, G.F.; McFARLANE, K. Human perception of water appearance. Clarity and colour for bathing and aesthetics. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, Wellington, v.29, p. 29-43,1995.
- SMITH, D.G.; DAVIES-COLLEY, R.J. Perception of water clarity and colour perception in terms of suitability for recreational use. **Journal of Environmental Management**, 36, p.225-235, 1992.
- SMITH, D.G.; DAVIES-COLLEY, R.J. If visual clarity is the issue then why not measure it? **National Water Quality Monitoring Council Annual Conference**, Madison, Wisconsin. p.1-10, 2002.
- SOUZA, M.E.T.A.; LIBANIO, M. Proposta de índice de Qualidade para Água Bruta afluente a estações convencionais de tratamento. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.14, n.4, 2009.
- STEEL, E. A.; NEUHAUSSER, S. Comparison of methods for measuring visual water clarity. **J. of the North American Benthological Society** 21, 326-335, 2002.

- STEVENSON, A.H. Studies of bathing water quality and health. **Am J Public Health**, n. 43, p.529-538, 1953.
- STEWART, I.; et al. Epidemiology of recreational exposure to freshwater cyanobacteria – an international prospective cohort study. **BMC Public Health**, 6(93), p. 1-11, 2006.
- STONE, D.L. et al. Exposure assessment and risk of gastrointestinal illness among surfers. **J. Toxicol. Environ. Health A** 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: 16/03/2012
- TELLES, D.D. Água na agricultura e pecuária. 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.305-337.
- 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). **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 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). **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/near/>>. Acesso em: 16/07/2012.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Turbidity – Water quality standards criteria – a compilation of state/federal criteria**. EPA 440/5-88/013,1988. 20p.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Great lakes beach sanitary survey user manual**. EPA-823-B-06-001,2008. 81p.
- U.S. GEOLOGICAL SURVEY - USGS. **Predicting recreational water quality using turbidity in the Cuyahoga River, Cuyahoga Valley National Park, Ohio, 2004–7**: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2009–5192, 2009,16 p.
- 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.

- 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. Disponível em: <http://www.rivm.nl/en/Library/Scientific/Reports/1997/januari/Health_effects_of_freshwater_bathing_among_primary_school_children_Design_for_a_randomised_exposure_study?sp=cml2bXE9ZmFsc2U7c2VhcmNoYmFzZT00Njc5MDtyaXZtcTlmYWxzZTs=&pagenr=4680> Acesso em: 27/06/2012.
- VAN ASPEREN, I.A. et al. Risk of gastroenteritis among triathletes in relation to faecal pollution of fresh waters. **Int J Epidemiol**. 27:309–315, 1998.
- VASCONCELOS, F.C.S.; IGANCI, J.R.V.; RIBEIRO, G.A. Qualidade microbiológica da água do Rio São Lourenço, São Lourenço do Sul, Rio Grande do Sul. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v.73, n.2, p.177-182, 2006.
- VASHCHENKO, Y. **Caracterização da trilha e o impacto do montanhismo nos Picos Camapuã e Tucum – Campina Grande do Sul – PR**. Dissertação- Faculdade de Ciências Agrárias, UFPR. Curitiba,2006. 106p.
- 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.
- VIGARELLO, G. **O limpo e o sujo**. 2ed. São Paulo: Martins Fontes, 2002. 297p.
- 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). **Guidelines for safe recreational water environments - coastal and fresh waters**. Geneva, Switzerland, 2003. v.1, 253p.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Weekly epidemiological record**. N^o. 9, 2011, 86, 73–80. Disponível em: <http://www.who.int/wer>
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Monitoring Bathing Water: a Practical Guide to the Design and Implementation of Assessments and Monitoring Programs**. London: E & FN Spon, 2000, 311 p.

WORLD TOURISM ORGANIZATION – UNWTO. **Directrices- Ordenación de los Parques Nacionales y Zonas Protegidas para el turismo**, Madrid, OMT, 1995.

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.

APÊNDICES

APÊNDICE 1 – Carta convite enviada aos painelistas da pesquisa Delphi

**INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS/DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA
PESQUISA DE TESE DE DOUTORADO**

Pesquisador

Frederico Wagner de Azevedo Lopes

Doutorando em Geografia e Análise Ambiental/UFMG

Orientação

Antônio Pereira Magalhães Jr

Instituto de Geociências/UFMG

Eduardo Von Sperling

Escola de Engenharia/UFMG

Carta Convite

Prezado pesquisador (a),

Estamos realizando uma pesquisa de opinião sobre parâmetros de qualidade da água que poderiam constituir um índice de balneabilidade. Esta pesquisa faz parte de uma tese de doutorado, em curso no Instituto de Geociências da Universidade Federal de Minas Gerais.

Tendo em vista a elevada qualificação profissional de V.Sa., reconhecida no meio profissional, gostaríamos de contar com vossa valiosa e importante colaboração neste trabalho. Para tanto, solicitamos o preenchimento do questionário, constante no documento.

O desenvolvimento deste índice de avaliação integrada de balneabilidade visa avaliar a possibilidade de se aperfeiçoar a metodologia atualmente adotada, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000, através de um índice que contemple, além de indicadores de riscos à saúde humana, outros parâmetros que influenciam a segurança e qualidade das atividades recreacionais de contato primário com as águas.

Considera-se contato primário, para fins desta pesquisa, o contato direto e prolongado com a água (tais como natação, mergulho, esqui-aquático) no qual é elevada a possibilidade do banhista ingerir água.

A realização desta consulta, baseia-se na metodologia DELPHI, adaptada de Linstone & Turof (1975)¹³, e visa obter o consenso entre especialistas em determinada área do

¹³ LINSTONE, H.A.; TUROF, M. *The Delphi method: techniques and applications*. Massachusetts: Adison-Wesley, 1975. 620p.

conhecimento, mantendo-se o **anonimato** dos participantes, e ainda permite a revisão das opiniões após conhecer os resultados dos demais painelistas.

Esta pesquisa será realizada em duas fases, a saber:

1ª Fase: Identificar as variáveis de qualidade da água que deveriam ser incluídas no índice e atribuir pesos aos parâmetros selecionados.

2ª Fase: Atribuir valores de aptidão para uso recreacional, através do desenvolvimento de curvas, relacionando os valores com classes de aptidão para uso.

Durante ambas as fases, os participantes poderão revisar ou não suas respostas, a partir do envio dos resultados obtidos. Cabe ressaltar, que asseguramos o anonimato durante todo o processo.

Ao término do processo, os participantes receberão um relatório com os resultados finais da pesquisa de opinião.

Solicitamos:

- A gentileza de enviar vossas valiosas e imprescindíveis contribuições desta 1ª fase, até **30 de setembro de 2010**, para o e-mail: fwalopes@gmail.com;
- Caso não haja disponibilidade para participar, favor nos comunicar por *e-mail*;

Agradecemos vossa atenção,

Frederico Wagner de Azevedo Lopes

Doutorando em Geografia e Análise Ambiental/UFMG

Lattes: <http://buscatextual.cnpq.br/buscatextual/visualizacv.jsp?id=K4267901U9>

Informações Gerais

Projeto de tese:

Proposta metodológica para avaliação das condições de balneabilidade em águas doces no Brasil

Pesquisador:

Frederico Wagner de Azevedo Lopes
Doutorando em Geografia e Análise Ambiental/UFMG

Comitê de orientação:

Prof.Dr. Antônio Pereira Magalhães Jr
Instituto de Geociências/UFMG

Prof.Dr. Eduardo Von Sperling
Escola de Engenharia/UFMG

Contato:

Frederico Wagner de Azevedo Lopes
Programa de Pós-Graduação em Geografia – IGC/UFMG
Av. Antônio Carlos, 6627 – Pampulha – Belo Horizonte – MG CEP 31270-901.

Instruções para o preenchimento

O especialista deverá escolher uma das opções apresentadas, marcando um X, para cada parâmetro, a saber:

INCLUIR: O parâmetro influencia as condições de balneabilidade, portanto, deverá compor o índice.

NÃO INCLUIR: O parâmetro não deve ser incluído no índice, pois não apresenta influência sobre as condições de balneabilidade.

INDECISO: Dúvida sobre a inclusão ou exclusão do parâmetro.

PESO: Para os parâmetros assinalados na categoria INCLUIR, o participante deverá atribuir pesos de 1 a 100.

Obs: A listagem apresentada é preliminar, sendo que o participante poderá sugerir a inclusão de novos parâmetros, bem como fazer comentários e observações.

Parâmetros – Índice de balneabilidade

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Parâmetro	Incluir	Excluir	Indeciso	Peso
Coliformes termotolerantes				
Coliformes totais				
<i>Escherichia coli</i>				
<i>Entamoeba histolitica</i>				
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>				
<i>Salmonellasp.</i>				
<i>Shiguella ssp.</i>				
<i>Vibrio cholerae</i>				
<i>Leptospira ssp.</i>				
<i>Giardia ssp</i>				
<i>Cryptosporidium sp.</i>				
Colifagos				
Enterovírus				
<i>Ancystostoma sp.</i>				
<i>Ascaris sp.</i>				
<i>Taenia sp.</i>				
<i>Schistossoma sp.</i>				
Clorofila α				
Densidade de cianobactérias				
Cilindropermopsina				
Saxitoxinas				
Microcistinas				
Temperatura				
Óleos e graxas				
Cor				
pH				
Turbidez				
Transparência (disco de Secchi)				
Condutividade				
Sólidos dissolvidos totais				
Oxigênio dissolvido				
Demanda Bioquímica de oxigênio (DBO ₅)				
Fósforo total				
Fósforo solúvel				
Nitrogênio total				
Nitrato				
Nitrogênio amoniacal total				
Arsênio				
Cromo				
Zinco				
Mercúrio				
Chumbo				
Cádmio				

Comentários gerais e/ou sugestão de novos parâmetros:

APÊNDICE 2 – Formulário de retorno da 1ª rodada da pesquisa e 2ª rodada do painel Delphi.

**INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS/DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA
PESQUISA DE TESE DE DOUTORADO**

Pesquisador

Frederico Wagner de Azevedo Lopes

Doutorando em Geografia e Análise Ambiental/UFMG

Orientação

Antônio Pereira Magalhães Jr

Instituto de Geociências/UFMG

Eduardo Von Sperling

Escola de Engenharia/UFMG

Carta Convite e Questionário

Prezado Sr.(a),

Este questionário tem por objetivo promover o *feedback* das respostas obtidas ao término da primeira rodada desta pesquisa, de forma a permitir a reavaliação das opiniões, bem como conhecer a do restante do grupo participante. Ao término do processo, os participantes receberão um relatório com os resultados finais da pesquisa de opinião.

É importante ressaltar que o desenvolvimento deste índice de avaliação integrada de balneabilidade visa avaliar a possibilidade de se aperfeiçoar a metodologia atualmente adotada, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000, através de um índice que contemple, além de indicadores de riscos à saúde humana, outros parâmetros que influenciam a segurança e qualidade das atividades recreacionais de contato primário com as águas.

Para a padronização da distribuição dos pesos e possibilitar inferências estatísticas, foi calculado o peso de cada parâmetro em relação a 100 pontos, ou seja, o total de pontos atribuídos pelo participante no primeiro questionário foi totalizado em 100. Novamente neste segundo questionário, o participante é incentivado a atribuir novos pesos (1 a 100), sem se preocupar com a totalização deste valor.

Agradecemos e esperamos novamente contar com vossa valerosa contribuição,

Frederico Wagner de Azevedo Lopes

Doutorando em Geografia e Análise Ambiental/UFMG

Lattes: <http://buscatextual.cnpq.br/buscatextual/visualizacv.jsp?id=K4267901U9>

Programa de Pós-Graduação em Geografia – IGC/UFMG

Av. Antônio Carlos, 6627 – Pampulha – Belo Horizonte – MG CEP 31270-901.

Instruções para o preenchimento

1. O especialista poderá reavaliar o peso de cada parâmetro incluído, e escolher os 6 parâmetros mais relevantes para compor um índice de balneabilidade para águas doces no Brasil, dentre os parâmetros apresentados na Tabela 1.
 - *Porcentagem de inclusão dos parâmetros pelos participantes do painel Delphi;*
 - *Médias dos pesos atribuídos no 1º questionário pelos participantes;*
 - *Medianas dos pesos atribuídos no 1º questionário pelos participantes;*
 - *Peso atribuído pelo participante no 1º questionário enviado;*
 - *Novo peso - Q2 (O participante poderá rever sua pontuação com base nos dados apresentados do grupo);*
2. Na Tabela 2 estão listados os parâmetros que foram sugeridos pelos participantes além dos previamente enviados.
 - *Caso acredite ser pertinente sua inclusão, o participante poderá recomendá-los atribuindo peso aos mesmos;*
3. Por fim, será solicitado na Tabela 3, a escolha dos considerados pelo responde, como os mais relevantes para a avaliação de condições de balneabilidade em águas doces.
 - *Escolha dos 6 parâmetros mais relevantes e seus respectivos pesos (Tabela 3).*

Tabela 1. Parâmetros – Índice de balneabilidade

Parâmetro (Ordenados por % de inclusão)	% de inclusão	Média-pesos	Mediana-pesos	Peso (Q1)*	Peso (Q2)- 1 a 100
<i>Escherichia coli</i>	100,0	13,6	12,5		
Óleos e graxas	77,8	6,6	5,0		
pH	77,8	8,5	10,1		
Densidade de cianobactérias	66,6	8,1	8,9		
Coliformes termotolerantes	55,6	15,0	15,6		
Temperatura	55,6	3,7	4,0		
Turbidez	55,6	3,7	4,0		
Oxigênio dissolvido	55,6	3,5	3,5		
Nitrogênio amoniacal total	55,6	7,6	6,2		
Cromo	55,6	6,4	5,2		
Mercúrio	55,6	6,2	4,6		
Condutividade	50,0	6,3	5,2		
Demanda Bioquímica de oxigênio (DBO ₅)	44,4	5,2	4,2		
Arsênio	44,4	4,2	4,1		
Chumbo	44,4	3,8	4,0		
Cádmio	44,4	4,9	4,0		
<i>Schistosoma</i> sp.	38,9	8,9	9,7		
Clorofila <i>a</i>	38,9	3,4	3,3		
Nitrato	38,9	9,4	8,1		
<i>Leptospira</i> sp.	33,3	5,9	5,3		
<i>Cryptosporidium</i> sp.	33,3	5,0	4,8		
Microcistinas	33,3	7,9	8,7		
Zinco	33,3	4,3	4,2		
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	27,8	5,7	5,7		
<i>Vibrio cholerae</i>	27,8	4,7	4,8		
<i>Giardia</i> ssp	27,8	5,7	5,7		
Enterovírus	27,8	3,8	4,0		
Sólidos dissolvidos totais	27,8	4,9	4,5		
Coliformes totais	22,2	4,8	4,8		
<i>Entamoeba histolitica</i>	22,2	11,3	11,3		
Cilindrospermopsina	22,2	5,1	3,6		
Saxitoxinas	22,2	5,6	5,6		
Cor verdadeira	22,2	3,9	4,7		
Transparência (disco de Secchi)	22,2	6,6	6,6		
Fósforo total	22,2	6,7	8,3		
<i>Salmonellasp.</i>	16,7	5,9	4,5		
<i>Shiguella</i> sp.	16,7	2,6	2,6		
Colifagos	16,7	3,8	3,8		
Fósforo solúvel	16,7	5,6	5,6		
Nitrogênio total	16,7	4,6	4,6		
<i>Ancyclostoma</i> sp.	11,1	6,0	6,0		
<i>Ascaris</i> sp.	5,6	NR	NR		
<i>Taenia</i> sp.	5,6	NR	NR		

- * Peso atribuído pelo respondente no 1 questionário;
- NR- Parâmetros selecionados, mas não foram atribuídos pesos pelo(s) respondente(s).

Tabela 2. Novos parâmetros sugeridos pelos participantes

Parâmetro	% de inclusão	Média-Peso*	Mediana-Peso*	Peso (Q1)	Peso (Q2)
<i>Enterococcus</i>	27,8	65	65		
Alcalinidade	5,6	80	80		
Caramujos vetores (ex. <i>Biomphalaria</i>)	5,6	100	100		
<i>Ascaris lumbricoides</i>	5,6	NR	NR		

- * Média/Mediana de peso atribuída pelos respondentes que sugeriram este parâmetro no 1º questionário;
- NR- Parâmetros selecionados, mas não foram atribuídos pesos pelo(s) respondente(s).

Tabela 3. Indicação dos 6 parâmetros considerados pelo responde, como os mais relevantes para a avaliação de condições de balneabilidade em águas doces.

Parâmetro	Peso (1 a 100)

Comentários gerais /Sugestões:

APÊNDICE 3 – Dados do monitoramento IGAM e resultados do cálculo do Índice de Condições de Balneabilidade –ICB para o Alto Rio das Velhas entre 2009 e 2011.

Apêndice 3.1- Dados do monitoramento IGAM e resultados do cálculo do Índice de Condições de Baneabilidade – ICB para o Alto Rio das Velhas em 2009.

Estação	Data de Amostragem CETEC	Coliformes termotolerantes	ICB C.termo	Densidade de cianobactérias	ICB D. Ciano	pH	ICB pH	Turbidez	ICB Turbidez	Variável(eis) Limitante(s)	Classe	IQA-IGAM
BV013	14/01/2009	11000	1	0.0	100	6.70	83.9	68.4	9.2	Coliformes	Muito ruim	55.50
BV013	17/02/2009	2200	20.9	23.1	96.7	6.90	90.1	54.7	15.9	Turbidez	Muito ruim	64.70
BV013	17/03/2009	7000	1	24.6	96.7	6.80	87.2	67.7	9.5	Coliformes	Muito ruim	58.80
BV013	8/04/2009	1700	31.3	112.0	96.1	6.70	83.9	105.0	1	Turbidez	Muito ruim	54.90
BV013	19/05/2009	220	86.9	4.4	96.8	6.80	87.2	7.8	58.2	Turbidez	Satisfatória	77.60
BV013	17/06/2009	220	86.9	0.0	100	6.90	90.1	4.7	72.3	Turbidez	Muito boa	77.50
BV013	7/07/2009	80	95.7	0.0	100	6.80	87.2	6.7	63	Turbidez	Satisfatória	80.40
BV013	18/08/2009	110	93.4	6.6	96.8	7.10	94.6	3.3	80.2	Turbidez	Excelente	80.20
BV013	16/09/2009	1300	39.6	0.0	100	7.00	92.6	116.0	1	Turbidez	Muito ruim	56.40
BV013	30/09/2009	8000	1	22.4	96.7	6.80	87.2	263.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	48.90
BV013	10/11/2009	90000	1	89.6	96.3	6.50	75.8	1406.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	36.40
BV013	8/12/2009	14000	1	44.8	96.6	7.50	98.2	521.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	45.00
Média			38.31		97.73		88.17		26.11			61.36
BV037	15/01/2009	17000	1	61.6	96.4	6.90	90.1	268.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	45.40
BV037	17/02/2009	30000	1	23.1	96.7	6.90	90.1	115.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	40.20
BV037	17/03/2009	30000	1	138.6	96	6.50	75.8	1328.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	50.60
BV037	13/04/2009	7000	1	33.6	96.6	6.90	90.1	120.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	66.80
BV037	19/05/2009	2300	18.8	0.0	100	6.80	87.2	24.9	36.5	Coliformes	Muito ruim	60.50
BV037	17/06/2009	14000	1	67.2	96.4	7.10	94.6	15.4	44.9	Coliformes	Muito ruim	57.20
BV037	8/07/2009	30000	1	33.6	96	6.70	83.9	15.4	44.9	Coliformes	Muito ruim	62.70
BV037	18/08/2009	8000	1	78.4	96.3	7.10	94.6	17.6	42.8	Coliformes	Muito ruim	58.10
BV037	16/09/2009	8000	1	89.6	96.3	7.10	94.6	81.6	4.6	Coliformes	Muito ruim	64.90
BV037	1/10/2009	30	99.5	89.6	96.3	6.70	83.9	102.0	1	Turbidez	Muito ruim	43.30
BV037	10/11/2009	5000	1	56.0	96.5	6.50	75.8	1928.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	50.20
BV037	8/12/2009	2800	1	22.4	96.7	7.50	98.2	690.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	62.30
Média			10.69		96.68		88.24		15.06			55.18
BV063	19/01/2009	160000	1	38.5	96.6	6.70	83.9	539.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	36.10
BV063	17/02/2009	14000	1	23.1	96.7	6.90	90.1	132.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	38.70
BV063	17/03/2009	160000	1	138.6	96	6.60	80	1246.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	60.70
BV063	15/04/2009	160000	1	15.4	96.7	6.90	90.1	390.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	64.10
BV063	19/05/2009	8000	1	11.0	96.8	6.60	80	23.7	37.5	Coliformes	Muito ruim	64.00
BV063	17/06/2009	5000	1	56.0	96.5	7.20	96.2	13.8	46.4	Coliformes	Muito ruim	60.30
BV063	13/07/2009	5000	1	15.4	96.7	7.20	96.2	21.0	39.8	Coliformes	Muito ruim	62.60

Estação	Data de Amostragem CETEC	Coliformes termotolerantes	ICB C.termo	Densidade de cianobactérias	ICB D. Ciano	pH	ICB pH	Turbidez	ICB Turbidez	Variável(eis) Limitante(s)	Classe	IQA-IGAM
BV063	18/08/2009	8000	1	44.8	96.6	7.00	92.6	21.0	39.8	Coliformes	Muito ruim	46.40
BV063	16/09/2009	2800	1	33.6	96	7.00	92.6	66.9	9.9	Coliformes	Muito ruim	38.50
BV063	5/10/2009	22000	1	44.8	96.6	6.60	80	120.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	45.50
BV063	10/11/2009	160000	1	28.0	96.7	6.50	75.8	250.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	47.00
BV063	8/12/2009	13000	1	44.8	96.6	7.30	97.3	1198.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	42.70
Média			1.00		96.54		87.90		15.03			50.55
BV067	19/01/2009	160000	1	92.4	96.3	6.60	80	402.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	37.20
BV067	18/02/2009	50000	1	23.1	96.7	6.90	90.1	147.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	59.60
BV067	18/03/2009	160000	1	138.6	96	6.80	87.2	3720.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	56.90
BV067	15/04/2009	160000	1	134.4	96	6.60	80	636.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	70.20
BV067	20/05/2009	11000	1	0.0	100	6.60	80	26.4	35.2	Coliformes	Muito ruim	51.70
BV067	18/06/2009	30000	1	56.0	96.5	7.00	92.6	17.4	43	Coliformes	Muito ruim	66.60
BV067	13/07/2009	1300	1	6.6	96.8	7.00	92.6	16.7	43.7	Coliformes	Muito ruim	47.20
BV067	19/08/2009	160000	1	24.2	96.7	6.80	87.2	17.3	43.1	Coliformes	Muito ruim	39.10
BV067	17/09/2009	1400	1	0.0	100	7.10	94.6	46.2	20.9	Coliformes	Muito ruim	47.00
BV067	5/10/2009	13000	1	78.4	96.3	6.70	83.9	153.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	46.50
BV067	11/11/2009	90000	1	33.6	96	6.60	80	1038.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	43.00
BV067	9/12/2009	7000	1	0.0	100	7.30	97.3	892.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	56.20
Média			1.00		97.28		87.13		16.08			51.77
BV139	16/01/2009	5000	1	15.4	96.7	6.50	75.8	286.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	60.70
BV139	17/02/2009	13000	1	15.4	96.7	6.80	87.2	95.2	1.5	Coliformes	Muito ruim	55.40
BV139	17/03/2009	50000	1	30.8	96.6	6.50	75.8	483.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	57.20
BV139	14/04/2009	200	90	56.0	96.5	6.60	80	25.4	36.1	Turbidez	Imprópria	61.80
BV139	19/05/2009	11000	1	44.8	96.6	6.70	83.9	22.1	38.9	Coliformes	Muito ruim	59.60
BV139	17/06/2009	90000	1	67.2	96.4	7.10	94.6	10.8	49.2	Coliformes	Muito ruim	74.40
BV139	9/07/2009	22000	1	78.4	96.3	6.80	87.2	18.1	42.4	Coliformes	Muito ruim	41.80
BV139	18/08/2009	11000	1	4.4	96.8	7.10	94.6	12.1	48	Coliformes	Muito ruim	47.10
BV139	16/09/2009	8000	1	0.0	100	7.00	92.6	52.7	17	Coliformes	Muito ruim	59.60
BV139	2/10/2009	350	76.8	6.6	96.8	6.70	83.9	10.8	49.2	Turbidez	Imprópria	52.00
BV139	10/11/2009	24000	1	44.8	96.6	6.30	65.9	373.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	53.50
BV139	8/12/2009	8000	1	67.2	96.4	7.20	96.2	896.0	1	Col e Turbidez	Muito ruim	67.00
Média			14.73		96.87		84.81		23.86			57.51

Fonte: Dados do monitoramento oficial da qualidade das águas superficiais do Estado de Minas Gerais- Projeto Águas de Minas-IGAM

Apêndice 3.2- Dados do monitoramento IGAM e resultados do cálculo do Índice de Condições de Baneabilidade –ICB para o Alto Rio das Velhas em 2010.

Estação	Data de Amostragem CETEC	Coliformes termotolerantes	Índice C.termo	Densidade de cianobactérias	Índice D. Ciano	pH	Índice pH	Turbidez	Índice Turbidez	Variável(eis) Limitante(s)	Classe	IQA-IGAM
BV013	12/01/2010	700	56.7	33.60	96.6	7.20	96.2	97.60	1.2	Turbidez	Muito ruim	64.20
BV013	18/02/2010	160000	1	44.80	96.55	7.30	97.3	52.80	16.9	Coliformes	Muito ruim	50.50
BV013	10/03/2010	2200	20.9	4.40	96.8	7.40	97.9	39.60	25.3	Coliformes	Muito ruim	66.20
BV013	7/04/2010	24000	1	22.40	96.7	6.50	75.8	771.00	1	Col e Turbidez	Muito ruim	45.50
BV013	12/05/2010	13000	1	134.40	95.6	7.20	96.2	30.20	32.2	Coliformes	Muito ruim	58.60
BV013	8/06/2010	22	100	118.80	96.1	7.20	96.2	9.31	52.2	Coliformes	Satisfatória	83.00
BV013	6/07/2010	30	99.5	83.60	96.3	6.20	60.3	3.79	77	pH	Muito Boa	79.50
BV013	10/08/2010	3000	4.3	92.40	96.3	7.50	98.2	5.80	67.3	Coliformes	Muito ruim	68.40
BV013	9/09/2010	30000	1	67.20	96.4	7.60	97.8	149.00	1	Col e Turbidez	Muito ruim	46.40
BV013	6/10/2010	22000	1	462.00	93.4	6.30	65.9	15.90	44.4	Coliformes	Muito ruim	56.10
BV013	10/11/2010	90000	1	33.60	96.6	7.40	97.9	756.00	1	Col e Turbidez	Muito ruim	40.90
BV013	2/12/2010	50000	1	0.00	100	7.00	92.6	225.00	1	Col e Turbidez	Muito ruim	40.00
Média			24.03		96.45		89.36		26.71			58.28
BV037	13/01/2010	7000	1	33.60	96.6	7.40	97.9	31.20	31.4	Coliformes	Muito ruim	48.00
BV037	18/02/2010	160000	1	56.00	96.5	7.30	97.3	86.80	3.2	Coliformes	Muito ruim	55.50
BV037	10/03/2010	14000	1	33.60	96.6	7.40	97.9	81.40	4.6	Coliformes	Muito ruim	50.50
BV037	8/04/2010	3500	1	7.40	96.8	6.60	80	135.00	1	Col e Turbidez	Muito ruim	58.50
BV037	12/05/2010	17000	1	134.40	95.6	7.40	97.9	29.60	32.7	Coliformes	Muito ruim	82.00
BV037	8/06/2010	50	97.9	52.80	96.5	7.30	97.3	9.07	53.1	Turbidez	Própria	57.10
BV037	7/07/2010	24000	1	70.40	96.4	6.40	71	5.99	66.3	Coliformes	Muito ruim	64.00
BV037	10/08/2010	7000	1	74.80	96.4	7.40	97.9	5.91	66.7	Coliformes	Muito ruim	53.40
BV037	9/09/2010	160000	1	89.60	96.3	7.40	97.9	10.50	49.3	Coliformes	Muito ruim	54.00
BV037	7/10/2010	50000	1	107.52	96.2	6.40	71	11.30	48.7	Coliformes	Muito ruim	43.90
BV037	10/11/2010	14000	1	67.20	96.4	7.10	94.6	878.00	1	Col e Turbidez	Muito ruim	42.10
BV037	2/12/2010	90000	1	44.80	96.55	7.30	97.3	142.00	1	Col e Turbidez	Muito ruim	42.80
Média			9.08		96.40		91.50		29.92			54.32
BV063	18/01/2010	22000	1	67.20	96.4	7.40	97.9	115.00	1	Col e Turbidez	Muito ruim	51.90
BV063	12/05/2010	2200	20.9	134.40	95.6	7.30	97.3	41.50	24	Coliformes	Muito ruim	55.10
BV063	8/06/2010	1700	31.3	168.00	95.8	7.30	97.3	124.00	1	Turbidez	Muito ruim	57.10
BV063	12/07/2010	30000	1	28.60	96.7	6.50	75.8	7.79	58.2	Coliformes	Muito ruim	52.20
BV063	10/08/2010	22000	1	30.80	96.4	7.40	97.9	10.00	50	Coliformes	Muito ruim	56.30

Estação	Data de Amostragem CETEC	Coliformes termotolerantes	Índice C.termo	Densidade de cianobactérias	Índice D. Ciano	pH	Índice pH	Turbidez	Índice Turbidez	Variável(eis) Limitante(s)	Classe	IQA-IGAM
BV063	9/09/2010	160000	1	44.88	96.55	7.30	97.3	9.30	52.3	Coliformes	Muito Ruim	39.70
BV063	11/10/2010	13000	1	33.60	96.6	6.50	75.8	33.70	29.5	Coliformes	Muito Ruim	41.50
BV063	10/11/2010	160000	1	403.20	94.3	7.30	97.3	1092.00	1	Col e Turbidez	Muito Ruim	41.60
BV063	2/12/2010	160000	1	112.00	96.1	7.30	97.3	102.00	1	Col e Turbidez	Muito Ruim	69.40
Média			5.18		96.16		92.38		18.57			52.40
BV067	18/01/2010	24000	1	33.60	96.6	7.30	97.3	116.00	1	Col e Turbidez	Muito Ruim	49.30
BV067	19/02/2010	90000	1	67.20	96.4	7.50	98.2	157.00	1	Col e Turbidez	Muito Ruim	50.30
BV067	11/03/2010	13000	1	56.00	96.5	7.30	97.3	66.20	10.2	Coliformes	Muito Ruim	59.30
BV067	12/04/2010	7000	1	0.00	100	6.60	80	128.00	1	Col e Turbidez	Muito Ruim	57.90
BV067	13/05/2010	160000	1	134.40	95.6	7.50	98.2	49.70	18.7	Coliformes	Muito Ruim	57.20
BV067	9/06/2010	13000	1	33.00	96.6	7.50	98.2	22.20	38.8	Coliformes	Muito Ruim	55.80
BV067	12/07/2010	17000	1	168.00	95.8	6.50	75.8	7.26	60.5	Coliformes	Muito Ruim	54.30
BV067	11/08/2010	30000	1	24.20	96.7	7.60	97.8	7.26	60.5	Coliformes	Muito Ruim	39.10
BV067	10/09/2010	22000	1	61.60	96.5	7.60	97.8	21.70	39.2	Coliformes	Muito Ruim	41.30
BV067	11/10/2010	24000	1	89.60	96.3	6.50	75.8	31.20	31.4	Coliformes	Muito Ruim	38.70
BV067	11/11/2010	90000	1	44.80	96.55	7.10	94.6	1606.00	1	Col e Turbidez	Muito Ruim	49.70
BV067	3/12/2010	160000	1	8.80	96.8	7.10	94.6	102.00	1	Col e Turbidez	Muito Ruim	46.90
Média			1.00		96.70		92.13		22.03			49.98
BV139	14/01/2010	11000	1.00	0	100	7.2	96.20	34.8	28.7	Coliformes	Muito Ruim	58.4
BV139	18/02/2010	28000	1.00	22.4	96.7	7.3	97.30	89.1	2.66	Coliformes	Muito Ruim	84.1
BV139	10/03/2010	22000	1.00	8.8	96.8	7.2	96.20	74.5	6.88	Coliformes	Muito Ruim	53.6
BV139	9/04/2010	1100	43.80	22.4	96.7	6.6	80.00	37.3	26.8	Turbidez	Imprópria	60.3
BV139	12/05/2010	17000	1.00	112	96.1	7.3	97.30	27.8	34.1	Coliformes	Muito Ruim	57.1
BV139	8/06/2010	23	100.00	41.8	96.6	7.3	97.30	6.73	62.9	Turbidez	Satisfatória	44.6
BV139	8/07/2010	90000	1.00	44	96.6	6.3	65.90	4.72	72.7	Coliformes	Muito Ruim	39.8
BV139	10/08/2010	17000	1.00	189.2	95.7	7.4	97.90	6.74	62.8	Coliformes	Muito Ruim	42.5
BV139	9/09/2010	30000	1.00	26.4	96.7	7.4	97.90	6.47	64	Coliformes	Muito Ruim	50.8
BV139	8/10/2010	160000	1.00	89.6	96.3	6.2	60.30	95.1	1.5	Coliformes	Muito Ruim	52.2
BV139	10/11/2010	50000	1.00	11.2	96.8	7.1	94.60	592	1	Col e Turbidez	Muito Ruim	50.8
BV139	2/12/2010	160000	1.00	67.2	96.4	7.2	96.20	104	1	Col e Turbidez	Muito Ruim	62
Média			12.82		96.78		89.76		30.42			54.68

Fonte: Dados do monitoramento oficial da qualidade das águas superficiais do Estado de Minas Gerais- Projeto Águas de Minas-IGAM.

Apêndice 3.3- Dados do monitoramento IGAM e resultados do cálculo do Índice de Condições de Baneabilidade –ICB para o Alto Rio das Velhas em 2011.

Estação	Data de Amostragem CETEC	Coliformes termotolerantes	ICB C.termo	Densidade de cianobactérias	ICB D. Ciano	pH	ICB pH	Turbidez	ICB Turbidez	Variável(eis) Limitante(s)	Classe	IQA-IGAM
BV013	18/01/2011	5000	1	112.0	96.1	7.3	97.3	88.2	2.86	Coliformes	Muito Ruim	57.50
BV013	23/02/2011	17000	1	147.4	95.9	7.2	96.2	12.7	47.4	Coliformes	Muito Ruim	60.00
BV013	10/03/2011	1700	31.3	112.0	96.1	7.0	96.2	76.0	6.35	Turbidez	Muito Ruim	62.90
BV013	6/04/2011	90000	1	22.4	96.7	6.8	87.2	185.0	1	Coli e Turbidez	Muito Ruim	42.70
BV013	10/05/2011	1700	31.3	330.0	94.8	7.1	94.6	6.1	65.8	Coliformes	Imprópria	69.00
BV013	8/06/2011	3000	4.3	22.4	96.7	7.2	96.2	4.4	74.37	Coliformes	Muito Ruim	68.30
BV013	6/07/2011	280	81.4	22.4	96.7	6.0	50	3.5	79.3	pH	Satisfatória	71.40
BV013	9/08/2011	800	50	22.4	96.7	7.2	96.2	3.3	80.4	Coliformes	Satisfatória	73.10
BV013	5/09/2011	300	80.1	0.0	100	6.5	70	3.4	79.85	pH	Muito Boa	74.20
BV013	4/10/2011	2200	20.9	0.0	100	6.1	54.3	6.8	62.56	Coliformes	Muito Ruim	64.90
BV013	8/11/2011	1100	43.8	0.0	100	6.6	80	31.3	31.3	Turbidez	Imprópria	67.30
BV013	5/12/2011	30000	1	4.4	96.8	6.6	80	37.7	26.6	Coliformes	Muito Ruim	53.70
Média			28.93		97.21		83.18		46.48			63.75
BV037	19/01/2011	30000	1	0.0	100	7.3	97.3	647.0	1	Col e Turbidez	Muito Ruim	53.10
BV037	23/02/2011	160000	1	105.6	96.2	7.4	97.9	20.7	40	Coliformes	Muito Ruim	52.10
BV037	10/03/2011	2800	8.4	33.6	96.6	7.1	94.6	152.0	1	Turbidez	Muito Ruim	53.00
BV037	7/04/2011	17000	1	56.0	96.5	6.9	90.1	98.1	1.04	Coliformes	Muito Ruim	59.60
BV037	10/05/2011	17000	1	39.6	96.6	7.4	97.9	9.2	52.65	Coliformes	Muito Ruim	53.00
BV037	8/06/2011	160000	1	0.0	100	7.4	97.9	9.3	52.3	Coliformes	Muito Ruim	57.80
BV037	7/07/2011	17000	1	89.6	96.3	6.2	60.3	6.5	63.9	Coliformes	Muito Ruim	52.30
BV037	9/08/2011	30000	1	89.6	96.3	7.4	100	4.4	74.37	Coliformes	Muito Ruim	62.50
BV037	5/09/2011	7000	1	0.0	100	7.1	94.6	6.2	65.3	Coliformes	Muito Ruim	59.20
BV037	6/10/2011	11000	1	0.0	100	6.2	60.3	8.3	56.15	Coliformes	Muito Ruim	59.60
BV037	8/11/2011	17000	1	78.4	96.3	7.1	94.6	7.3	60.3	Coliformes	Muito Ruim	39.90
BV037	5/12/2011	90000	1	0.0	100	6.5	70	2210.0	1	Col e turbidez	Muito Ruim	54.90
Média			1.62		97.90		87.96		39.08			54.75
BV063	17/01/2011	30000	1	0.0	100	6.6	80	910.0	1	Col e turbidez	Muito Ruim	41.20
BV063	23/02/2011	900	47.9	39.6	96.6	7.3	97.3	19.8	40.9	Turbidez	Imprópria	42.10
BV063	10/03/2011	35000	1	33.6	96.6	7.0	96.2	297.0	1	Col e turbidez	Muito Ruim	57.00

Estação	Data de Amostragem CETEC	Coliformes termotolerantes	ICB C.termo	Densidade de cianobactérias	ICB D. Ciano	pH	ICB pH	Turbidez	ICB Turbidez	Variável(eis) Limitante(s)	Classe	IQA-IGAM
BV063	4/04/2011	50000	1	22.4	96.7	6.5	70	105.0	1	Col e turbidez	Muito Ruim	38.80
BV063	10/05/2011	30000	1	15.4	96.7	7.4	97.9	11.4	48.6	Coliformes	Muito Ruim	58.10
BV063	8/06/2011	90000	1	123.2	96	7.0	96.2	315.0	1	Col e turbidez	Muito Ruim	60.20
BV063	11/07/2011	13000	1	67.2	67.4	6.2	60.3	6.8	62.56	Coliformes	Muito Ruim	59.30
BV063	9/08/2011	5000	1	44.8	96.55	7.0	96.2	36.8	26.52	Coliformes	Muito Ruim	59.40
BV063	5/09/2011	14000	1	56.0	96.5	7.5	98.2	7.9	57.8	Coliformes	Muito Ruim	56.30
BV063	10/10/2011	8000	1	33.6	96.6	6.3	65.9	8.3	56.15	Coliformes	Muito Ruim	44.90
BV063	8/11/2011	24000	1	0.0	100	7.3	97.3	12.2	47.9	Coliformes	Muito Ruim	42.70
BV063	5/12/2011	90000	1	67.2	96.4	5.9	48.7	92.6	1.9	Coliformes	Muito Ruim	40.70
Média			4.91		94.67		83.68		28.86			50.06
BV067	17/01/2011	90000	1	0.0	100	6.8	87.2	946.0	1	Col e Turbidez	Muito Ruim	49.30
BV067	24/02/2011	160000	1	96.8	96.2	7.1	94.6	8.2	56.6	Coliformes	Muito Ruim	59.70
BV067	11/03/2011	2800	8.4	56.0	96.5	6.9	90.1	338.0	1	Turbidez	Muito Ruim	65.30
BV067	4/04/2011	24000	1	11.2	96.8	6.3	65.9	93.0	1.9	Coliformes	Muito Ruim	72.40
BV067	11/05/2011	13000	1	41.4	96.6	7.5	98.2	8.3	56.15	Coliformes	Muito Ruim	62.80
BV067	9/06/2011	2800	1	123.2	96	7.3	97.3	19.1	41.5	Coliformes	Muito Ruim	63.50
BV067	11/07/2011	800	50	44.8	96.55	6.8	87.2	5.2	70.2	Coliformes	Satisfatória	69.60
BV067	10/08/2011	7000	1	44.8	96.55	7.3	97.3	6.3	64.9	Coliformes	Muito Ruim	62.60
BV067	6/09/2011	8000	1	0.0	100	7.3	97.3	3.1	81.6	Coliformes	Muito Ruim	38.00
BV067	10/10/2011	700	56.7	0.0	100	6.2	60.3	4.3	74.9	Coliformes	Satisfatória	45.00
BV067	9/11/2011	8000	1	0.0	100	6.7	83.8	6.7	63	Coliformes	Muito Ruim	39.00
BV067	6/12/2011	24000	1	44.8	96.55	5.8	47.5	446.0	1	Col e Turbidez	Muito Ruim	41.10
Média			10.34		97.65		83.89		42.81			55.69
BV139	20/01/2011	30000	1	44.8	96.55	7.1	94.6	87.6	3	Coliformes	Muito Ruim	54.70
BV139	23/02/2011	160000	1	52.8	96.5	7.1	94.6	23.2	37.9	Coliformes	Muito Ruim	56.80
BV139	10/03/2011	3500	1	4.4	96.8	6.9	90.1	155.0	1	Coli e Turbidez	Muito Ruim	56.50
BV139	8/04/2011	1700	31.3	11.2	96.8	6.7	83.8	71.4	8	Turbidez	Muito Ruim	67.00
BV139	10/05/2011	90000	1	26.4	96.7	7.3	97.3	9.6	51.2	Coliformes	Muito Ruim	73.50
BV139	8/06/2011	35000	1	100.8	96.2	7.3	97.3	9.7	50.8	Coliformes	Muito Ruim	58.80
BV139	8/07/2011	24000	1	145.6	95.9	6.4	71	9.1	53	Coliformes	Muito Ruim	79.10
BV139	9/08/2011	3000	4.3	44.8	96.55	7.3	97.3	6.1	65.8	Coliformes	Muito Ruim	42.50
BV139	5/09/2011	800	50	0.0	100	7.6	97.8	2.9	82.7	Coliformes	Satisfatória	58.10
BV139	7/10/2011	13000	1	0.0	100	6.1	54.2	3.6	78.2	Coliformes	Muito ruim	42.90
BV139	8/11/2011	130	92	0.0	100	7.3	97.3	7.3	60.34	Turbidez	Satisfatória	47.90
BV139	5/12/2011	17000	1	0.0	100	6.2	60.3	515.0	1	Coli e Turbidez	Muito Ruim	38.10
Média			15.47		97.67		86.30		41.08			56.33

Fonte: Dados do monitoramento oficial da qualidade das águas superficiais do Estado de Minas Gerais- Projeto Águas de Minas-IGAM.

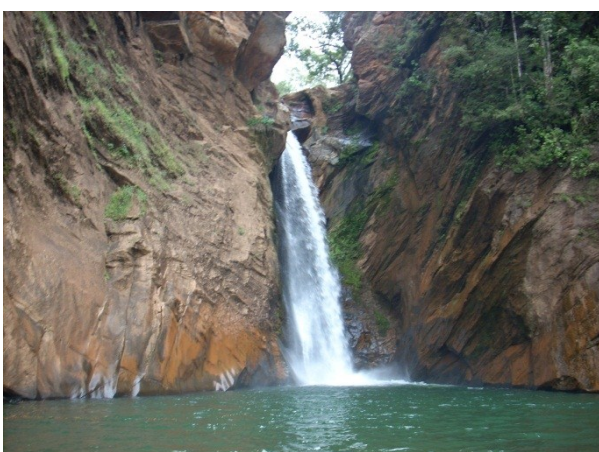
APÊNDICE 4 – Balneários avaliados na bacia do Alto Rio das Velhas.



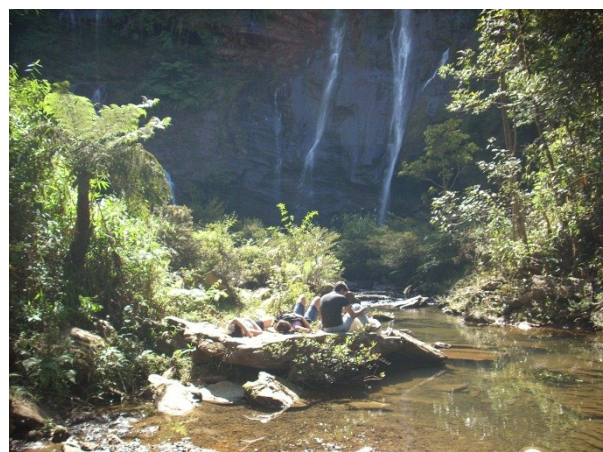
Barragem- Ribeirão da Prata -
Raposos/MG.



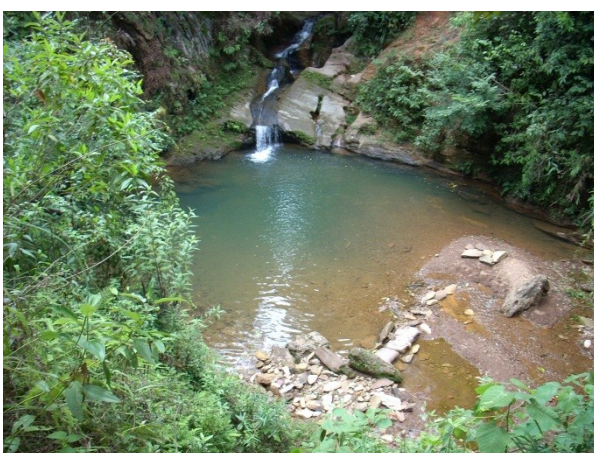
Cachoeira SAMSA - Rio Acima/MG.



Cachoeira de Santo Antônio - Caeté/MG.



Cachoeira do Índio - Rio Acima/MG.



Poço Azulão/Cascata Zumbi/Poço Azul -
Honório Bicalho - Nova Lima/MG.



Cachoeira do Índio (Queda d' água) - Rio
Acima/MG.



Cachoeira Chica Dona - Itabirito/MG.



Cachoeira das Andorinhas (Vista superior) -
Ouro Preto/MG.



Cachoeira Carrancas - Itabirito/MG.



Cachoeira de Macacos - Nova
Lima/MG.



Cachoeira das Andorinhas (Poço)- Ouro
Preto/MG.