



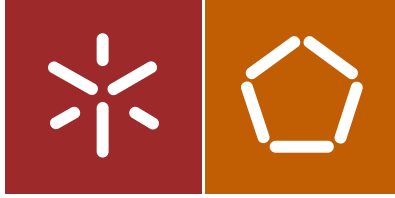
Filipe Miguel Rodrigues

Análise do risco da presença de  
trihalometanos em água para  
consumo humano, no distrito de Braga

Universidade do Minho  
Escola de Engenharia







Universidade do Minho  
Escola de Engenharia

Filipe Miguel Rodrigues

Análise do risco da presença de  
trihalometanos em água para  
consumo humano, no distrito de Braga

Dissertação de Mestrado  
Ciclo de Estudos Integrados Conducentes ao  
Grau de Mestre em Engenharia Civil

Trabalho efetuado sob a orientação do  
Professor Doutor António Armando de Lima Sampaio  
Duarte

## Declaração

Nome: Filipe Miguel Rodrigues

Correio eletrónico: [fmiguelrod@gmail.com](mailto:fmiguelrod@gmail.com)

Telefone: 966293072

Número do Bilhete de Identidade: 10978795

Título da dissertação:

**Análise do risco da presença de trihalometanos em água para consumo humano, no distrito de Braga**

Ano de conclusão: 2014

Orientador: Professor Doutor António Armando de Lima Sampaio Duarte

Mestrado Integrado em Engenharia Civil

Universidade do Minho - Escola de Engenharia

Departamento de Engenharia Civil

É AUTORIZADA A REPRODUÇÃO INTEGRAL DESTA TESE/TRABALHO APENAS PARA EFEITOS DE INVESTIGAÇÃO, MEDIANTE DECLARAÇÃO ESCRITA DO INTERESSADO, QUE A TAL SE COMPROMETE.

Guimarães, \_\_\_/\_\_\_/\_\_\_\_\_

Assinatura: \_\_\_\_\_

*“Água, o princípio de todas as coisas”*

Tales de Mileto



## **AGRADECIMENTOS**

Este espaço é dedicado àqueles que, de alguma forma, contribuíram para que esta dissertação fosse realizada. Não sendo viável nomeá-los a todos, há no entanto alguns a quem não posso deixar de manifestar o meu apreço e agradecimento sincero.

Ao Professor Doutor António Armando de Lima Sampaio Duarte, orientador da dissertação, agradeço o apoio, a partilha do saber e as valiosas contribuições para o trabalho. Acima de tudo, obrigado por me ter disponibilizado sempre um vasto leque de opções e me permitir desde o início toda a liberdade para decidir.

Aos meus colegas e amigos, um muito obrigado pela vossa amizade, companheirismo e ajuda. Vocês permitiram que cada dia fosse encarado com renovada motivação.

À minha namorada, um agradecimento especial pelo apoio e carinho diários, pela infinita paciência e pela transmissão de confiança e de força, em todos os momentos ("vai dar tudo certo!"). Por tudo, a minha enorme gratidão!

À minha Família, em especial aos meus pais e aos meus avós, um gigantesco obrigado pela confiança que me inculcaram e por todos os ensinamentos de vida. Procurarei sempre retribuir e compensar todo o carinho, apoio e dedicação que incansavelmente me oferecem todos os dias.

O meu profundo e sentido agradecimento a todas as pessoas que contribuíram para a concretização desta dissertação, estimulando-me intelectual e emocionalmente.





## RESUMO

A desinfecção da água para consumo humano reduz o risco de infeções por agentes patogénicos mas pode representar uma ameaça à saúde devido aos compostos químicos introduzidos ou formados, nomeadamente os subprodutos da desinfecção (SPD), quando os seus precursores orgânicos e inorgânicos estão presentes na água. Os objetivos fundamentais desta dissertação foram o estudo da ocorrência de trihalometanos (THM), risco de cancro e de efeitos não carcinogénicos ao longo da vida pelas múltiplas vias de exposição (ingestão, inalação e absorção dérmica) nos 14 municípios que constituem o distrito de Braga. Foram consideradas apenas as concentrações de THM máximas anuais de modo a evidenciar o cenário mais gravoso.

O risco de cancro assim como o risco de efeitos não carcinogénicos ao longo da vida foram estimados com base no método estipulado pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) e *Integrated Risk Information System* (IRIS) contemplando parâmetros de entrada adaptados à população Portuguesa.

O THM mais abundante foi o bromofórmio seguido de perto pelo clorofórmio. O dibromoclorometano ocorreu em menor concentração que o diclorobromometano na maioria dos municípios estudados. Entre as 3 vias de exposição analisadas, a ingestão foi a mais relevante com um contributo para o risco de cancro de 60 a 80%, seguida da inalação e da absorção dérmica. Os indicadores do risco de cancro e efeitos não carcinogénicos seguem a mesma tendência no caso da análise em homens e mulheres embora as últimas apresentem resultados mais elevados. O risco de cancro ao longo da vida foi máximo em Amares com valores de  $6,11E^{-04}$  (homens) e  $6,22E^{-04}$  (mulheres), e mínimo em Terras de Bouro com  $1,20E^{-05}$  e  $1,30E^{-05}$ . Todos os 14 municípios apresentaram risco superior a  $10^{-6}$ , valor definido como negligenciável pela USEPA. Com exceção de Amares, o risco de efeitos não carcinogénicos foi inferior à unidade indicando um nível aceitável.

A análise de sensibilidade realizada permitiu aferir que o volume de água diariamente ingerido é a variável que detém o maior impacto no risco de cancro total. Numa dimensão intermédia de relevância distinguem-se as variáveis relacionadas com as concentrações de diclorobromometano e dibromoclorometano e o tempo de exposição diária dos indivíduos.

**PALAVRAS-CHAVE:** Subprodutos da desinfecção; Trihalometanos; Análise do risco; Risco de cancro; Risco de efeitos não carcinogénicos



## ABSTRACT

Disinfection for drinking water reduces the risk of pathogenic infection but may pose chemical threat to human health due to disinfection residues and their by-products (DBPs) when the organic and inorganic precursors are present in water. The main objectives of this study were to investigate the occurrences, lifetime cancer risk and hazard index of trihalomethanes (THMs) through multiple route exposure (oral ingestion, dermal absorption, and inhalation) in the 14 municipalities of Braga district. The THMs concentration admitted was annual highest so the worst scenario could be analyzed.

Human health risk assessment from exposure to disinfection by-products (DBPs) during drinking and bathing water vary as per life expectancy, body mass index, water consumption pattern, individual concentration of DBPs component, and other input variables. The corresponding lifetime cancer risk and hazard index of the formed THMs to human beings was estimated by the USEPA and IRIS method as per Portuguese population parameters.

Bromoform has been found in highest concentration followed closely by chloroform. A lesser concentration of dibromochloromethane has been found than dichlorobromomethane in most of the studied municipalities. Among the three pathways studied, oral exposure was the most important with a contribution of 60–80% of the total risk followed by inhalation and dermal contact. The cancer risk and hazard index followed the same tendency on male and female subjects but the female always showed higher values due to greater life expectancy and its corresponding longer exposure duration. The lifetime cancer risk resulted from THMs was highest in Amares with  $6.11E^{-04}$  (for males),  $6.22E^{-04}$  (for females), while it was lower in Terras de Bouro with  $1.20E^{-05}$  and  $1.30E^{-05}$ . All 14 municipalities presented lifetime cancer risk higher than risk level of  $10^{-6}$ , the negligible defined by the USEPA. Except for Amares municipality, the average hazard index of total THMs in all multi-pathway exposure routes was lower than 1 indicating acceptable non-carcinogenic risk level.

The sensitivity analysis by tornado diagram confirmed the highest positive impact of daily water intake to the total cancer risk followed by dichlorobromomethane and dibromochloromethane concentrations and exposure time per day.

**KEYWORDS:** Disinfection by-products; Trihalomethanes; Multi-pathway; Exposure routes; Risk assessment; Cancer risk; Hazard index



## ÍNDICE GERAL

1.	INTRODUÇÃO .....	1
1.1.	Enquadramento e relevância do tema .....	1
1.2.	Objetivos .....	2
1.3.	Organização da dissertação .....	2
2.	REVISÃO DO ESTADO DA ARTE.....	5
2.1.	Necessidade de desinfeção da água de abastecimento.....	5
2.2.	Desinfeção com compostos clorados .....	9
2.3.	Subprodutos da desinfeção (SPD) .....	18
2.3.1.	Fatores que influenciam a formação de SPD.....	21
2.3.2.	Toxicidade e efeitos prejudiciais à saúde.....	26
2.4.	Controlo da presença de subprodutos da desinfeção .....	28
2.4.1.	Mitigação da formação e processos de remoção de SPD .....	28
2.4.2.	Técnicas de medição de SPD .....	31
2.4.3.	Modelação da formação de SPD na água .....	35
2.4.4.	Legislação .....	39
3.	METODOLOGIA DE INVESTIGAÇÃO .....	41
3.1.	Panorama nacional da qualidade de água para consumo .....	41
3.1.1.	Ocorrência de THM em Portugal Continental .....	43
3.1.2.	Ocorrência de THM nos concelhos do distrito de Braga.....	45
3.2.	Análise do risco da presença de trihalometanos .....	63

3.2.1. Risco de cancro ao longo da vida - Lifetime Cancer Risk (CR).....	63
3.2.2. Risco não carcinogénico - Hazard Index (HI) .....	64
3.2.3. Método de cálculo do risco .....	65
3.2.4. Aplicação do método aos concelhos do distrito de Braga .....	70
4. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DE RESULTADOS .....	73
4.1. Risco de cancro associado à exposição por ingestão .....	73
4.2. Risco de cancro associado à exposição por absorção dérmica .....	76
4.3. Risco de cancro associado à exposição por inalação .....	79
4.4. Risco de cancro associado à exposição por múltiplas vias – CR <sub>TOTAL</sub> .....	82
4.5. Risco não carcinogénico por múltiplas vias - Hazard Index.....	85
4.6. Análise de sensibilidade.....	87
5. CONCLUSÕES E DESENVOLVIMENTOS FUTUROS .....	89
5.1. Conclusões .....	89
5.2. Desenvolvimentos futuros .....	91
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	93
ANEXOS .....	103

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. – Origens e vias de exposição ao contacto com microrganismos patogénicos.....	6
Figura 2. – Evolução da taxa de mortalidade por febre tifoide nos EUA (1900-1960). ....	7
Figura 3. – Distribuição relativa das diferentes formas de cloro em função da variação do pH da solução aquosa. ....	12
Figura 4. – Curva de concentração do cloro residual em relação ao cloro aplicado. ....	14
Figura 5. – Proporção relativa dos SPD resultantes da cloração. ....	18
Figura 6. – Precursores orgânicos para os THM.....	19
Figura 7. – Estrutura química dos diferentes compostos da família dos THM. ....	20
Figura 8. – Concentrações-tipo de THM detetadas em função da variação do tempo de contato. (Dose de cloro de 5mg/L, pH de 8 e temperatura de 20°C). ....	23
Figura 9. – Concentrações tipo de THM e HAA detetadas para diferentes valores de dosagem e temperatura. (Tempo de contacto de 4 horas). ....	24
Figura 10. – Concentrações-tipo de a)THM, b)HAA e c)HAN detetadas para diferentes valores de pH. (Tempo de contacto de 48 horas e temperatura de 25°C). ....	25
Figura 11. – Fluxograma de opções estratégicas para a redução da ocorrência de subprodutos da desinfecção .....	28
Figura 12. – Posicionamento do comprimento de onda de 272nm numa fração do espectro eletromagnético. ....	34
Figura 13. – Correlação linear entre os valores de $\Delta UV_{272}$ e as concentrações de THM.....	34
Figura 14. – Utilização de modelos no processo de avaliação do risco para a saúde. ....	38
Figura 15. – Evolução do indicador “água segura”. ....	42

Figura 16. – Evolução do número de análises realizadas e de incumprimentos dos VP na água de consumo. ....	43
Figura 17. – Evolução no último triénio da concentração de THM na água para consumo, em Portugal Continental .....	44
Figura 18. – Representação geográfica do distrito de Braga e concelhos integrantes. ....	46
Figura 19. – Evolução da concentração de THM no concelho de Amares.....	49
Figura 20. – Evolução da concentração de THM no concelho de Barcelos .....	50
Figura 21. – Evolução da concentração de THM no concelho de Braga.....	51
Figura 22. – Evolução da concentração de THM no concelho de Cabeceiras de Basto.....	52
Figura 23. – Evolução da concentração de THM no concelho de Celorico de Basto .....	53
Figura 24. – Evolução da concentração de THM no concelho de Esposende.....	54
Figura 25. – Evolução da concentração de THM no concelho de Fafe .....	55
Figura 26. – Evolução da concentração de THM no concelho de Guimarães.....	56
Figura 27. – Evolução da concentração de THM no concelho de Póvoa de Lanhoso.....	57
Figura 28. – Evolução da concentração de THM no concelho de Terras de Bouro .....	58
Figura 29. – Evolução da concentração de THM no concelho de Vieira do Minho .....	59
Figura 30. – Evolução da concentração de THM no concelho de V.N. Famalicão .....	60
Figura 31. – Evolução da concentração de THM no concelho de Vila Verde.....	61
Figura 32. – Evolução da concentração de THM no concelho de Vizela.....	62
Figura 33. – Correlação entre os THM detetados no distrito de Braga .....	70
Figura 34. – Risco de cancro CR associado à ingestão em homens .....	74



Figura 35. – Risco de cancro CR associado à ingestão em mulheres.....	75
Figura 36. – Acumulado do risco de cancro CR associado à ingestão em homens e mulheres ...	75
Figura 37. – Risco de cancro CR associado à absorção dérmica em homens .....	77
Figura 38. – Risco de cancro CR associado à absorção dérmica em mulheres.....	77
Figura 39. – Acumulado do risco de cancro CR associado à absorção dérmica em homens e mulheres.....	78
Figura 40. – Risco de cancro CR associado à inalação em homens.....	80
Figura 41. – Risco de cancro CR associado à inalação em mulheres .....	80
Figura 42. – Acumulado do risco de cancro CR associado à inalação em homens e mulheres....	81
Figura 43. – Risco de cancro total – <i>Lifetime</i> CR .....	83
Figura 44. – Correlação entre as vias de exposição e o risco de cancro total .....	84
Figura 45. – Correlação entre as vias de exposição e o risco HI total.....	86
Figura 46. – Diagrama “tornado” para análise de sensibilidade dos parâmetros de entrada .....	87



## ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. – Quadro resumo de doenças e agentes causadores propagados por via hídrica.....	5
Tabela 2. – Análise comparativa dos principais agentes desinfetantes usados no tratamento de água para consumo humano.....	8
Tabela 3. Síntese de modelos propostos para a cinética de decaimento do cloro.....	16
Tabela 4. – Síntese das principais famílias de SPD e seus constituintes. ....	21
Tabela 5. – Concentrações-tipo de THM detetadas para diferentes dosagens de cloro a pH 7 e tempo de contacto de 7 dias. ....	22
Tabela 6. – Síntese dos principais efeitos na saúde e avaliação carcinogénica da exposição a SPD.....	27
Tabela 7. – Síntese dos métodos cromatográficos para deteção de THM. ....	32
Tabela 8. – Síntese dos modelos de formação de THMs. ....	37
Tabela 9. – Recomendações e normas de qualidade da água para consumo humano relativas aos principais SPD.....	39
Tabela 10. – Evolução da percentagem de análises realizadas aos THM na torneira do consumidor. ....	43
Tabela 11. – Evolução do cumprimento do valor paramétrico relativo aos THM na torneira do consumidor.....	44
Tabela 12. – Panorama dos serviços de abastecimento de água a operar em baixa no distrito de Braga no ano de 2013.....	47
Tabela 13. – Concentração de THM na água para consumo nos concelhos do distrito de Braga.....	48
Tabela 14. – Fatores Potência (PF) dos trihalometanos para cálculo do risco .....	66

Tabela 15. – Exposição dos parâmetros de entrada admitidos no processo de cálculo do risco .....	68
Tabela 16. – Concentrações máximas diferenciadas de trihalometanos no ano de 2013 .....	71
Tabela 17. – Indicador CR referente à digestão .....	73
Tabela 18. – Indicador CR referente à absorção dérmica .....	76
Tabela 19. – Indicador CR referente à inalação .....	79
Tabela 20. – Indicador CR referente ao risco acumulado de todas as vias de exposição.....	82
Tabela 21. – Indicador HI referente ao risco acumulado de todas as vias de exposição.....	85

## 1. INTRODUÇÃO

### 1.1. Enquadramento e relevância do tema

A aplicação de compostos clorados na desinfeção de água para consumo humano trouxe indubitavelmente enormes benefícios para a saúde, nomeadamente, pela segurança bacteriológica acrescida. Existe contudo um lado negativo nesta aplicação, que é representado pela potencial toxicidade induzida através de alguns subprodutos da desinfeção com este tipo de compostos.

Estudos epidemiológicos comprovam a existência de vários efeitos na saúde resultantes da exposição a subprodutos da desinfeção. A presença de THM está comprovadamente relacionada com o aumento do risco de cancro da bexiga e do cólon (Villanueva et al., 2006) e com problemas reprodutivos, tais como o atraso de crescimento intrauterino e a maior ocorrência de partos prematuros e de más formações congénitas (Florentin et al., 2011; Legay et al., 2010; Liviak, Wagner et al., 2010; Richardson et al., 2010; Rodriguez et al., 2007; Sharma et al., 2014; Weaver et al., 2009; Zwiener et al., 2006).

Dada a grande volatilidade de alguns destes subprodutos como os trihalometanos (THM), a sua presença faz-se notar não só na coluna de água como no ar próximo da superfície. Os principais fatores a considerar na caracterização do risco associado aos subprodutos formados são a quantidade acumulada que é absorvida ao longo do tempo e a sua toxicidade relativa.

A água constitui um bem essencial à vida e é assim imperativo que o seu uso esteja acessível e com qualidade adequada para ser consumida por todos os seres que dela necessitem. A melhoria do acesso a água segura, independentemente do tipo de consumo ou uso a que o ser humano a destine, resultará por certo em melhorias tangíveis na saúde da população em geral. Devem ser praticados todos os esforços com vista a este objetivo (WHO, 2011) pelo que o uso de indicadores do risco para a saúde associado à exposição a subprodutos da desinfeção pode constituir uma ferramenta útil para suportar futura investigação e tomada de decisões de forma mais fundamentada e efetiva por parte das entidades gestoras dos sistemas de abastecimento de água no que concerne ao controlo da presença de subprodutos da desinfeção e em estratégias que visem a redução do risco para as populações.

## **1.2. Objetivos**

O presente trabalho de investigação assenta num objetivo fundamental que consiste no estudo da ocorrência de trihalometanos (THM) nos 14 concelhos do distrito de Braga com vista a, numa primeira vertente, esboçar uma representação em linhas gerais da situação do distrito e, numa segunda vertente, realizar a análise do risco para a saúde relativo à exposição a estes subprodutos da desinfecção. Procura-se que, desta forma, fique estabelecida uma relação entre ocorrência de subprodutos e efeitos na população.

Para a concretização deste objetivo principal foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- Consolidação da pesquisa bibliográfica realizada acerca da desinfecção de água para consumo humano, formação de subprodutos e análise do risco para a saúde.
- Recolha e análise de dados que permitiram caracterizar o panorama da ocorrência de subprodutos de desinfecção, nomeadamente os trihalometanos, do distrito de Braga.
- Implementação de um modelo para avaliação do risco da população exposta contrair cancro ou apresentar outros efeitos não carcinogénicos em algum momento no decurso da sua vida contemplando 3 vias de assimilação (ingestão, inalação e absorção dérmica).
- Realização de uma análise de sensibilidade aos parâmetros de entrada do modelo de forma a definir variáveis críticas.

## **1.3. Organização da dissertação**

A presente dissertação encontra-se estruturada em cinco capítulos principais. Neste primeiro capítulo é introduzido o tema tratado e é evidenciada a relevância do seu estudo. São apresentados os objetivos gerais e específicos orientadores deste trabalho de investigação assim como é explicada a sua estrutura geral.

No Capítulo 2 é apresentada uma revisão bibliográfica dos princípios gerais acerca do estado de conhecimento desta temática, resultantes da pesquisa realizada continuamente ao longo de todo o trabalho de investigação. Nesta revisão é dada especial importância ao processo de

desinfecção da água para consumo humano com ênfase na utilização de compostos clorados e seus subprodutos resultantes.

No Capítulo 3 encontra-se a exposição de toda a metodologia adotada no desenvolvimento dos trabalhos. Este capítulo exhibe o processo da análise do risco para a saúde iniciado na obtenção de dados relativos às concentrações de THM dos 14 concelhos e concluído na elaboração do modelo e aplicação aos casos em estudo.

O Capítulo 4 incide na apresentação e discussão dos resultados obtidos pela aplicação do modelo de avaliação do risco aos concelhos do distrito de Braga. Inicialmente são apresentados e analisados os resultados referentes ao risco de cancro ao longo da vida por cada uma das vias de exposição assim como o risco de cancro total. Seguidamente é repetido o processo para o risco associado a efeitos não carcinogénicos e por fim procede-se à avaliação do impacto dos parâmetros de entrada do modelo no resultado final do indicador relativo ao risco de cancro por meio de uma análise de sensibilidade.

No Capítulo 5 estão sintetizadas as conclusões relativas à análise dos resultados obtidos, tendo em conta os objetivos definidos inicialmente. Na parte final deste capítulo são identificados e sugeridos desenvolvimentos futuros considerados relevantes para o enriquecimento do conhecimento na temática da presente dissertação.

Por ultimo, além das referências bibliográficas citadas no texto podem ainda ser consultados, nos anexos, alguns exemplos de documentos publicados pelos municípios relativos à qualidade da água, nomeadamente no que toca ao controlo dos parâmetros físico-químicos estipulados na legislação.





## 2. REVISÃO DO ESTADO DA ARTE

### 2.1. Necessidade de desinfecção da água de abastecimento

Na história recente, a revolução industrial, apesar de todos os benefícios civilizacionais que introduziu, representou um importante marco no aumento da produção e disseminação de poluentes e contaminantes, com um crescimento progressivo até aos nossos dias. As populações concentraram-se em aglomerados cuja densidade aumentou de forma exponencial motivada pela industrialização (Fu *et al.*, 2013), constituindo as atuais e futuras megacidades um exemplo preocupante e um grande desafio em termos de saúde pública. Neste contexto, a água passou a representar um bem cada vez mais solicitado realçando a necessidade de cumprir requisitos quantitativos e especialmente qualitativos de forma a garantir uma utilização segura (Johnson, 2008).

Elevadas densidades populacionais conduziram frequentemente à contaminação das origens de água por microrganismos patogénicos. Estes, provenientes principalmente da matéria fecal de origem humana/animal descarregada no ambiente, nomeadamente nos ecossistemas aquáticos, contêm um elevado número e diversidade de microrganismos, tais como vírus, bactérias e parasitas protozoários causadores de doenças transmissíveis via hídrica (Tabela 1), potencialmente fatais (e.g. febre tifoide, cólera e hepatites A e E (Liew & Lepesteur, 2006).

Tabela 1. – Quadro resumo de doenças e agentes causadores propagados por via hídrica.

Doença	Agente causador	Sintomas
Hepatite infecciosa	vírus HAV	Pele e olhos amarelados; febre; dor abdominal; náuseas e vômitos.
Cólera	bactéria <i>Vibrio cholerae</i>	Náuseas e vômito; hipotensão; taquicardia; anúria; hipotermia
Febre tifoide	bactéria <i>Salmonella typhi</i>	Febre alta; dores de cabeça; diarreia; falta de apetite; aumento do volume do baço
Legionelose	bactéria <i>Legionella pneumophila</i>	Insuficiência respiratória; insuficiência renal; estado alterado de consciência; desidratação; coma.
Giardíase	protozoário <i>Giardia lamblia</i>	Diarreia; dor abdominal; distensão abdominal; náuseas e vômito; perda de peso
Criptosporidiose	protozoário <i>Cryptosporidium parvum</i>	Diarreia; dor abdominal; distensão abdominal; náuseas e vômito; perda de peso

Os seres humanos são expostos aos efeitos destes microrganismos (Figura 1, adaptada de Funari *et al.*, 2012) através da ingestão, contacto direto (lavagem e banho) com água contaminada (Woodall, 2009), ou por inalação de aerossóis (e.g., *Legionella spp*), originando problemas de saúde em cerca de 50% da população dos países em desenvolvimento (Richardson, 2003).

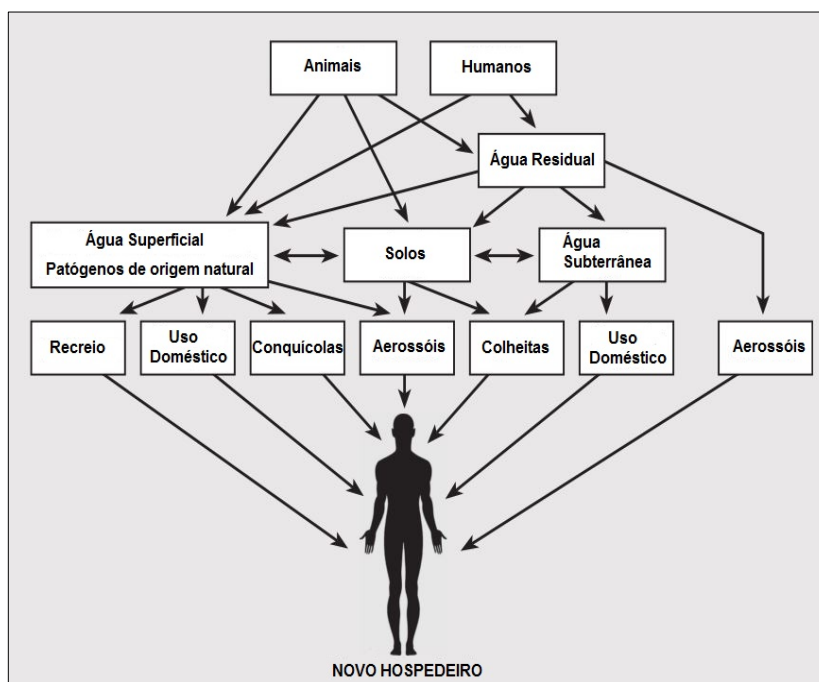


Figura 1. – Origens e vias de exposição ao contacto com microrganismos patogénicos.

Nos nossos dias, esta problemática é agravada pelo fenómeno das alterações climáticas (Funari *et al.*, 2012). As variações de temperatura, precipitação e os demais fenómenos extremos que se fazem sentir podem influenciar o transporte e destino de elementos patogénicos assim como a sua viabilidade, estabilidade e taxas de crescimento no meio ambiente. (Semenza *et al.*, 2012). O tratamento da água com vista a uma utilização segura assume-se então desde sempre e cada vez mais uma prioridade.

No início do século XIX, a investigação sobre a qualidade da água focou-se nos nitritos (Spiegel, 1900), *Bacillus coli* (Savage, 1902) e germes potencialmente patológicos (Vaughan, 1904). Surgiram os primeiros relatos de métodos de remoção destes contaminantes recorrendo ao ozono (Thomae, 1900), radiação UV (Sommerfeld, 1910) e compostos clorados (Ditthorn, 1915), (Fu *et al.*, 2013).

Com o crescente desenvolvimento e uso de processos de desinfecção aplicados à água para consumo humano, o índice de mortalidade atribuída aos microrganismos patogénicos

propagados por via hídrica foi praticamente anulado nos países desenvolvidos (Richardson, 2003). A título de exemplo, nos Estados Unidos da América (EUA) a prática da cloração (desinfecção da água por adição de hipoclorito ou de cloro gasoso) das águas de abastecimento resultou numa drástica redução na incidência e mortalidade por doenças infecciosas (Lopes, 2005), nomeadamente por febre tifoide (Figura 2, adaptado de CDC, 2000).

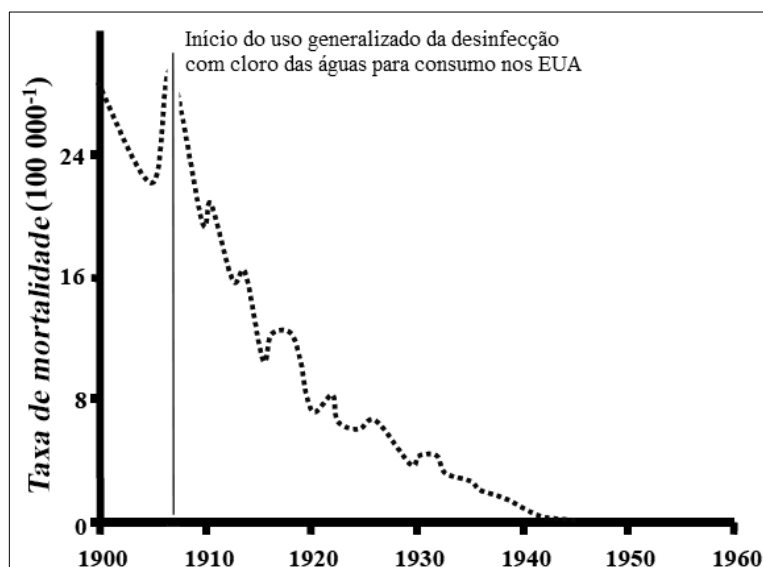


Figura 2. – Evolução da taxa de mortalidade por febre tifoide nos EUA (1900-1960).

Recentemente, o surgimento de grandes surtos de doenças relacionadas com a qualidade da água – gastroenterite por *E. coli* na Alemanha (2011) e em Walkerton, Ontário, Canada (2000), criptosporidiose em Milwaukee, Wisconsin, USA (1993), cólera em Angola, Haiti, Cuba, Rep. Dominicana (2013) – serviu como uma dramática chamada de atenção para a necessidade de persistente aplicação e controlo dos processos de tratamento (e.g., desinfecção), alertando para a necessidade de uma contínua investigação e reavaliação das técnicas aplicadas, de modo a otimizar a sua eficácia e garantir uma água segura para abastecimento público.

A desinfecção aplicada à água para consumo constituiu sem dúvida um dos maiores sucessos no âmbito da saúde pública do século XX (Schoeny, 2010). Em Portugal, este processo de tratamento é, agora, obrigatório pois constitui um importante instrumento na mitigação do risco de disseminação de doenças infecciosas de origem hídrica. O abastecimento de água segura, assente numa estratégia de controlo por barreiras múltiplas, representa um objetivo prioritário e indispensável (IRAR, 2007).

A desinfecção pode efetuar-se através de diferentes processos físico-químicos (e.g., ebulição, radiação ultravioleta ou ionizante, ultrassons, adição de compostos clorados, ozonização, adição de bromo e iodo, íons metálicos nobres), nem todos aplicáveis ao tratamento de águas, em virtude do seu custo e/ou de indução de características organoléticas inaceitáveis. Qualquer um destes processos apresenta vantagens e desvantagens.

Para os agentes usualmente aplicados no tratamento de águas de abastecimento, apresenta-se na Tabela 2 uma análise comparativa e sintética das suas principais vantagens e inconvenientes associadas às suas propriedades oxidantes e/ou desinfetantes (Lopes, 2005; Ostoich *et al.*, 2013; Sommer *et al.*, 2008).

Tabela 2. – Análise comparativa dos principais agentes desinfetantes usados no tratamento de água para consumo humano.

Agente desinfetante	Propriedades	
	Vantagens	vs. Desvantagens
<b>Cloro</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Oxida ferro, manganês e sulfuretos.</li> <li>-Controla a cor, o sabor e o cheiro.</li> <li>-Bactericida eficiente.</li> <li>-desinfetante mais barato, mais fácil de utilizar e mais conhecido.</li> <li>-Permite ser utilizado como desinfetante residual.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Origina subprodutos halogenados e clorato</li> <li>-Pode conferir cheiro e sabor à água.</li> <li>-Menos eficiente em meio básico.</li> <li>-Forma subprodutos biodegradáveis que podem promover o crescimento microbiano no transporte e distribuição.</li> </ul>
<b>Dióxido de cloro</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Mais eficiente que o hipocloroso e cloraminas na inativação de vírus e protozoários</li> <li>-Oxida ferro, manganês e sulfuretos.</li> <li>-Menor formação de subprodutos halogenados.</li> <li>-Permite ser utilizado como desinfetante residual.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Formação de clorito e clorato.</li> <li>-Menos económico.</li> <li>-Decompõe-se sob a ação da luz solar.</li> <li>-Deve ser produzido no local de aplicação.</li> <li>-Pode dar origem a odores.</li> </ul>
<b>Ozono</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Mais eficiente que o cloro, cloraminas e dióxido de cloro na inativação de vírus e protozoários</li> <li>-Oxida o ferro, o manganês e os sulfuretos.</li> <li>-Controla a cor, o odor e o paladar.</li> <li>-Requer pouco tempo de contacto.</li> <li>-Desinfecção não influenciada pelo pH.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Equipamento e gastos energéticos dispendiosos.</li> <li>-É corrosivo e tóxico.</li> <li>-Maior produção de subprodutos biodegradáveis que podem promover o crescimento microbiano durante o transporte.</li> </ul>
<b>Radiação UV</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Eficiente na inativação de vírus e bactérias.</li> <li>-Ausência de formação de subprodutos da desinfecção.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Pouco eficaz na inativação de protozoários</li> <li>-Eficiência diminuída pela turvação</li> </ul>

A escolha do processo ou agente depende de condicionalismos locais como são o tipo e dimensão das instalações de tratamento, a localização geográfica, disponibilidade do agente ativo, entre outros, e ainda da caracterização qualitativa da água na origem. Deve procurar-se um compromisso entre a eficácia (inativação dos microrganismos), a formação de subprodutos (estes compostos serão sujeitos a uma análise num subcapítulo posterior) e a garantia de um teor residual ao longo do sistema de distribuição (proteção sanitária), razão pela qual não é possível utilizar o ozono ou a radiação UV como únicos desinfetantes no tratamento de água de abastecimento. Esta escolha é balizada atendendo a alguns critérios relevantes, tais como:

- ✓ Não ser tóxico para o homem ou animais
- ✓ Ser tóxico a baixas concentrações para os microrganismos
- ✓ Ser solúvel na água
- ✓ Ser eficaz no intervalo de temperaturas de utilização da água
- ✓ Ser estável e permitir um controlo fácil das suas concentrações
- ✓ Não apresentar agressividade para os metais
- ✓ Estar disponível em quantidade suficiente e com custo reduzido
- ✓ Ser de fácil manipulação

O agente desinfetante mais utilizado mundialmente é o cloro (representa ainda 80% das soluções aplicadas) pois destaca-se presentemente como um dos mais vantajosos numa análise de custo benefício, segundo os critérios supracitados (Gopal *et al.*, 2007).

## **2.2. Desinfecção com compostos clorados**

Os compostos de cloro são o desinfetante mais utilizado no tratamento de águas pois, além do seu poder bactericida, apresenta ainda propriedades de forte agente oxidante o que possibilita ações complementares com vista à melhoria da qualidade da água (controlo da cor, odor e sabor; prevenção no crescimento de algas; remoção de ferro e manganésio através da oxidação destes; eliminação de sulfito de hidrogénio), que, de outra forma, teriam de ser executadas com processos específicos, aumentando assim a complexidade e custo de todo o esquema de tratamento (Richardson *et al.*, 2007; Sadiq & Rodriguez, 2004). Algumas destas funções são:

A capacidade oxidante dos compostos clorados (e não só) é assim indicativa de uma aplicação polivalente no tratamento de água e não exclusiva da fase de desinfeção. A aplicabilidade destes compostos é válida quer em usos industriais, abastecimento para consumo humano e usos recreativos como piscinas e spas.

### **Teoria da desinfeção**

Na execução do processo de desinfeção, é de extrema importância prever e quantificar a eficácia do mesmo, de modo a obter uma relação ótima entre a concentração e tempo de contacto com a água do agente desinfetante adotado e os resultados obtidos.

A lei de Chick pode traduzir (empiricamente, com base em estudos experimentais) a taxa de destruição dum dado microrganismo através duma relação de primeira ordem (Eq. 1) com o número de microrganismos presentes na água nesse determinado instante.

$$\frac{dN}{dt} = -k.N \quad (1)$$

Com:

N = número de microrganismos presentes na água num dado instante;

t = tempo de contacto do desinfetante com a água;

k = constante de reação para o agente desinfetante aplicado e tipo de microrganismo.

Por manipulação matemática da equação (1) pode obter-se a relação direta entre a taxa de eficácia na eliminação de microrganismos que se pretende atingir e o tempo de contacto necessário com o agente desinfetante (para uma dada concentração e tipo de microrganismo).

$$t = \frac{2.3}{k} \log \frac{N_0}{N_t} \quad (2)$$

Com:

$N_0$  = número de microrganismos presentes no instante inicial da desinfeção;

$N_t$  = número de microrganismos presentes decorrido o tempo t;

Este tipo de modelo possibilita que, numa fase preliminar do estudo de aplicação de um processo de desinfecção, seja elaborado o pré-dimensionamento das instalações e estimados os custos de operação.

### Química da cloração

O cloro gasoso e os hipocloritos hidrolisam-se rapidamente quando adicionados à água, originando o ácido hipocloroso (HOCl), de acordo com a equação química Eq. (3).



Trata-se de um ácido fraco que se dissocia rapidamente originando o ião hipoclorito e o ião hidrogénio, como se apresenta na Eq. (4).



O cloro presente na água, após o processo de desinfecção, sob a forma de ácido hipocloroso e/ou ião hipoclorito designa-se por cloro livre.

A ação desinfetante do ácido hipocloroso é no entanto mais eficiente do que a do ião hipoclorito devido à sua maior capacidade de penetração nas células microbianas. Esta característica tem origem no seu baixo peso molecular e carga neutra.

Em solução aquosa ácida com um pH inferior a 6, a dissociação do ácido cloroso é muito fraca, pelo que predomina nesta forma. Para valores de pH neutros e superiores, compreendidos entre 7 e 9, a dissociação do ácido não é total coexistindo na solução aquosa água o ácido hipocloroso e o ião hipoclorito. Para valores de pH puramente alcalinos acima de 8,5, a dissociação é do HOCl é praticamente completa predominando o ião hipoclorito na solução. Na Figura 3 pode observar-se a ocorrência das diferentes formas de cloro livre na água em função da variação do pH da solução (Deborde & Urs von Gunten, 2008; Pereira, 2007).

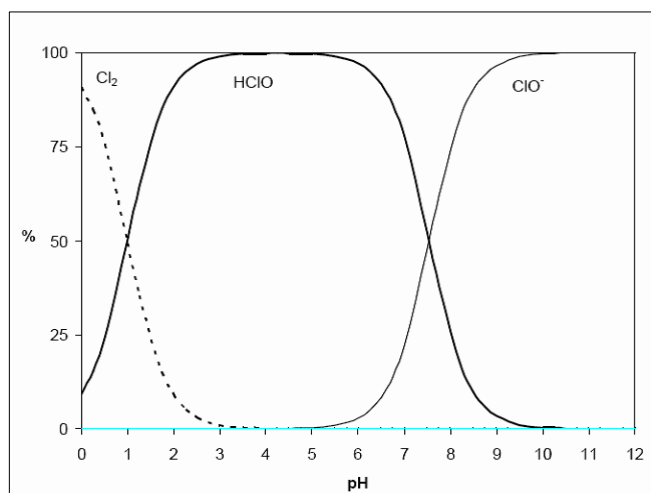
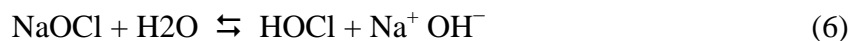
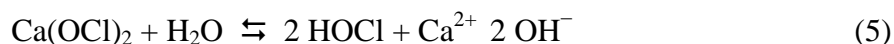


Figura 3. – Distribuição relativa das diferentes formas de cloro em função da variação do pH da solução aquosa.

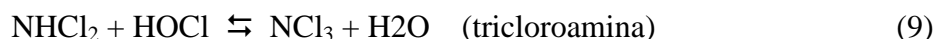
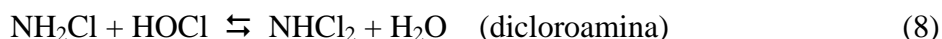
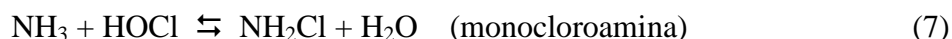
A aplicação do cloro na água pode ainda ser realizada sob a forma de hipocloritos, de cálcio ( $\text{Ca}(\text{OCl})_2$ ) ou de sódio ( $\text{NaOCl}$ ), que, em solução aquosa, dissociam-se segundo as seguintes reações (Eq. 5 e 6):



Verifica-se que o ião hipoclorito estabelece um equilíbrio com os iões hidrogénio na água, alterando o pH da solução. Uma parte do cloro disponível reage com a água originando ácido hipocloroso, ião hipoclorito e ácido clorídrico. O ácido clorídrico formado combina-se com a alcalinidade natural da água ou com a alcalinidade introduzida para fins de tratamento (principalmente iões hidrogenocarbonato  $\text{HCO}_3^-$  e carbonato  $\text{CO}_3^{2-}$ ), reduzindo-as e alterando o pH, o qual, por sua vez, influencia o grau de dissociação do ácido hipocloroso (Pereira, 2007).

Dado que em águas naturais os compostos azotados estão quase sempre presentes, quer na sua forma orgânica (aminoácidos, proteínas), quer na inorgânica (amónia, nitritos, nitratos), o processo de cloração é influenciado pela reação do cloro com estes elementos. O cloro residual livre reage com essas substâncias azotadas originando as cloraminas (Eq 7, 8 e 9), também designadas por cloro combinado, que podem ocorrer na forma de monocloraminas, dicloraminas e tricloraminas (Deborde & U. von Gunten, 2008).





Estas reações podem ocorrer quase simultaneamente e o aumento de acidez e da relação cloro/azoto favorece a formação dos derivados mais clorados (dicloramina e tricloramina). As reações são mais rápidas em valores de pH mais baixos, onde é elevada a concentração de ácido hipocloroso não-dissociado.

Importa referir que as cloraminas apresentam potenciais de oxidação baixos e são menos reativas com a matéria orgânica quando comparadas com o cloro livre. Estas propriedades conferem-lhes no entanto uma significativa estabilidade na água o que permite manter uma concentração residual durante longos períodos de tempo (Lopes, 2005) e não originarem a formação de subprodutos da desinfecção (SPD), caso dos trihalometanos.

A família das cloraminas tem um efeito de irritação no sistema respiratório, entre outros e, segundo a sua toxicidade, podem ser ordenadas em crescendo da seguinte forma:



Este efeito tóxico (subagudo) tem destaque no contexto da exposição humana continuada (ao longo da vida) por banhos frequentes em espaços exíguos e mal ventilados ou ainda no caso de utilizadores de piscinas, dado que a temperatura mais elevada da água, a quantidade de matéria orgânica disponível e o tempo de contacto elevado, constituem condições que propiciam a formação e prevalência de tricloraminas. (Hansen *et al.*, 2012; Zwiener *et al.*, 2006).

### **Ponto crítico da cloração**

A carência de cloro, ou seja, a quantidade de cloro que pode ser consumida para desinfecção e oxidação da matéria orgânica, pode ser avaliada analisando os fenómenos que ocorrem desde o primeiro instante em que o agente é aplicado na água.

A adição crescente de cloro em águas contendo azoto amoniacal dá origem, como atrás explicado, à formação de cloraminas, segundo as reações que dependem da relação entre a dosagem de cloro e a amónia presente, pH, temperatura e tempo de reação. No início do processo de cloração, o cloro combinado aumenta com a adição do composto clorado alcançando um ponto máximo. Após esta etapa, quando a razão entre  $\text{Cl}_2$  e  $\text{NH}_3$  é superior a 5, as monocloraminas transformam-se em dicloraminas e ácido clorídrico (HCl) até ser atingido um ponto mínimo. Por fim, depois deste ponto, o aumento da dosagem de cloro adicionado irá representar um aumento em igual proporção de cloro livre.

O ponto mínimo, que representa o ponto de inflexão da curva de cloro residual, é conhecido como *break point* (Charrois & Hrudey, 2007). O comportamento da curva de concentração de cloro residual ao longo do processo de desinfecção está representado na Figura 4 (Adaptado de Salgado, 2008).

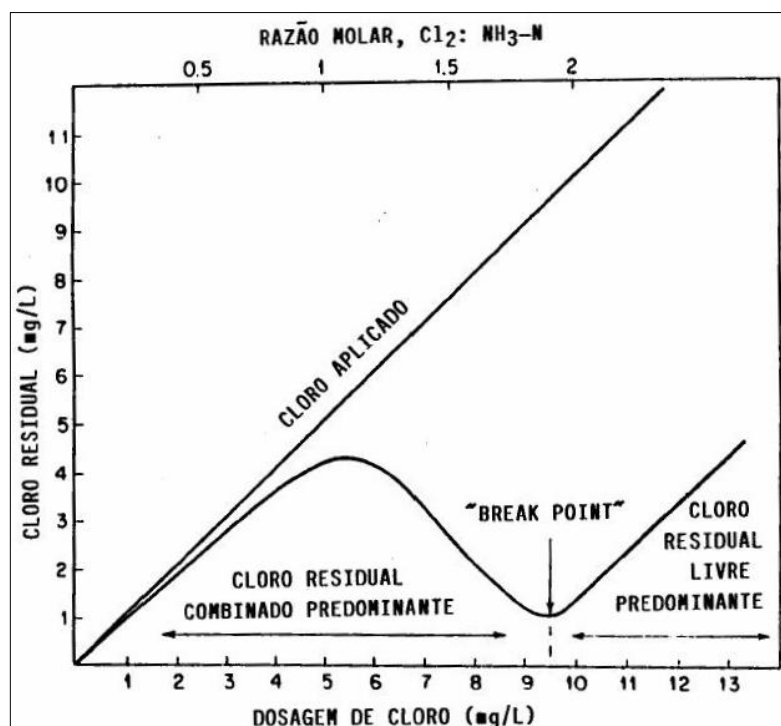


Figura 4. – Curva de concentração do cloro residual em relação ao cloro aplicado.

A obtenção de cloro residual livre é a meta a atingir na desinfecção pois apresenta vantagens em relação ao residual combinado, entre elas:

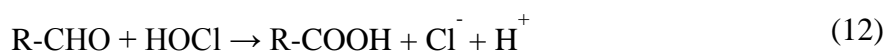
- ✓ Estabelece uma desinfecção mais segura durante o transporte e distribuição da água, pelo facto do residual livre ser mais ativo que qualquer residual combinado;

- ✓ Destrói os compostos orgânicos presentes no sistema de abastecimento de água, responsáveis por conferir à água odores, cor, desenvolvimento de microrganismos e carência bioquímica de oxigênio;
- ✓ Reduz o crescimento de microrganismos ao longo das diversas partes do sistema de abastecimento de água.

### Decaimento do cloro

O cloro adicionado a uma massa de água extingue-se por diversas vias. Regra geral, são quatro os tipos de reação responsáveis por tal fenómeno: oxidação, adição, substituição e fotocatalise quando existe exposição à luz solar.

Ao ocorrer a oxidação de uma substância pelo ácido hipocloroso (HOCl), o radical  $\text{Cl}^\cdot$  recebe dois eletrões da substância oxidada e resulta num ião  $\text{Cl}^-$ . Estas reações do cloro com os constituintes inorgânicos e matéria orgânica natural presente na água traduzem uma parte do seu consumo total. Dado que apenas é consumido cloro residual, estas reações não são responsáveis pela produção de subprodutos da desinfeção (SPD). As Eq. 10, 11 e 12 representam algumas das reações de oxidação referidas.



Nas reações de adição e substituição, o cloro é consumido na interação com a estrutura molecular da matéria orgânica natural (MON) formando compostos orgânicos clorados intermédios que podem de seguida decompor-se originando muitos dos SPD conhecidos.

Na presença de luz solar e da consequente radiação ultravioleta (UV), o hipoclorito decompõe-se formando oxigénio e iões de cloro (Gang *et al.*, 2003; Sohn *et al.*, 2004).



O fenómeno de decaimento do cloro numa massa de água apresenta duas fases. Numa primeira, fase rápida, ocorre a oxidação de compostos facilmente oxidáveis, incluindo espécies inorgânicas, tais como a amónia, o ferro, o manganês e os sulfuretos. Subsequentemente, devido à presença de compostos menos reativos como são os constituintes da MON, verifica-se o consumo mais lento do cloro. A velocidade do consumo de cloro é mais rápida quando mais elevada for a temperatura e os teores de MON presentes (Brown, Bridgeman, & West, 2011a).

Ao longo dos anos esta problemática suscitou o interesse da comunidade científica tendo sido propostos vários modelos para descrever a sua cinética. Um resumo destes modelos está representado na Tabela 3 (adaptada de Lopes, 2005).

Tabela 3. Síntese de modelos propostos para a cinética de decaimento do cloro.

MODELO	EQUAÇÃO	PARÂMETROS AJUSTÁVEIS
Primeira ordem	$C = C_0 \exp(-kt)$	k
Segunda ordem	$C = C_0 (1-R)/(1-R \cdot \exp(-ut))$	R, u
Ordem n	$C = (-kt(n-1) + (1/C_0)^{(n-1)})^{-1/(n-1)}$	k, n
Primeira ordem limitada	$C = C^* + (C_0 - C^*) \exp(-kt)$	C*, k
Primeira ordem paralela	$C = C_0 x \exp(-k_1 t) + C_0 (1-x) \exp(-k_2 t)$	k <sub>1</sub> , k <sub>2</sub> , x

**Legenda:**

C – concentração de cloro (mg/L)

C<sub>0</sub> - concentração inicial de cloro (mg/L)

C\* - concentração inicial de cloro que se mantém sem reagir

R – parâmetro de ajustamento

u – parâmetro de ajustamento

k – constante cinética total

k<sub>1</sub> – primeira constante cinética

k<sub>2</sub> – segunda constante cinética

n – ordem da reação

x – fração reativa responsável pelo consumo inicial de cloro (varia entre 0 e 1)

Destes modelos, o mais comum descreve simplificadaamente o decaimento do cloro através de uma relação de primeira ordem (concentração de cloro decai exponencialmente com o tempo). Mas, recentemente foram propostos modelos de maior complexidade que visam a descrição mais precisa da cinética envolvida no fenómeno (Brown *et al.*, 2011a; Lopes, 2005; Vieira *et al.*, 2004), que, resumidamente, apresentam as seguintes particularidades:

- ✓ o modelo de segunda ordem apresenta a cinética do decaimento dependente das concentrações dos reagentes (cloro e restantes elementos que com ele reagem);
- ✓ no modelo de ordem n, a velocidade da reação é proporcional à concentração de cloro remanescente elevada à potência n;

- ✓ o modelo de primeira ordem limitada assume que a concentração de cloro diminui até um certo limite e depois não ocorre mais reação;
- ✓ o modelo de primeira ordem paralela divide as reações em dois grupos distintos, um em que ocorrem reações rápidas, e ao qual corresponde um  $k_1$ , e outro referente a reações lentas, que apresenta um  $k_2$ .

### **Toxicidade do agente desinfetante e efeitos prejudiciais na saúde**

A aplicação de compostos clorados na desinfecção de água para consumo humano, no início do séc. XX, trouxe indubitavelmente enormes benefícios para a saúde, nomeadamente, tal como já referido, pela segurança bacteriológica acrescida, até então insuficiente, como demonstrado por vários surtos epidemiológicos (e.g. cólera). Existe contudo um lado negativo nesta aplicação, só depois conhecido (anos 70), que é representado pela potencial toxicidade induzida através de alguns subprodutos da desinfecção com este tipo de compostos. Até aí, o cloro em baixas concentrações como as que se podem aferir na água de consumo, foi normalmente considerado como uma substância segura (Bull, 1982).

Os compostos derivados do cloro como o dióxido de cloro, cloraminas e hipocloritos têm sido alvo de estudos nos últimos 30 anos, nomeadamente neste aspeto da sua potencial toxicidade para humanos e animais. Mais recentemente, tem vindo a ganhar relevância a investigação focada na exposição crónica (ou de longo prazo) a estes compostos, mesmo em baixas concentrações, não só pela via oral, mas também pela via respiratória (inalação) e dérmica, nomeadamente em usos domésticos (como duchas e limpezas) ou eventual exposição no ambiente laboral.

Embora haja estudos onde se conclui que a exposição a estes compostos é assintomática (Xia *et al.*, 2006), é comum serem determinadas relações entre os agentes desinfetantes em causa e os parâmetros fisiológicos afetados em análise (alterações da função da tiroide, mutações celulares, problemas a nível da reprodução, irritação respiratória e dérmica, assim como outros efeitos crónicos ou temporários). Tais relações permitem estabelecer critérios e recomendações quanto a valores-limite de concentrações aceitáveis e/ou recomendáveis, bem como avaliar a necessidade da realização continuada de novos estudos nessa área (Bercz *et al.*, 1982; Svecevicus *et al.*, 2005; Akamatsu *et al.*, 2012).

### 2.3. Subprodutos da desinfecção (SPD)

Os subprodutos da desinfecção (SPD) formam-se pela reação entre o agente desinfetante e a matéria orgânica natural (MON), realizada para eliminação/inativação dos microrganismos patogénicos presentes na água. Embora durante cerca de 70 anos se tenham aplicado compostos clorados sem consciência de potenciais malefícios decorrentes do seu uso, hoje em dia encontram-se identificados cerca de 700 tipos de SPD sendo que, na sua maioria, apresentam propriedades mutagénicas e/ou carcinogénicas. Por este facto, têm-se adensado os estudos para a identificação de novos SPD e estabelecimento da sua relação com problemas de saúde (Marie Deborde & Urs von Gunten, 2008; Richardson *et al.*, 2007).

A MON constitui uma mistura heterogénea de substâncias, incluindo ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, aminoácidos, hidratos de carbono, lípidos e ácidos orgânicos. Os ácidos húmicos e fúlvicos são predominantes e constituem os principais precursores de SPD.

São várias as espécies de SPD formados durante o processo de cloração da água. Entre as conhecidas, as de maiores proporções são os trihalometanos (THM) e os ácidos haloacéticos (HAA). Em menores proporções encontram-se os haloacetónitros (HAN) e outros organohalogenados de menor significado quantitativo (Krasner, 2009; Rodriguez *et al.*, 2007). Na Figura 5 (adaptada de Pereira, 2007) está representada a percentagem relativa das várias famílias de SPD formadas no processo de desinfecção com compostos clorados.

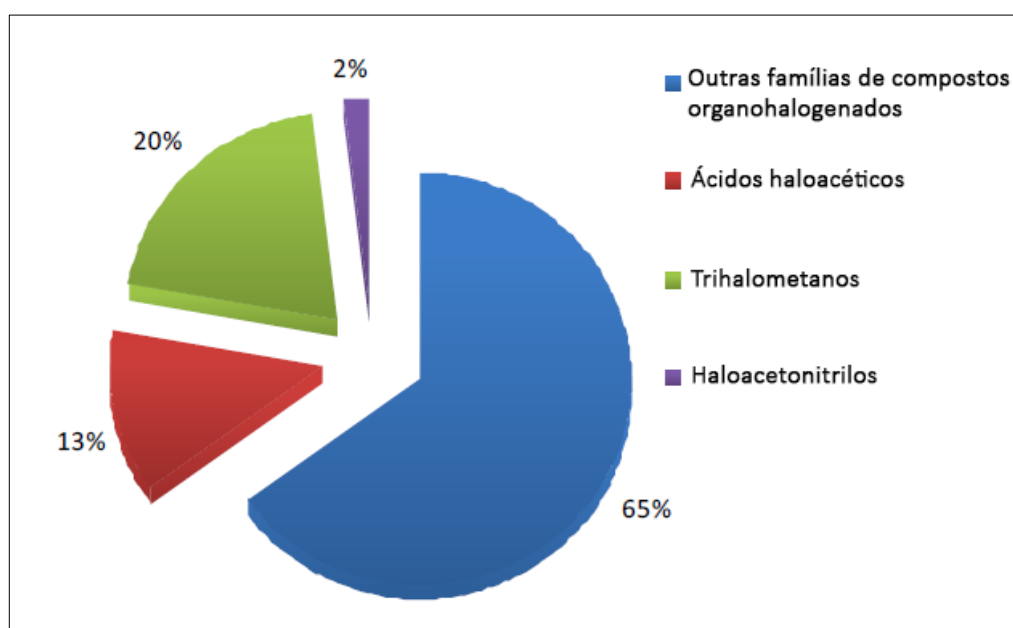


Figura 5. – Proporção relativa dos SPD resultantes da cloração.

Além da exposição humana por meio de ingestão, inalação e exposição dérmica à água de abastecimento, o caso particular de desinfecção de água em piscinas e spas merece uma atenção diferenciada. Neste contexto, o tipo de utilização e cuidados requeridos com o tratamento da água possibilitam a criação de condições ótimas à formação de SPD, que assim podem estar presentes em maior quantidade (Florentin *et al.*, 2011), dado que:

- ✓ a mesma água é sujeita a reclusão cíclica;
- ✓ a concentração de MON é elevada, pois, além da que se encontra originalmente na água de enchimento, há a que os utilizadores libertam (elementos químicos e orgânicos presentes em cosméticos e protetores solares, suor, urina, matéria fecal, cabelos, partículas de pele, muco, etc...);
- ✓ o tempo de contacto do agente desinfetante com a matéria orgânica é prolongado

### Trihalometanos (THM)

Os trihalometanos (THM) constituem uma das primeiras famílias de SPD a serem descobertas na água sujeita a cloração. Desde a sua caracterização por Rook, (1974), são a classe de SPD mais intensivamente estudada, formando-se a partir da reação entre o cloro e a matéria orgânica, que inclui precursores como os representados na Figura 6.

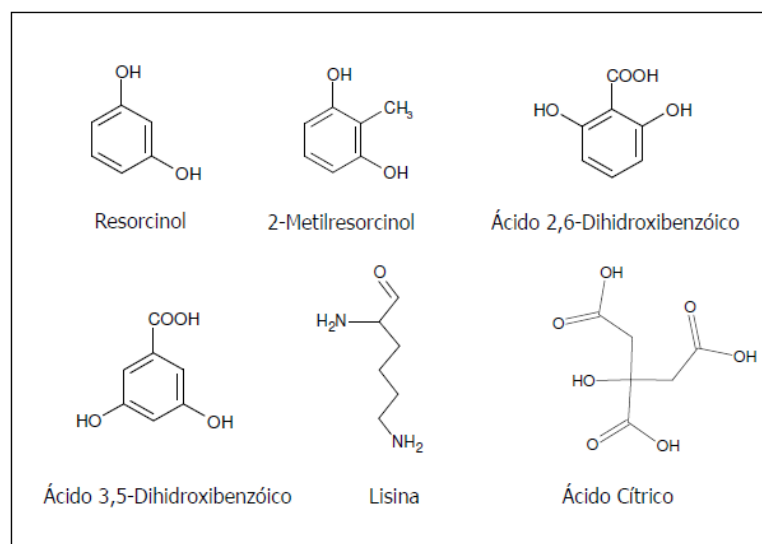


Figura 6. – Precursores orgânicos para os THM.

Os THM apresentam um átomo de carbono onde três átomos de hidrogénio são substituídos por diferentes halogéneos como o bromo, o cloro, o iodo e o fluor. A fórmula geral dos THM

resulta assim em  $\text{CHX}_3$  com X representando o elemento halogéneo. Os mais frequentes na água, e por isso objeto de controlo através de normas de qualidade da água cada vez mais restritivas, são: o clorofórmio (TCM), o bromodiclorometano (BDCM), o dibromoclorometano (DBCM) e o bromofórmio (TBM) (Hansen *et al.*, 2012; Rodriguez *et al.*, 2007; Zhang *et al.*, 2011). Estes compostos, cujas estruturas químicas estão representadas na Figura 7, são insolúveis na água e apresentam um odor característico.

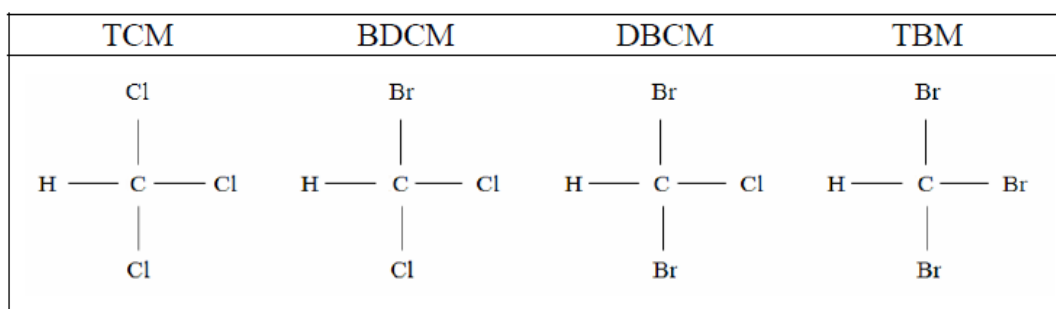


Figura 7. – Estrutura química dos diferentes compostos da família dos THM.

A soma das concentrações dos quatro compostos referidos (trihalometanos totais) é o parâmetro objeto das normas de qualidade estabelecidas na legislação portuguesa em vigor (Decreto-Lei n.º 306/2007, de 27 de agosto). Dado que os trihalometanos constituem a família de SPD sobre a qual incide este trabalho de investigação, as duas famílias apresentadas em seguida, pela sua menor relevância na atual vigilância sanitária, serão analisadas com menor detalhe.

### Ácidos Haloacéticos (HAA)

Os ácidos haloacéticos representam a segunda maior percentagem de formação de SPD, logo após os THM. Os HAA são derivados do ácido acético, podendo os hidrogénios do grupo metílico serem substituídos por cloro e/ou bromo e, dependendo do grau de substituição, resultam diferentes compostos.

Por outro lado, podem ainda formar-se pela reação entre a acetona e o cloro. Quando os valores de pH são baixos, a tricloropropanona continua a ser oxidada originando tetra-, penta- e hexacloropropanona, quando estes compostos são hidrolisados, resultando, em função do número de átomos de hidrogénio substituídos, os ácidos mono-, di- e tricloroacéticos.

Os HAA são compostos sensíveis à luz, podendo, por ação desta energia, sofrer degradação e originar THM. (Rodriguez *et al.*, 2007)



## Haloacetoneitrilos (HAN)

Os haloacetoneitrilos estão normalmente presentes nos SPD em menor quantidade que os THM e HAA. A família de haloacetoneitrilos forma-se vulgarmente de imediato no processo de desinfeção por reação do cloro com proteínas, aminoácidos e outros compostos nitrogenados (Pehlivanoglu-Mantas *et al.*, 2006), contudo, decompõe-se rapidamente por reações de hidrólise ou reações com desinfetante residual. Estes compostos podem também ser produtos de reações de outros SPD tais como os THM e os HAA. Na Tabela 4 apresenta-se um resumo dos principais subprodutos do processo de desinfeção por compostos clorados.

Tabela 4. – Síntese das principais famílias de SPD e seus constituintes.

SPD	Composto	Estrutura Química
THM	Clorofórmio	CHCl <sub>3</sub>
	Bromofórmio	CHBrCl <sub>2</sub>
	Bromodichlorometano	CHBr <sub>2</sub> Cl
	Dibromoclorometano	CHBr <sub>3</sub>
HAA	Ácido monocloroacético	ClCH <sub>2</sub> COOH
	Ácido monobromoacético	BrCH <sub>2</sub> COOH
	Ácido dicloroacético	Cl <sub>2</sub> CHCOOH
	Ácido bromocloroacético	BrClCHCOOH
	Ácido dibromoacético	Br <sub>2</sub> CHCOOH
	Ácido tricloroacético	Cl <sub>3</sub> CCOOH
HAN	Dicloroacetoneitrilo	Cl <sub>2</sub> CHCN
	Tricloroacetoneitrilo	Cl <sub>3</sub> CCN
	Bromocloroacetoneitrilo	CHBrClCN
	Dibromoacetoneitrilo	CHBr <sub>2</sub> CN

### 2.3.1. Fatores que influenciam a formação de SPD

As espécies e a concentração dos SPD formados dependem em muito das condições em que ocorre a desinfeção, nomeadamente: da composição da água (concentração e natureza da MON), da dose de cloro, do tempo de contacto do desinfetante com a matéria orgânica, da temperatura e do pH (Nikolaou *et al.*, 2002).

O teor e a natureza da matéria orgânica natural (MON) presente na água são os fatores com maior influência na produção de subprodutos. As reações entre a MON e o desinfetante são normalmente de oxidação, em que ocorre a quebra das duplas ligações C=C, e/ou de substituição, sendo um grupo funcional substituído por uma molécula de halogéneo.

O agente desinfetante, sendo o oxidante principal na reação com a MON, tem logicamente uma relação direta com a formação dos subprodutos. No caso em que o agente utilizado é um composto clorado, há formação de elevada percentagem de THM. Também nestas condições estão presentes os SPD constituídos por compostos oxidados não halogenados, como os aldeídos e os ácidos carboxílicos.

Como seria expectável, para uma mesma massa de água, quanto maior for o consumo de desinfetante maior será a quantidade de subprodutos formados. Na Tabela 5 (adaptado de Borges, 2002) é bem visível esta relação de proporcionalidade entre a variação da dosagem de cloro e a concentração de THM detetada.

Tabela 5. – Concentrações-tipo de THM detetadas para diferentes dosagens de cloro a pH 7 e tempo de contacto de 7 dias.

<b>Dosagem de cloro (mg/L)</b>	<b>THM (<math>\mu\text{g/L}</math>) a 20 °C</b>
<b>2,5</b>	28
<b>5,0</b>	64
<b>10,0</b>	75
<b>15,0</b>	86
<b>20,0</b>	99

O efeito do período de contacto do agente desinfetante com a matéria orgânica faz-se notar de forma distinta na formação de cada uma das famílias de SPD. As concentrações de THM e de HAA aumentam com o tempo de contacto. No caso dos THM, verificou-se que, em amostras cloradas com 48 horas de tempo de contato, houve um incremento da sua concentração da ordem de 225%, quando comparadas com as de um tempo de 6 horas.

De outra forma, as concentrações de subprodutos voláteis como os haloacetoneitrilos e as haloacetonas diminuem com o aumento do tempo de contacto. Este efeito resulta da hidrólise e de reações com o desinfetante residual (Nikolaou *et al.*, 2004). Na Figura 8 (adaptada de Mohamed e Ali, 1995) está representada a tendência de formação de THM variando apenas o tempo de contacto.

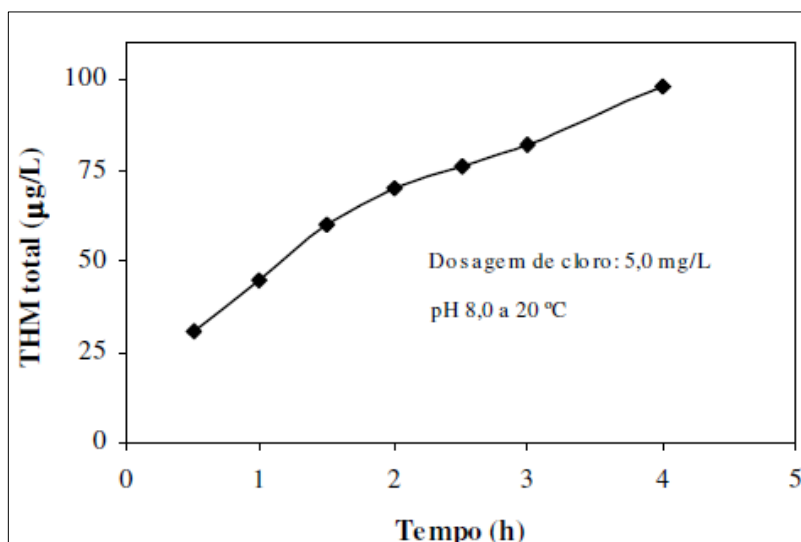


Figura 8. – Concentrações-tipo de THM detetadas em função da variação do tempo de contato. (Dose de cloro de 5mg/L, pH de 8 e temperatura de 20°C).

O aumento de temperatura implica uma maior velocidade das reações e, conseqüentemente, o consumo do agente desinfetante é mais rápido. Torna-se assim necessária a aplicação de uma maior dosagem o que acarreta um acréscimo na formação de SPD. Por outro lado, no caso dos HAN, pode ocorrer uma diminuição da sua concentração por decomposição, devido a maiores temperaturas e tempo de contacto (Zhang *et al.*, 2013).

Analisando os gráficos apresentados na Figura 9, pode constatar-se que a formação de THM e de HAA segue uma tendência que, no geral, é de subida com o aumento da temperatura, com raras exceções (TMH para baixas dosagens).

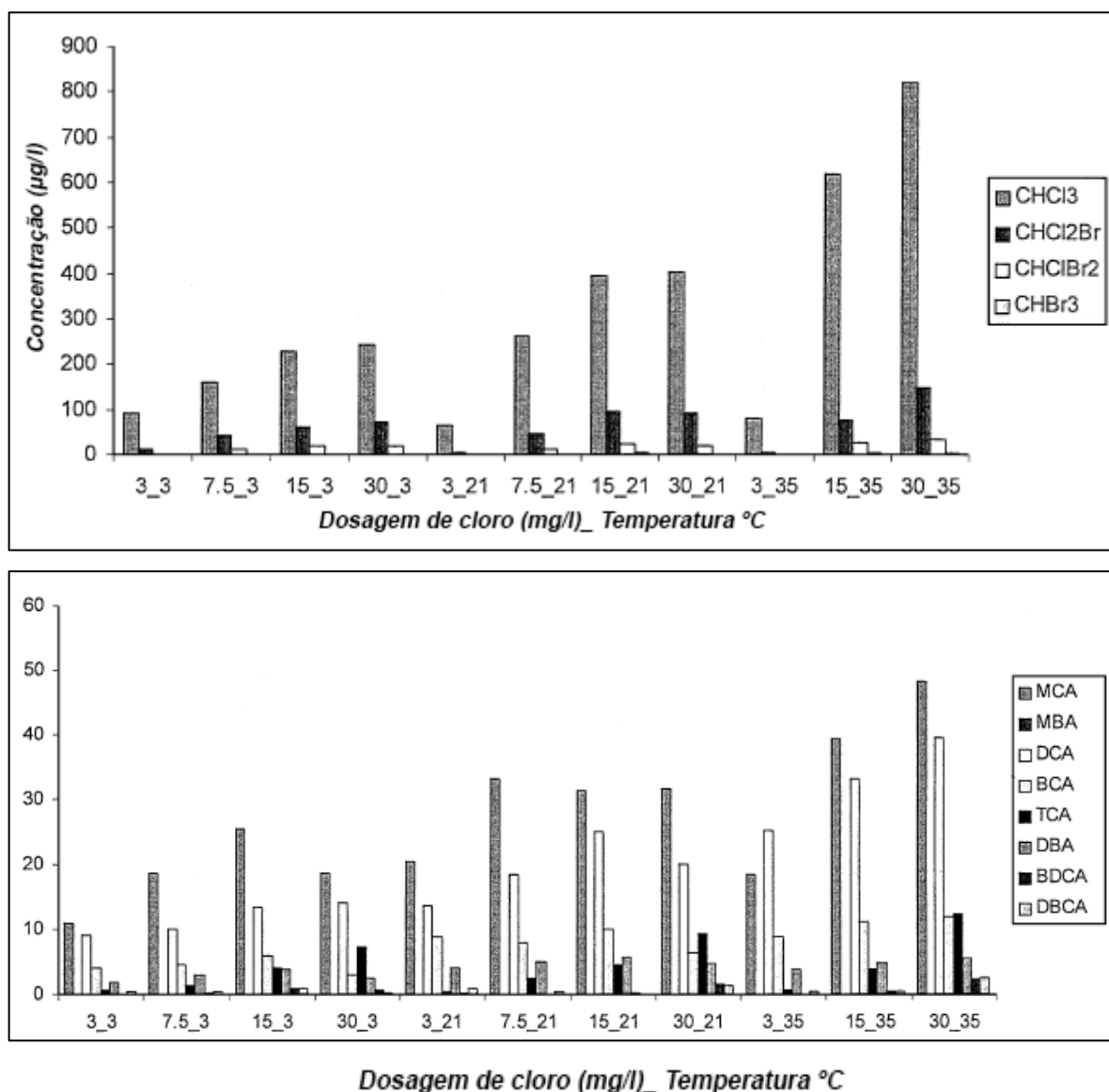


Figura 9. – Concentrações tipo de THM e HAA detetadas para diferentes valores de dosagem e temperatura. (Tempo de contacto de 4 horas).

O pH deve constituir um dos parâmetros alvo de constante controlo no âmbito do tratamento de água pois, além de ser um fator importante nas reações químicas, é uma característica determinante e relevante para a segurança nos usos da água com contacto direto, já que valores do pH distantes do neutro podem facilmente representar agressão à pele e mucosas dos utilizadores.

Na Figura 10 (adaptada de Hansen *et al.*, 2012) estão representadas as tendências de formação das principais famílias de SPD em função de variações de pH mantendo constantes a dose de desinfetante, a temperatura e o tempo de contacto.

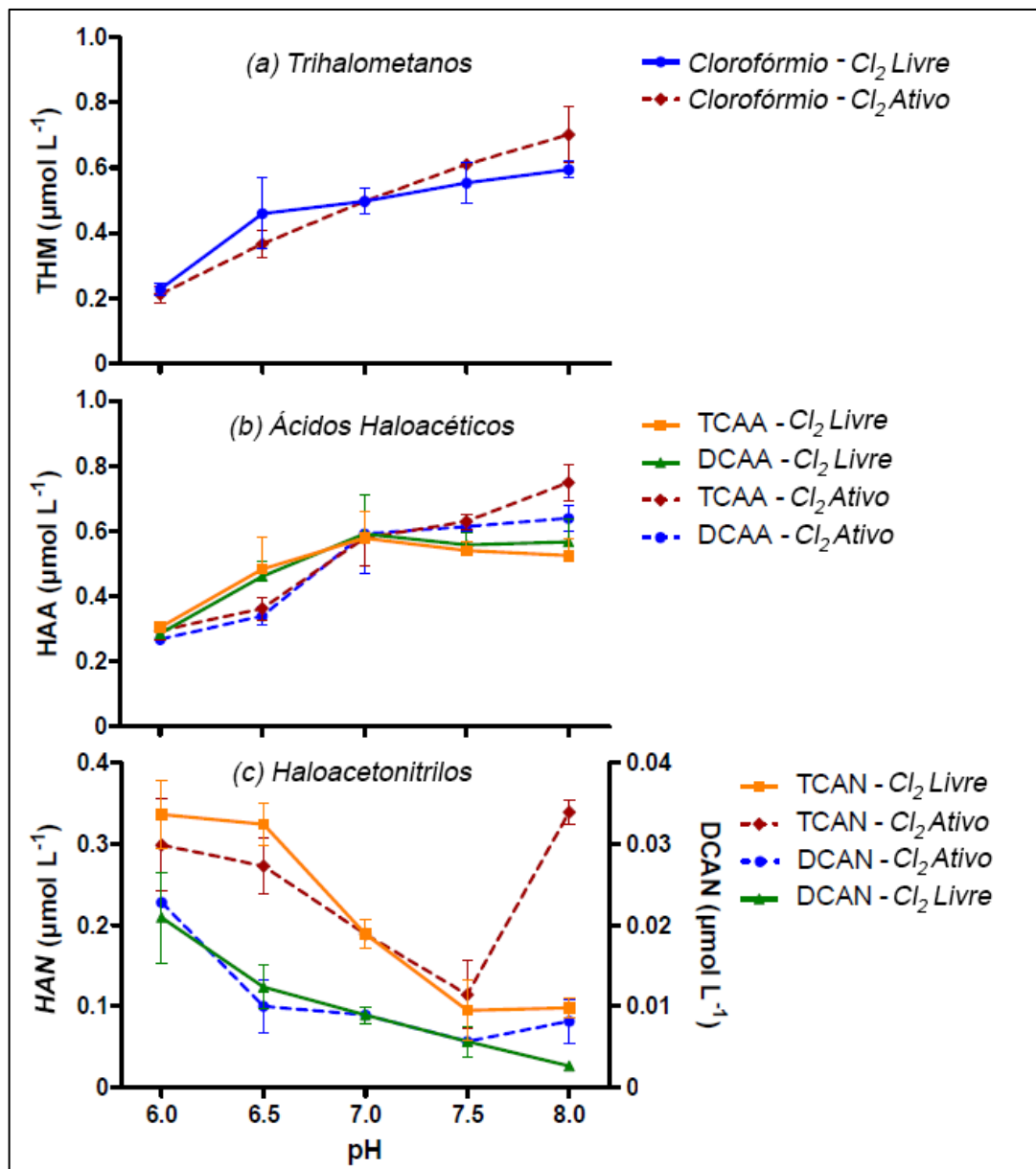


Figura 10. – Concentrações-tipo de a)THM, b)HAA e c)HAN detetadas para diferentes valores de pH. (Tempo de contacto de 48 horas e temperatura de 25°C).

Verifica-se, da análise destes gráficos, que o aumento do pH conduz a acréscimo da formação de THM e de HAA e diminuição de HAN (aumenta para valores de pH mais baixos).

A conjugação de todos os fatores de influência implica uma variabilidade relativa na formação das várias famílias de SPD. A continuada exposição a estes subprodutos, mesmo que em baixas concentrações, representa, a longo-médio prazo, risco para a saúde dos seres vivos pela toxicidade que apresentam e se analisa no ponto seguinte, tornando relevante e prioritário o estudo, quantificação e controlo da sua presença na água (Rodríguez *et al.*, 2007).

### **2.3.2. Toxicidade e efeitos prejudiciais à saúde**

Os principais fatores a considerar na caracterização do risco associado aos subprodutos formados são a quantidade acumulada que é absorvida ao longo do tempo e a sua toxicidade relativa. Estudos recentes referem que, por exemplo, durante um vulgar banho podem ser transferidos para o corpo humano cerca do dobro dos THM ingeridos em 2 L de água (Richardson *et al.*, 2007).

Dada a grande volatilidade de alguns destes compostos, a sua presença faz-se notar não só na coluna de água como no ar próximo da superfície, aumentando o risco de asma e inflamação das vias respiratórias. Estudos em crianças utilizadoras de piscinas cobertas com cloragem revelaram que os SPD podem danificar as células epiteliares pulmonares, promovendo o desenvolvimento de asma. Curiosamente, também em espaços similares ao ar livre este efeito se faz notar (Bernard *et al.*, 2008).

Estudos epidemiológicos têm revelado e comprovado a existência de vários efeitos na saúde resultantes da exposição a subprodutos da desinfecção. A presença de THM está comprovadamente relacionada com o aumento do risco de cancro da bexiga e do cólon (Villanueva *et al.*, 2006) e com problemas reprodutivos, tais como o atraso de crescimento intrauterino e a maior ocorrência de partos prematuros e de más formações congénitas (Florentin *et al.*, 2011; Legay *et al.*, 2010; Liviác, Wagner *et al.*, 2010; Richardson *et al.*, 2010; Rodriguez *et al.*, 2007; Sharma *et al.*, 2014; Weaver *et al.*, 2009; Zwiener *et al.*, 2006).

De acordo com Hansen *et al.* (2012), os HAN, embora presentes em menores concentrações, são a maior causa do acréscimo de toxicidade em águas de piscinas. O potencial cito/genotóxico destes é superior ao dos HAA, que por sua vez ultrapassa o dos THM (Liviác *et al.*, 2010).

O poder carcinogénico dos SPD é muitas vezes o parâmetro utilizado para avaliar o risco para a saúde humana associado a estes compostos e estabelecer padrões qualitativos para a água.

Na Tabela 6 apresentam-se alguns efeitos na saúde e uma classificação do potencial cancerígeno dos principais SPD realizada pela EPA (*US Environmental Protection Agency*).

Tabela 6. – Síntese dos principais efeitos na saúde e avaliação carcinogénica da exposição a SPD.

Classe de SPD	Composto	Classificação EPA	Efeitos Nocivos
Trihalometanos (THM)	Clorofórmio	B2	Cancro, fígado, rim, efeitos sobre a reprodução
	Dibromoclorometano	C	Sistema nervoso, fígado, rim, efeitos sobre a reprodução
	Bromodiclorometano	B2	Cancro, fígado, rim, efeitos sobre a reprodução
	Bromofórmio	B2	Cancro, sistema nervoso, fígado, efeitos sobre o rim
Haloacetónitrilo (HAN)	Tricloroacetónitrilo	C	Cancro, efeitos mutagénicos e clastogénicos
Aldeídos halogenados e cetonas	Formaldeído	B1	Mutagénicos *
Halofenol	2-Chlorofenol	D	agente de tumores
Ácidos haloacéticos (AHA)	Ácido dicloroacético	B2	Cancro, efeitos sobre reprodução e desenvolvimento
	Ácido tricloroacético	C	Fígado, rim, baço, efeitos no desenvolvimento

Legenda da classificação EPA (Environmental Protection Agency):

- Grupo A – Cancerígeno para humanos
- Grupo B1 – Provavelmente cancerígeno para humanos (com alguma evidencia epidemiológica)
- Grupo B2 – Provavelmente cancerígeno para humanos (evidencia laboratorial suficiente)
- Grupo C – Possivelmente cancerígeno para humanos
- Grupo D – Não classificado como cancerígeno para humanos

## 2.4. Controlo da presença de subprodutos da desinfecção

Os SPD podem ser ingeridos, absorvidos pela pele ou inalados devido à sua elevada volatilidade. Tem sido demonstrado al alguns estudos que existe uma maior concentração de SPD no sangue de indivíduos expostos a estes compostos através destas duas últimas vias que por ingestão de água da rede de distribuição.(Hebert *et al.*, 2010; Villanueva *et al.*, 2007).

### 2.4.1. Mitigação da formação e processos de remoção de SPD

Compreender a formação de SPD a partir de variados tipos e cargas de precursores é importante para desenvolver estratégias eficazes de controlo da sua presença na água, com o intuito de reduzir a exposição e consequentes potenciais malefícios na saúde dos seus utilizadores (usos doméstico, recreativo e/ou para reabilitação) (Kanan & Karanfil, 2011; Lee *et al.*, 2013).

As opções para o controlo dos SPD variam desde as pequenas alterações nos esquemas de tratamento de ETA existentes até à necessidade de investimentos avultados para reformular ou instalar sistemas complementares de tratamento. O objetivo é que, qualquer que seja a opção válida tomada, esta não implique uma deterioração na qualidade global da água. Na Figura 11 estão representados alguns dos princípios orientadores para a mitigação da ocorrência de SPD.

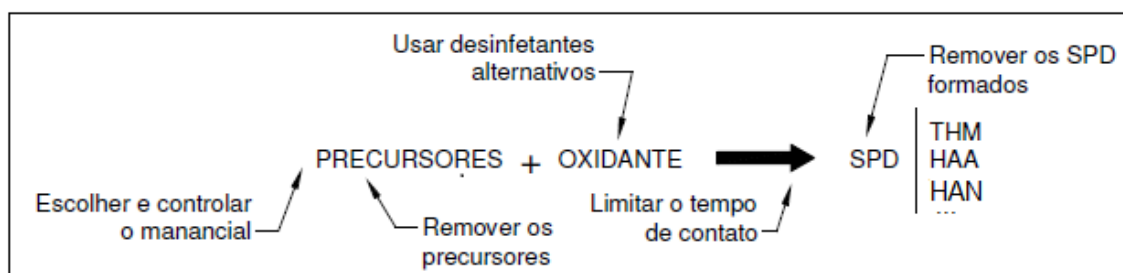


Figura 11. – Fluxograma de opções estratégicas para a redução da ocorrência de subprodutos da desinfecção

Os métodos para o controlo da formação dos SPD podem ser agrupados em: redução da concentração dos precursores, uso de processos alternativos de desinfecção e remoção dos SPD já formados. Nos parágrafos seguintes faz-se uma análise resumida de cada um deles.



### **Redução da concentração dos precursores**

Além do controlo da entrada de nutrientes nas origens de água, que favorece sempre os processos de eutrofização dos meios hídricos, com o intuito de evitar o crescimento de algas, a remoção de matéria orgânica, precursora de subprodutos halogenados (substâncias húmicas e fúlvicas), pode ser atingida com a aplicação de processos prévios de tratamento, tais como a coagulação/floculação/decantação.

O uso de agentes capazes de reagir com os precursores de SPD (num tratamento prévio) permite também diminuir o potencial de formação de subprodutos pela alteração ou completa oxidação química dos mesmos. Alguns destes agentes oxidantes poderão ser: ozono, dióxido de cloro, permanganato de potássio, radiação ultravioleta e peróxido de hidrogénio. As doses necessárias para atingir uma redução na formação de SPD são elevadas e requerem que o tempo de contacto seja mais prolongado que o normalmente usado na desinfeção.

### **Processos alternativos de desinfeção**

Os desinfetantes que não utilizem o cloro livre contribuem para a diminuição ou eliminação da formação de SPD, caso do ozono, bromo, cloreto de bromo, monocloramias, permanganato de potássio, peróxido de hidrogénio e outros. Destes, os mais vulgarmente utilizados no tratamento de água para consumo humano são a monocloramina, o dióxido de cloro e o ozono.

Apesar da sua vantagem de não contribuírem de igual forma para a produção de subprodutos como o THM, estes agentes podem originar outros SPD dependendo do tipo e concentração de MON presente na água. Estes novos subprodutos, ao não estarem tão suficientemente estudados, podem representar um risco emergente e agravado para a saúde pública.

A monocloramina constitui um agente desinfetante mais fraco que o cloro livre, podendo ter alguma toxicidade, enquanto o dióxido de cloro produz cloritos e cloratos como subprodutos, bem como outras espécies aniónicas, cujo eventual efeito nocivo na saúde é ainda desconhecido.

Alguns processos de desinfeção por meios eletroquímicos, sem adição de compostos clorados, têm registado algum desenvolvimento no passado recente, revelando-se como técnicas inovadoras promissoras, dado não contribuírem para a formação de SPD. Contudo, poderão representar outros riscos ainda desconhecidos (Martinez-Huitle & Brillas, 2008).

Num estudo recente, foi referido igualmente um bom desempenho no uso de nanotubos de carbono na remoção de um leque diverso de contaminantes, percursores de SPD e toxinas (e.g., bactérias, vírus, NOM, cianobactérias). Este material destaca-se pela sua elevada capacidade de adsorção e potencial de regeneração (Upadhyayula *et al.*, 2009).

Os processos de oxidação fotocatalítica são outras da opções que estão a emergir como uma solução promissora e eficaz na desinfeção de água. A fotocátalise por TiO<sub>2</sub> constitui uma técnica altamente versátil e inovadora que se revela muito eficaz na eliminação de uma vasta gama de espécies biológicas (Liu *et al.*, 2008; McCullagh *et al.*, 2007).

Uma forma bastante eficaz de minimizar a formação de SPD passa pela otimização da dosagem de cloro para os níveis mínimos necessários, em função do tempo de contacto. Isto requer um conhecimento aprofundado do comportamento do desinfetante numa dada água a tratar, incluindo a correta avaliação da sua carência e da respetiva cinética de decaimento (Gopal *et al.*, 2007; Krasner, 2009).

### **Remoção dos SPD formados**

Uma vez formados, os subprodutos podem ser removidos por vários métodos, tais como: oxidação, arejamento, nanofiltração e adsorção (e.g., carvão ativado).

A fotólise é um processo competente na eliminação destes subprodutos, sendo mesmo mais eficiente que o ozono quando utilizados isoladamente. A combinação ozono/UV apresenta-se como um tratamento bastante eficaz, podendo baixar significativamente a concentração de THM e HAN devido à sensibilidade que estes apresentam à radiação UV (Hansen *et al.*, 2013; Weng, Li, & R., 2012).

O arejamento constitui uma forma simples de eliminar alguns dos subprodutos voláteis formados. No entanto, este processo apresenta algumas desvantagens, pois polui a atmosfera e remove o desinfetante residual, essencial para conter algum foco de contaminação ao longo do sistema de distribuição de água.

A evolução nos últimos anos da tecnologia de filtração por membranas (e a importante progressiva diminuição dos custos a elas associados) fazem com que a opção de micro e/ou ultrafiltração tenha vindo a ter alguma aplicação no tratamento de águas. Este processo caracteriza-se também pelo facto de existir a possibilidade de, dependendo da dimensão dos poros que tornam as membranas permeáveis, ocorrer a remoção de compostos desinfetantes

diluídos que seriam necessários como residual. Será sempre imprescindível avaliar o efeito deste fenómeno na aplicação de tais soluções.

Os sistemas de adsorção em carvão ativado granulado (GAC) são também uma opção na remoção de SPD, embora onerosa, sendo considerados até os mais eficientes na redução da concentração de THM e recomendados pela EPA. Apresenta como desvantagens a necessidade de reconstituir o meio filtrante substituindo-o com alguma frequência (de modo a garantir a eficiência da remoção de material orgânico) e constituir um ambiente propício à proliferação microbológica (Gopal *et al.*, 2007; Krasner, 2009).

#### **2.4.2. Técnicas de medição de SPD**

##### **Cromatografia gasosa**

A metodologia clássica para a quantificação de SPD em amostras aquosas é por cromatografia gasosa. Esta técnica é reconhecida mundialmente e recomendada por vários organismos de padronização de ensaios para tratamento de água, tais como o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* e a *Environmental Protection Agency* (EPA).

A cromatografia gasosa, GC (*Gas Chromatography*), tem como princípio que as substâncias voláteis, quando transportadas por um gás numa coluna, interagem com a fase estacionária da coluna, que pode ser sólida ou líquida ligada a um material sólido. Com a injeção de uma mistura de substâncias no cromatógrafo gasoso, cada uma delas pode interagir e distribuir-se entre o gás transportador e o adsorvente de uma forma específica. Esta interação, se existir, permite que cada substância seja retida na coluna em diferentes tempos, possibilitando a sua distinção e conseqüente especificação.

Acoplados à GC estão normalmente diferentes detetores, sendo os mais comuns na análise dos SPD voláteis, o espectrómetro de massa, MS (*Mass Spectrometer*), o detetor de ionização por chama, FID (*Flame Ionization Detector*) e o detetor de captura eletrónica, ECD (*Electron Capture Detector*).

Os SPD não voláteis, como os ácidos haloacéticos (HAA), poderão também ser analisados por GC, mas, pelas suas características fortemente ácidas e hidrofílicas (cerca de 99,99% dos HAA estão na forma dissociada em ião haloacetato em água potável) não é possível fazê-lo diretamente tornando-se necessária uma etapa prévia de derivatização (técnica pela qual se

transforma uma substância em outra derivada, por meio de reação química). Também os SPD voláteis em baixas concentrações têm de se submeter a uma etapa de pré-concentração (Nikolaou et al., 2004; Pereira, 2007).

Na tabela 7 (adaptada de AWWA,1998; EPA, 1995) são apresentados os principais métodos cromatográficos para detecção de THM e suas principais características.

Tabela 7. – Síntese dos métodos cromatográficos para detecção de THM.

Fonte	Método	Extração/Concentração	Separação	Deteção	Especiação
EPA	524.2	“Purge and Trap”	CG	EM	<i>Sim</i>
	551.1	Líquido-líquido	CG	DCE	<i>Sim</i>
	552.2	Líquido-líquido	CG	DCE	<i>Sim</i>
Standard Methods	6210	“Purge and Trap”	CG	EM	<i>Sim</i>
	6230	“Purge and Trap”	CG	EM	<i>Sim</i>
	6232	Líquido-líquido	CG	DCE	<i>Sim</i>

Legenda: CG: cromatografia gasosa; DCE: detetor de captura de eletrões  
EM: espectrometria de massas;

Os métodos de extração mais comuns aplicados na preparação de amostras de água com SPD voláteis são:

- *Headspace*: técnica excelente e sensível na análise de compostos em baixas concentrações num meio aquoso. Permite uma análise dos compostos voláteis que se encontram na parte superior da solução (*overhead*) de forma direta no cromatógrafo, sem necessidade de se recorrer ao pré-tratamento da amostra;
- Microextração em fase sólida, SPME (*Solid Phase Micro-Extraction*): realiza-se a preparação de amostras sem recorrer a solventes. Sendo muito simples e eficiente, a SPME é uma técnica que engloba, numa só etapa e num só equipamento as fases de extração, concentração e transferência para o cromatógrafo gasoso, diminuindo com isso a manipulação e tempo de preparação de amostra;
- Extração líquido-líquido, LLE (*Liquid Liquid Extraction*): é usada tanto no enriquecimento de compostos orgânicos semivoláteis como voláteis em matrizes líquidas. A LLE de SPD voláteis pode alcançar um limite de deteção muito baixo na análise destes compostos em concentrações vestigiais;

- Extração em fase sólida, SPE (*Solid Phase Extraction*): é um método que usa uma fase sólida em uma líquida para isolar elementos em amostras aquosas. Pode ser considerado um meio de purificação de amostras, antes da análise por cromatografia líquida, com o propósito de eliminar outras substâncias que compõem a matriz. A sua aplicação é quase sempre em compostos semi-voláteis, dado que, em compostos muito voláteis, pode existir risco de perdas (Demeestere *et al.*, 2007).

### **Espectroscopia de absorção diferencial UV**

A espectroscopia de absorção diferencial UV constitui uma técnica que permite aferir a formação de SPD, tais como os THM, a partir das características de absorção UV de amostras de água. Num estudo recente (Ozdemir, 2013), foi estabelecida uma relação fiável entre a absorvância UV da MON e a quantidade formada de SPD durante o processo de cloração. A absorvância não é mais que a capacidade intrínseca dos materiais em absorver radiações em frequência específica.

O equipamento usado na espectroscopia UV é o espectrofotómetro. De modo a que seja obtida informação sobre a absorção de uma amostra de água, esta é inserida no caminho ótico do aparelho e aí, a radiação UV num certo comprimento de onda (ou, usualmente, numa faixa de comprimentos de ondas) é passada pela amostra. O espectrofotómetro procede então à quantificação da quantidade de luz que foi absorvida e o que resulta da espectroscopia é essencialmente um gráfico (espectro ultravioleta) da absorvância em função do respetivo comprimento de onda aplicado.

Este método diferencial foca-se na alteração da absorvância UV causada pela reação de cloração. O espectro diferencial UV da MON sujeita a cloração é definido pela Eq. 14:

$$\Delta UV_{\lambda} = UV_{\lambda}^{\text{clorada}} - UV_{\lambda}^{\text{inicial}} \quad (14)$$

Onde:

$UV_{\lambda}^{\text{inicial}}$  é a absorvância UV no comprimento de onda  $\lambda$  antes da cloração;

$UV_{\lambda}^{\text{clorada}}$  é a absorvância UV no comprimento de onda  $\lambda$  após a cloração;

$\Delta UV_{\lambda}$  é a absorvância UV diferencial no mesmo comprimento de onda  $\lambda$ .

Este comprimento de onda toma normalmente o valor de 272nm (nanómetros) pelo facto de que o foco, neste ponto do espectro, apresentar consistentemente bons resultados quando submetido a validação em comparação com outros métodos de medição.

Na Figura 12 é perceptível a região do espectro eletromagnético na qual se situa a faixa de comprimento de onda aplicado.

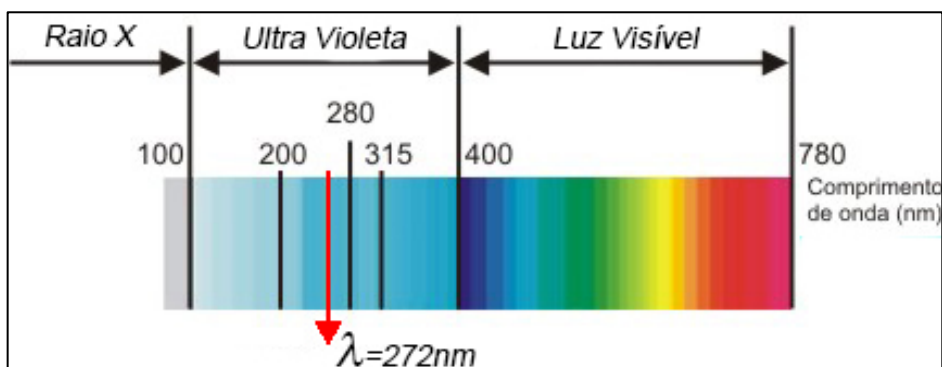


Figura 12. – Posicionamento do comprimento de onda de 272nm numa fração do espectro eletromagnético.

A correlação entre a formação de THM e a  $\Delta UV_{272}$  traduz-se por uma equação linear com valores de correlação próximos da unidade tal como se pode constatar na Figura 13 (adaptada de Ozdemir, 2013).

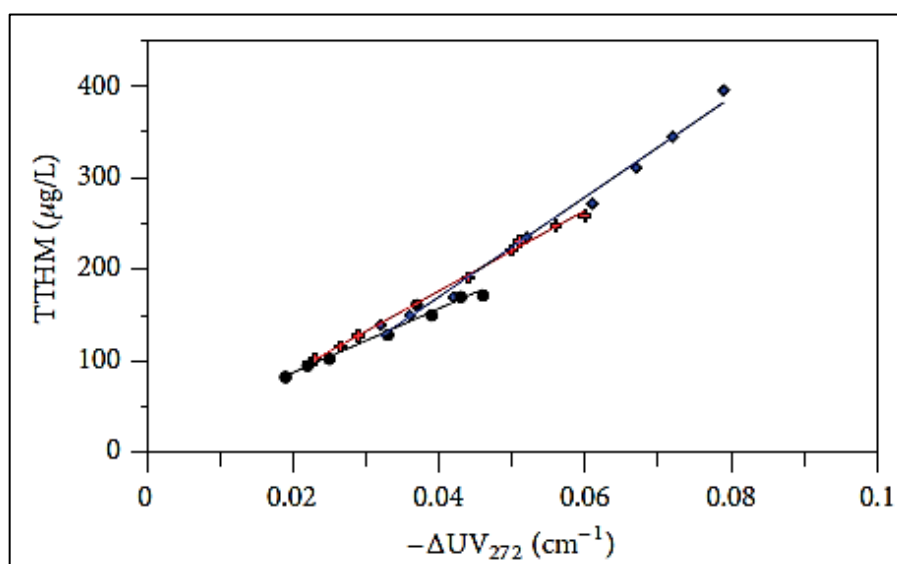


Figura 13. – Correlação linear entre os valores de  $\Delta UV_{272}$  e as concentrações de THM.

A verificar-se como técnica reproduzível, a  $\Delta UV_{272}$  pode ser uma opção válida para a monitorização/medição de THM sob uma vasta gama de condições de desinfecção e características da água desinfetada (Ozdemir, 2013; Roccaro & Vagliasindi, 2009).

### **2.4.3. Modelação da formação de SPD na água**

O processo de desinfecção da água para consumo humano deve alcançar uma relação ótima entre o nível de segurança biológica, a presença quantitativa e qualitativa de SPD e o seu custo de aplicação.

De modo a atingir este patamar de otimização, é fundamental compreender primeiramente as complexas interações que se estabelecem entre os fenómenos de decaimento do cloro e de formação de SPD, assim como a relação destes com a qualidade de água na origem, os processos de tratamento aplicados e as condições de armazenamento e distribuição da água. Com o conhecimento sólido e aprofundado destas interações é então possível construir modelos numéricos que permitam prever e simular a potencial formação de SPD em diferentes cenários operacionais e de qualidade da água a desinfetar.

Esta modelação, ou seja, a representação matemática das cinéticas envolvidas na formação de SPD adquire maior importância no contexto da crescente preocupação por parte dos legisladores de vários países em responder à cada vez mais relevante evidência epidemiológica que incide sobre tais compostos. O estabelecimento de valores-limite regulamentares cada vez mais restritivos para os SPD pressiona o desenvolvimento de técnicas de medição compatíveis com a necessidade de deteção de concentrações cada vez mais baixas destes compostos nos sistemas de distribuição de água. Assim, a modelação apresenta-se na prática como uma forma de monitorização complementar à convencional, dado que nesta última a medição de concentrações de subprodutos na água requer análises de cromatografia gasosa ou outras que se apresentam como técnicas morosas e muito onerosas (Brown *et al.*, 2011b).

Os modelos matemáticos constituem assim, pelo seu baixo custo, rapidez de aplicação e obtenção de resultados, uma importante ferramenta no âmbito da tomada de decisões relativamente à gestão operacional de estações de tratamento e no controlo da qualidade da água, nomeadamente na avaliação do seu desempenho e na estimação da exposição a SPD das populações, no suporte a estudos epidemiológicos e na correspondente avaliação do risco para a saúde. (Sadiq & Rodriguez, 2004).

O seu desenvolvimento pode ser feito com base em dados provenientes de investigação realizada em processos de tratamento à escala real ou à escala piloto. No primeiro caso, embora se constituam como mais realistas, oferecem resultados com uma precisão ligeiramente inferior à obtida em estudos de laboratório, pelo facto de incorporarem os efeitos (variáveis não contempladas nos modelos) de séries específicas de processos de tratamento de água e correspondentes sistemas de distribuição com a sua inerente, embora variável, complexidade.

Para um eficiente controlo dos subprodutos da desinfecção seria desejável uma alta precisão e fiabilidade de resultados nos modelos fundamentados em estudos de campo (Shimazu et al., 2005). Assim, seguindo um processo evolutivo na busca de soluções inovadoras e com níveis de precisão elevados contemplando novas variáveis, foram desenvolvidos vários modelos para prever a formação de SPD em água para consumo humano. Dependendo do âmbito, aplicação e tipo de utilização, tornam-se relevantes fatores diferenciadores da aplicação destes modelos, tais como o nível de precisão do modelo, a facilidade da sua calibração e validação e a consideração de diferentes variáveis dependentes do tipo de água e tratamentos prévios envolvidos.



Na Tabela 8 (adaptada de Chowdhury *et al.*, 2009) estão representadas as principais propostas a nível da modelação da formação de THM (totais ou dos seus quatro constituintes específicos) nas últimas três décadas.

Tabela 8. – Síntese dos modelos de formação de THMs.

Autor e ano	Descrição do modelo	R <sup>2</sup>	Unidade
1. Minear and Morrow (1983)	THMs = -3.91 + (Br <sup>-</sup> ) <sup>0.15</sup> + 0.23log(D) + 0.24(pH) + 10 <sup>0.0097</sup> + 0.26(NVTOC)	>0.90	(µmol/L)
2. Urano et al. (1983)	THMs = 0.00082(pH - 2.8)TOC.D <sup>0.25</sup> .t <sup>0.36</sup>	NR	(µg/L)
3. Engerholm and Amy (1983)	CHCl <sub>3</sub> = k <sub>1</sub> k <sub>2</sub> (TOC) <sup>0.95</sup> ( $\frac{D}{100}$ ) <sup>0.28</sup> t <sup>2</sup>		
4. Morrow and Minear (1987)	(a) THMs = -3.91 + (Br <sup>-</sup> ) <sup>0.15</sup> + 0.23 log(D) + 0.24(pH) + 10 <sup>0.0097</sup> + 0.26(NVTOC) (b) THMs = -3.94 + (Br <sup>-</sup> ) <sup>0.19</sup> + 0.35 log(D) + 0.24(pH) + 10 <sup>0.0097</sup> + 0.27(NVTOC) (c) THMs = -2.42 + (Br <sup>-</sup> ) <sup>0.15</sup> + 0.24 log(D) + 0.24(pH) + 10 <sup>-2.045T</sup> + 0.25(NVTOC)	NR NR NR	(µmol/L)
5. Amy et al. (1987)	THMs = 0.0031(UV <sub>254</sub> .TOC) <sup>0.440</sup> (D) <sup>0.409</sup> (t) <sup>0.265</sup> (T) <sup>1.06</sup> (pH - 2.6) <sup>0.715</sup> (Br <sup>-</sup> + 1) <sup>0.0358</sup>	0.90	(µmol/L)
6. Adin et al. (1991)	THMs = K <sub>1</sub> .K <sub>2</sub> .TOC [(1/((K <sub>1</sub> + K <sub>3</sub> )(K <sub>2</sub> + 0.19)))] + (1/(K <sub>1</sub> + K <sub>3</sub> - 0.19)) × ((1/(K <sub>1</sub> + K <sub>3</sub> )) exp(-(K <sub>1</sub> + K <sub>3</sub> )(tc)) - ((1/(K <sub>2</sub> + 0.19))exp(-(K <sub>2</sub> + 0.19)(tc))); K <sub>1</sub> = 4.38 × 10 <sup>-8</sup> (D); K <sub>2</sub> = 11.36 × 10 <sup>-7</sup> (D); K <sub>3</sub> = 7.14 × 10 <sup>-13</sup> (D) <sup>2</sup>	0.90	(µg/L)
7. Harrington et al. (1992)	THMs = 0.00309 (TOC.UV <sub>254</sub> ) <sup>0.44</sup> .D <sup>0.409</sup> .t <sup>0.265</sup> .T <sup>1.06</sup> (pH - 2.6) <sup>0.715</sup> (Br <sup>-</sup> + 1) <sup>0.03</sup>	NR	(µg/L)
8. Malcolm Pirnie Inc. (1992)	CHCl <sub>3</sub> = 0.078 (TOC.UV <sub>254</sub> ) <sup>0.616</sup> .D <sup>0.391</sup> .t <sup>0.265</sup> .T <sup>1.15</sup> (pH - 2.6) <sup>0.8</sup> (Br <sup>-</sup> + 1) <sup>-2.23</sup>	NR	(µg/L)
9. Malcolm Pirnie Inc. (1993)	THMs = 7.21(TOC) <sup>0.004</sup> (UV <sub>254</sub> ) <sup>0.534</sup> (D - 75 × NH <sub>3</sub> -N) <sup>0.224</sup> (t) <sup>0.255</sup> (Br <sup>-</sup> + 1) <sup>2.01</sup> (T) <sup>0.480</sup> (pH - 2.6) <sup>0.719</sup>	NR	(µg/L)
10. Montgomery Watson (1993)	CHCl <sub>3</sub> = 0.064(TOC) <sup>0.329</sup> (UV <sub>254</sub> ) <sup>0.874</sup> (Br <sup>-</sup> + 0.01) <sup>0.404</sup> (pH) <sup>1.101</sup> (D) <sup>0.561</sup> (t) <sup>0.269</sup> (T) <sup>1.018</sup>	0.88	(µg/L)
11. Lou and Chiang (1994)	THMs = THMo + 7.01(pH - 2.3) <sup>0.11</sup> (NVTOC) <sup>1.06</sup> (t) <sup>0.748</sup> (D) <sup>0.764</sup> (β) β = { ∫ <sub>0</sub> <sup>∞</sup> (e <sup>-0.0393NVTOCt</sup> ) $\frac{1}{2\sqrt{\pi t}}$ exp[- $\frac{(t-\beta)^2}{4t}$ ] dt } <sup>0.764</sup>	NR	(µg/L)
12. Ibarluzea et al. (1994)	CHCl <sub>3</sub> = 10.8 + 0.04(Flu) + 1.16(pH) + 0.12(T) + 1.91 (Co)	0.82	(µg/L)
13. Rathbun (1996a)	CHCl <sub>3</sub> = 0.442(pH) <sup>2</sup> (D) <sup>0.229</sup> (DOC) <sup>0.912</sup> (Br <sup>-</sup> ) <sup>-0.116</sup>	0.97	(µg/L)
14. Rathbun (1996b)	THMs = 14.6 (pH - 3.8) <sup>1.01</sup> (D) <sup>0.206</sup> (UV <sub>254</sub> ) <sup>0.849</sup> (t) <sup>0.306</sup>	0.98	(µg/L)
15. Chang et al. (1996)	(a). THMs = 12.72 (TOC) <sup>0.291</sup> (t) <sup>0.271</sup> (D) <sup>-0.072</sup> (b). THMs = 108.8(TOC) <sup>0.2466</sup> (t) <sup>0.2956</sup> (UV <sub>254</sub> ) <sup>0.9919</sup> (D) <sup>0.126</sup> (c). THMs = 131.75(t) <sup>0.2931</sup> (UV <sub>254</sub> ) <sup>1.075</sup> (D) <sup>0.1064</sup>	0.94 0.97 0.95	(µg/L)
16. G. Villanova et al. (1997a)	ln(CHCl <sub>3</sub> ) = 0.348 + 0.00059(T) <sup>3</sup> - 0.000023(T) <sup>4</sup> + 0.0237(pH) <sup>2</sup> + d + e	0.65	(µg/L)
17. G. Villanova et al. (1997b)	ln(CHCl <sub>3</sub> ) = 0.81Y + 0.162V + 0.00047(T) <sup>3</sup> - 0.0000204(T) <sup>4</sup> + 0.00339(pH) <sup>2</sup> + e	0.86	(µg/L)
18. Clark and Sivaganesan (1998)	THMs = A(C <sub>Cl<sub>2</sub></sub> - ( $\frac{C_{Cl_2} - K_1}{K_2}$ ))) u = M(1 - K); K = e <sup>0.32(C<sub>Cl<sub>2</sub></sub>) - 0.44(TOC)<sup>0.63</sup>pH - 0.29(T)<sup>0.14</sup></sup> ; A = e <sup>1.49(C<sub>Cl<sub>2</sub></sub>) - 0.48(TOC)<sup>0.18</sup>pH - 0.96(T)<sup>0.28</sup></sup> M = e <sup>-2.46 - 0.19TOC - 0.14pH - 0.07T - 0.01pH T</sup>	K = 0.71 A = 0.78 M = 0.42	(µg/L)
19. Goufopoulos et al. (1998)	THMs = 13.5ln(Chla) - 14.5(pH) + 230(Br <sup>-</sup> ) - 140(Br <sup>-</sup> ) <sup>2</sup> - 25.3(S) + 110.6(Sp) - 6.6(T.Sp) + 1.48(T.D)	0.98	(µg/L)
20. Amy et al. (1998)	THMs = 0.00412(DOC) <sup>1.10</sup> (D) <sup>0.152</sup> (Br <sup>-</sup> ) <sup>0.068</sup> (T) <sup>0.61</sup> (pH) <sup>1.60</sup> (t) <sup>0.260</sup>	NR	(µg/L)
21. Rodriguez et al. (2000)	(a). THMs = 0.044(DOC) <sup>1.030</sup> (t) <sup>0.262</sup> (pH) <sup>1.149</sup> (D) <sup>0.277</sup> (T) <sup>0.968</sup> (b). THMs = 1.392(DOC) <sup>1.092</sup> (pH) <sup>0.531</sup> (T) <sup>0.255</sup>	0.90 0.34	(µg/L)
22. Sung et al. (2000)	(a). THMs = a(OH <sup>-</sup> )(D(1 - e <sup>-kt</sup> ))(UV <sub>254</sub> ) <sup>n</sup> (algae) <sup>p</sup> (b). CHCl <sub>3</sub> = 2.3 × 10 <sup>6</sup> (OH <sup>-</sup> ) <sup>0.52</sup> (D(1 - e <sup>-kt</sup> )) <sup>0.56</sup> (UV <sub>254</sub> ) <sup>0.57</sup> (algae) <sup>-0.10</sup>	0.93	(µg/L)
23. Westerhoff et al. (2000)	THMs = b <sub>0</sub> + b <sub>1</sub> (DOC) + b <sub>2</sub> (D <sub>1</sub> ) + b <sub>3</sub> (Br <sup>-</sup> ) <sub>100</sub> + b <sub>4</sub> (T) + b <sub>5</sub> (pH) + b <sub>6</sub> (t)	NR	(µg/L)
24. Elshorbagy et al. (2000)	THM <sub>S<sub>t</sub> + Δt</sub> = THM <sub>S<sub>t</sub></sub> + 0.582(Cl <sub>t + Δt</sub> - Cl <sub>t</sub> )	NR	(µmol/L)
25. Clark et al. (2001)	THMs = α(C <sub>Cl<sub>2</sub></sub> - ( $\frac{C_{Cl_2} - K_1}{K_2}$ ))); u = M(1 - K); K = e <sup>1.89(pH) - 0.13(Br<sup>-</sup> + 1)<sup>0.1</sup>(Cl<sub>0</sub>)<sup>-0.75</sup></sup> M = e <sup>3.96 - 0.305(Br<sup>-</sup>) + 0.0145(Cl<sub>0</sub> pH) - 0.232 - 0.846(p) - 0.231pH</sup>	K = 0.95 M = 0.70	(µg/L)
26. Goufopoulos and Arhonditis (2002a)	(a). THMs = -0.26chla + 1.57pH + 28.748r - 66.72Br <sup>2</sup> - 43.63S + 1.13Sp + 2.62TS - 0.72TD (b). CHCl <sub>3</sub> = -0.32chla + 0.68pH + 2.51D + 1.93Sp - 22.07S + 1.38TS - 0.12TD	0.52 0.51	(µg/L)
27. Goufopoulos and Arhonditis (2002b)	$\frac{d[THM]}{dt} = Q_{outflow}(THMs) + k[Va_3TOC^{0.51}][Halogen]^{0.5}$		(µg/L)
28. Gang et al. (2002)	(a). THMs = αD(1 - fe <sup>-kt</sup> ) + (1 - f)e <sup>-kt</sup>	NR	(µg/L)
29. Al-Omari et al. (2004)	[THMs] = 4.527t <sup>0.127</sup> p <sup>0.595</sup> TOC <sup>0.596</sup> Br <sup>0.103</sup> pH <sup>0.066</sup>		(µg/L)

Tabela 8. – (Continuação)

Autor e ano	Descrição do modelo	R <sup>2</sup>	Unidade
30. Kolla (2004)	THMs = 0.0001D <sup>3.14</sup> pH <sup>1.56</sup> TOC <sup>0.69</sup> p <sup>0.175</sup>	0.77	(µg/L)
	DCAN = 3.567D <sup>1.03</sup> pH <sup>-1.64</sup> p <sup>0.18</sup> p <sup>0.234</sup>	0.69	
	TCP = 0.785D <sup>3.474</sup> pH <sup>-4.659</sup> p <sup>0.147</sup>	0.68	
31. Lekkas and Nikolaou (2004)	logTHMs = 1.546 + 0.631pH <sup>2</sup> + 0.569log(t) + 0.385log(D)	0.87	(µg/L)
32. Sohn et al. (2004)	(a) THMs = 10 <sup>-1.385</sup> (DOC) <sup>1.098</sup> (D) <sup>0.152</sup> (Br <sup>-</sup> ) <sup>0.068</sup> (T) <sup>0.609</sup> (pH) <sup>1.601</sup> (t) <sup>0.263</sup>	0.90	(µg/L)
	(b) THMs = 0.42 (UV <sub>254</sub> ) <sup>0.482</sup> (D) <sup>0.339</sup> (Br <sup>-</sup> ) <sup>0.023</sup> (T) <sup>0.617</sup> (pH) <sup>1.601</sup> (t) <sup>0.261</sup>	0.70	
	(c) THMs = 0.283 (DOC * UV <sub>254</sub> ) <sup>0.421</sup> (D) <sup>0.145</sup> (Br <sup>-</sup> ) <sup>0.041</sup> (T) <sup>0.614</sup> (pH) <sup>1.606</sup> (t) <sup>0.261</sup>	0.81	
	(d) THMs = 3.296 (DOC) <sup>0.801</sup> (D) <sup>0.261</sup> (Br <sup>-</sup> ) <sup>0.233</sup> (t) <sup>0.264</sup>	0.87	
	(e) THMs = 75.7 (UV <sub>254</sub> ) <sup>0.593</sup> (D) <sup>0.332</sup> (Br <sup>-</sup> ) <sup>0.0603</sup> (t) <sup>0.264</sup>	0.90	
	(f) THMs = 23.9 (DOC * UV <sub>254</sub> ) <sup>0.403</sup> (D) <sup>0.225</sup> (Br <sup>-</sup> ) <sup>0.141</sup> (t) <sup>0.264</sup>	0.92	
	(g) THMs = (THM <sub>9pH=7.5, T=20 °C</sub> ) * 1.156 <sup>(pH-7.5)</sup> 1.0263 <sup>(T-20)</sup>	0.92	
33. Uyak et al. (2005)	THMs = 0.0707(TOC + 3.2) <sup>1.34</sup> (pH - 4.0) <sup>1.496</sup> (D - 2.5) <sup>-0.197</sup> (T + 10) <sup>0.724</sup>	0.98	(µg/L)
34. Uyak and Toroz (2005)	Log(THMs) = 1.078 + 0.398log(TOC) + 0.158log(T) + 0.702log(D)	0.83	(µg/L)
35. Rodrigues et al. (2007)	THMs = 16.0 + 1.6FA + 0.1D + 0.3T - 0.8FA × T - 1.2FA <sup>2</sup> - 2.8D <sup>2</sup>	NR	(µg/L)
	CHCl <sub>3</sub> = 3.5 + 0.8FA + 0.02D + 0.07T - 0.3T <sup>2</sup>	NR	
	BDCM = 4.5 + 0.7FA + 0.04D - 0.8D <sup>2</sup> + 0.4T <sup>2</sup>	NR	
	DBCM = 4.0 + 0.4FA + 0.05D + 0.1T - 1.0D <sup>2</sup> - 0.7FA <sup>2</sup>	NR	
	CHBr <sub>3</sub> = 4.0 - 0.2FA + 0.03D + 0.09T - 0.6 FA × T - 0.5 FA <sup>2</sup> - 0.8D <sup>2</sup>	NR	
37. Semejian et al. (2008)	THMs <sup>2</sup> = 17.31 + 10.52D <sup>2</sup> + 259728.60(SUVA) <sup>2</sup>	0.39	(µg/L)
	THMs <sup>2</sup> = 42.10 + 29.23D <sup>2</sup> + 353375.0(UV <sub>254</sub> ) <sup>2</sup>	0.33	
	THMs <sup>2</sup> = -471.11 + 0.48r <sup>2</sup> + 1856.07(Br <sup>-</sup> ) <sup>2</sup> + 404.38D <sup>2</sup>	0.31	

THMs=trihalometanos totais; CHCl<sub>3</sub>=clorofórmio; BDCM= bromodihalometano; DBCM=dibromodihalometano; CHBr<sub>3</sub> = bromofórmio; P= probabilidade de excesso sobre o limite regulatório; a= rácio entre THMs formados (µg/L) e cloro consumido (mg/L); β= rácio entre HAAs formados (µg/L) e cloro consumido (mg/L); NVTOC= carbono orgânico total não volátil (mg/L); TOC= carbono orgânico total (mg/L); DOC= carbono orgânico dissolvido (mg/L); UV<sub>254</sub> = Absorção ultravioleta no comprimento de onda 254nm (cm<sup>-1</sup>); D= dose de cloro (mg/L); T=temperatura (°C); t= tempo de reação (horas); t<sub>m</sub>= tempo de reação em minutos; u= constante de velocidade de reação (min<sup>-1</sup>); C<sub>0</sub>= concentração inicial de cloro (mg/L); K= constante adimensional; Br<sup>-</sup> = concentração dos íons de bromo (mg/L); q= tempo adimensional; Flu: fluorescência (%); Co= cloro residual (mg/L); O<sub>3</sub>= doses de ozono transferidas; IC = carbono inorgânico (mg/L); DO<sub>3</sub>= doses de ozono dissolvidas (mg/L); NPOC= carbono orgânico não purgável; S, Sp= variáveis para primavera e verão; Chla= clorofila-a (mg/m<sup>3</sup>); OH<sup>-</sup> = concentração de hidróxido; N= variável fictícia ; k= constante de velocidade de reação; C= concentração de dióxido de cloro (mg/L); p= rácio de trióxido (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/O<sub>3</sub>); T<sub>oz</sub>= temperatura de ozonização (°C); f= fração do consumo de cloro em reações rápidas ; k<sub>r</sub>, k<sub>s</sub>= constante de velocidade de reação rápida e lenta (/h); Q<sub>outflow</sub>= caudais de saída no reservatório de água final ; V=volume do tanque ; FA= ácido fúlvico (mg/L); R= cloro residual (mg/L); DCAN= dicloroacetona (µg/L); TCP=1,1,1-tricloropropanona (µg/L).

No contexto do tema desta dissertação, análise do risco para a saúde da exposição a THM, os modelos de simulação podem ser utilizados eficientemente no apoio a estudos epidemiológicos aplicados a consumidores expostos aos subprodutos da desinfecção, nomeadamente na avaliação da possibilidade de contraírem cancro ou apresentarem sintomas adversos a nível reprodutivo.

O esquema da Figura 14 (adaptada de Chowdhury et al., 2009) visa revelar a forma de associação dos modelos matemáticos em estudos de análise ou avaliação do risco.

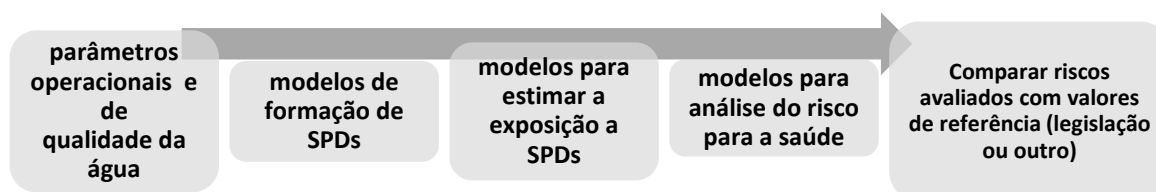


Figura 14. – Utilização de modelos no processo de avaliação do risco para a saúde.

Através deles pode-se gerar um volume suficiente de dados relativos a condições específicas de exploração (cenários de análise), que permita estimar a exposição humana a SPD, que de outra forma seria difícil dada a escassez de dados existentes, motivada pelo facto de a

legislação reguladora da presença de tais compostos ser recente e de exigir uma baixa frequência de amostragem neste controlo. (Sadiq & Rodriguez, 2004).

#### **2.4.4. Legislação**

Ao longo de um século, os parâmetros de qualidade da água sujeitos a controlo sanitário sofreram uma evolução substancial. Inicialmente, o controlo realizava-se com base em observações meramente organoléticas ao passo que hoje em dia existe a necessidade de incutir um nível de total confiança na qualidade microbiológica e química da água consumida que obriga à implementação de procedimentos analíticos mais complexos.

O enquadramento legal português relativo à qualidade de água para consumo humano centra-se no Decreto-Lei n.º 306/2007, que estabelece normas de qualidade da água através da fixação de valores paramétricos limite, planos de monitorização mínimos com frequências distintas para diferentes grupos de indicadores, métodos de determinação para cada parâmetro, critérios de verificação da conformidade e modos de divulgação dos resultados (Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de agosto, 2007) das análises efetuadas.

Especificamente em relação aos SPD, com o intuito de os controlar e assim minimizar a exposição dos utilizadores de água a estes compostos potencialmente perigosos, vários países adotaram normas relativas ao seu controlo, embora distintas, face aos resultados de vários estudos epidemiológicos que demonstraram o potencial efeito cancerígeno e mutagénico dos mesmos, para valores acima de determinadas concentrações tidas como críticas (Richardson et al., 2007).

Com efeito, desde a identificação do clorofórmio (Rook, 1974), os THM permanecem como um dos mais problemáticos grupos de subprodutos orgânicos existentes em águas desinfetadas com compostos clorados. Para além de ocorrerem em concentrações mais elevadas, os THM apresentam comprovados efeitos carcinogénicos. Por esta razão, a Organização Mundial de Saúde (OMS) recomenda um limite máximo admissível de THM (total) de 100 ppb, à semelhança do que ocorre com a legislação comunitária e, consequente, da portuguesa (Tabela 9). Alguns países (e.g. a Alemanha) fixam ainda um limite máximo de clorofórmio nesse valor total de THM.

Tabela 9. – Recomendações e normas de qualidade da água para consumo humano relativas aos principais SPD.

	WHO	US-EPA	Europa	Canada
<b>Trihalometanos (<math>\mu\text{gL}^{-1}</math>)</b>				
Clorofórmio	300			
Bromodichlorometano	60			16
Dibromochlorometano	100			
Bromofórmio	100			
<b>THMs Totais</b>		80	100	100
<b>Ácidos Haloacéticos(<math>\mu\text{gL}^{-1}</math>)</b>				
Ácido Cloroacético				
Ácido Dichloroacético	50			
Ácido Trichloroacético	100			
Ácido Bromoacético				
Ácido Bromoacético				
<b>HAAs Totais</b>		60		80

É de destacar o facto de a Organização Mundial de Saúde (WHO) já prever valores máximos especificados de forma individualizada para cada um dos THM assim como para alguns dos HAA.

Apesar de a legislação sobre SPD recair sobretudo no controlo de THM e de bromatos, pesquisas recentes, nomeadamente nos países nórdicos, sugerem que outras moléculas cloradas, como os HAA e HAN, são tão ou mais relevantes em termos do risco para a saúde, pois, além de igualmente carcinogénicos, apresentam em geral uma maior toxicidade comparativamente com os THM (Hansen et al., 2012).

Além da legislação referente à qualidade da água para consumo, em Portugal existem também documentos que visam estabelecer normas para promover a qualidade da água e do ar nas piscinas de uso público. De assinalar que nestes espaços a exposição a SPD é significativa, pois ocorre pelas vias da inalação, contacto dérmico e ingestão (ainda que acidental).

A Direcção-Geral da Saúde emitiu a Circular Normativa (Nº: 14/DA; DATA: 21/08/09), intitulada “Programa de Vigilância Sanitária de Piscinas” (DGS, 2009), procurando regulamentar: a vigilância epidemiológica de eventos adversos para a saúde associados à frequência de piscinas ou dos seus trabalhadores; a vigilância sanitária da qualidade da água dos tanques; a verificação dos métodos de controlo da qualidade do ar em piscinas cobertas.

O desfasamento temporal da legislação e a falta de uniformidade nos valores paramétricos ao nível global são fatores que merecem atenção. É desejável que a legislação acompanhe os avanços da ciência a nível mundial na certeza de que estes continuarão a contribuir para a disponibilização de uma água para consumo cada vez mais segura.

### **3. METODOLOGIA DE INVESTIGAÇÃO**

#### **3.1. Panorama nacional da qualidade de água para consumo**

A qualidade da água para consumo humano é um indicador essencial para a avaliação do nível de desenvolvimento de um país e do bem-estar da sua população.

Numa abordagem geral, a qualidade da água nas origens, a nível mundial, está em declínio. Fatores como as alterações climáticas e o aumento da população associado a um crescimento exponencial da população nas áreas urbanizadas (e consequente sobrecarga de poluentes lançados nos ecossistemas aquáticos) estão intimamente ligadas a este fenómeno. Esta tendência negativa acarreta uma maior pressão para os sistemas de abastecimento de água e de saneamento expondo fragilidades e exacerbando consequências adversas para a saúde onde estes forem inexistentes, deficientes ou subdimensionados.

Um dos aspetos mais relevantes no processo de evolução da melhoria do serviço prestado, nomeadamente em termos de garantia da qualidade da água de abastecimento em Portugal, foi a criação de uma estratégia a nível nacional materializada no Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais (PEAASAR). Estando agora a entrar na sua 4<sup>a</sup> geração (1993-1999; 2000-2006; 2007-2013,2014-2020), este plano tem tido grande estabilidade e granjeado uma crescente confiança dos seus intervenientes, incluindo dos consumidores, o que vem facilitando a sua efetiva implementação. Neste Plano estão definidas metas nas áreas da cobertura e qualidade de serviço, monitorização operacional e regulação da atividade das entidades gestoras.

A entidade reguladora deste setor fundamental é a ERSAR (Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos), que, enquanto autoridade competente, elabora e disponibiliza ao público um relatório técnico anual (RASARP- Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal) com base nos valores de indicadores de desempenho enviados anualmente pelas entidades gestoras locais/regionais e validados por auditorias periódicas do regulador. Com este relatório, além de se dar cumprimento ao disposto na legislação em vigor, pretende-se também possibilitar a comparação dos dados obtidos com os de anos anteriores, permitindo assim avaliar a evolução da situação e comparar o desempenho entre entidades gestoras.

Uma análise ao último relatório anual publicado (RASARP 2014), especificamente ao Volume 4 (controlo da qualidade da água para consumo humano), permite verificar que existe uma evolução positiva no que toca à qualidade da água fornecida na torneira dos consumidores (fornecimento em baixa) podendo garantir-se atualmente que 98% da água é controlada e de boa qualidade (água segura), ao passo que em 1993 este indicador se cifrava apenas nos 50% (Figura 15, adaptada de ERSAR, 2014). No entanto, o valor de 99%, preconizado pelo PEAASAR como meta a alcançar, ainda não foi atingido.

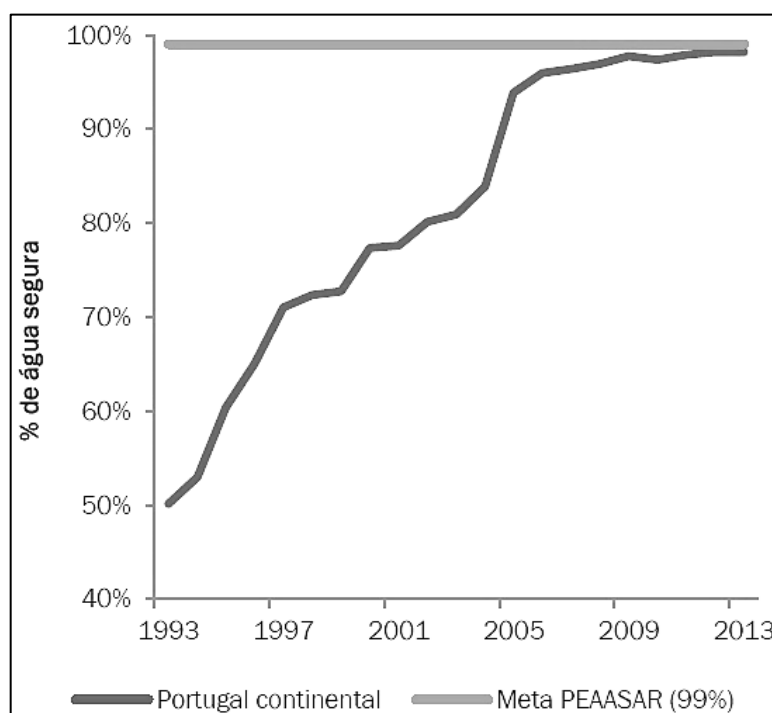


Figura 15. – Evolução do indicador “água segura”.

A evolução do cumprimento dos valores paramétricos nas análises efetuadas na distribuição de água (em baixa), ao longo dos últimos anos, permite confirmar a tendência crescente na melhoria da qualidade da água consumida. Na Figura 16 (adaptada de ERSAR, 2014) está representada a evolução dos números e das percentagens de incumprimentos verificados nas análises de água realizadas.

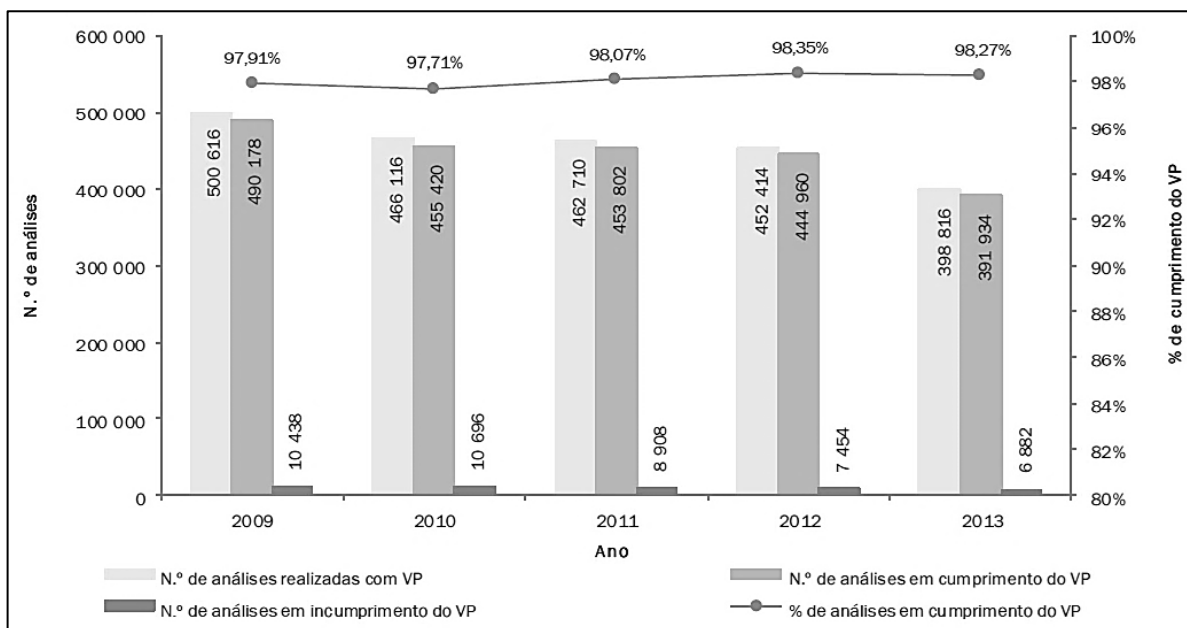


Figura 16. – Evolução do número de análises realizadas e de incumprimentos dos VP na água de consumo.

Verifica-se que o indicador se mantém na ordem dos 98%, o que, conjugado com o facto de o modelo de regulação ser cada vez mais exigente, representa uma efetiva melhoria do controlo e na qualidade da água consumida. No entanto, apesar do bom quadro geral apresentado, deve salientar-se os 2% que faltam para atingir o cumprimento total, podem representar na esfera dos consumidores, efeitos negativos de várias ordens, incluindo riscos para a saúde, pelo que a fasquia deve ser sempre fixada na qualidade total.

### 3.1.1. Ocorrência de THM em Portugal Continental

No que especificamente se refere ao controlo e monitorização do parâmetro relativo à concentração de trihalometanos totais na torneira do consumidor em Portugal Continental, verifica-se uma situação positiva. Como se pode verificar na Tabela 10 (adaptada de ERSAR, 2014), a percentagem de análises realizadas, em relação às exigidas por lei, tem um valor a rondar os 99%, de forma consistente nos últimos anos.

Tabela 10. – Evolução da percentagem de análises realizadas aos THM na torneira do consumidor.

Parâmetro	2009	2010	2011	2012	2013	Variação 2013-2009	Variação 2013-2012
Trihalometanos	99,76%	99,69%	99,65%	99,67%	99,84%	0,08%	0,17%

Destaca-se a rapidez e eficácia com que se implementou todo o processo de monitorização de THM, dado que o requisito legislativo a eles referente é bem mais recente comparativamente aos restantes.

Também no concernente às concentrações detetadas, face ao valor paramétrico de referência, o quadro anual é positivo, pois são alcançadas reiteradamente relações na ordem dos 99% de conformidade. A Tabela 11 (adaptada de ERSAR, 2014) é prova disso mesmo.

Tabela 11. – Evolução do cumprimento do valor paramétrico relativo aos THM na torneira do consumidor.

Parâmetro	2009	2010	2011	2012	2013	Variação 2013-2009	Variação 2013-2012
Trihalometanos	99,80%	99,71%	99,88%	99,13%	99,18%	-0,62%	0,05%

É pertinente referir que, no contexto da variação observada na percentagem de cumprimento, verifica-se uma diminuição nos últimos 2 anos. Este facto, aparentemente irrelevante dado tratar-se de valores inferior a 1%, corresponde na prática a centenas de análises que apresentaram valores de concentração superiores ao limite imposto pela legislação.

Na Figura 17 apresenta-se a evolução da concentração de THM totais na torneira do consumidor em Portugal Continental nos últimos 3 anos. Estão representados os valores máximos e o percentil 95 nos referidos anos. Os documentos oficiais nos quais consta esta informação, recolhida durante a realização deste trabalho, correspondem a boletins de análise com divulgação pública, cujo exemplo se apresenta em Anexo a esta dissertação.

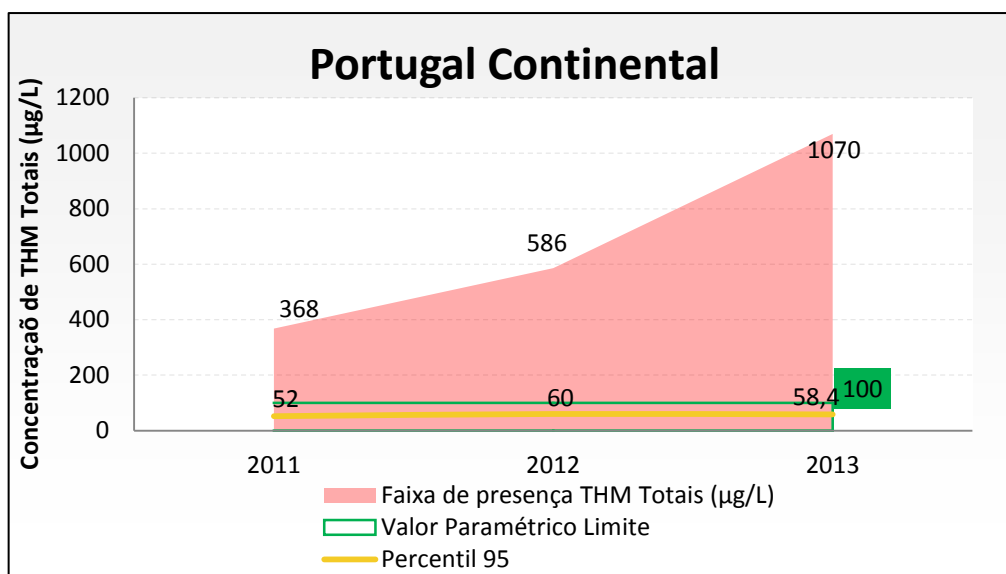


Figura 17. – Evolução no último triénio da concentração de THM na água para consumo, em Portugal Continental



A análise dos dados relativos ao valor mínimo e máximo deste parâmetro possibilita a identificação de uma faixa de ocorrência de THM que constitui uma ferramenta útil para a caracterização dos incumprimentos registados (e.g. frequência, resiliência).

Constata-se uma pronunciada tendência de aumento dos valores máximos detetados ao longo dos últimos 3 anos, ao passo que os referentes ao percentil 95 se mantêm relativamente constantes, apresentando uma linha de tendência com inclinação positiva, embora muito ténue.

Numa observação global dos indicadores apresentados para cada entidade gestora de sistemas de abastecimento de água, constatou-se, de uma forma generalizada, que os resultados das análises da água (na torneira do consumidor) revelam um desempenho inferior ao verificado nos reservatórios que constituem pontos de entrega da água das entidades gestoras em alta. Este facto está associado naturalmente à maior complexidade técnica na gestão das redes de distribuição em baixa e existência de maiores vulnerabilidades desses sistemas. O acréscimo do tempo de contacto água/agente desinfetante ao longo da vasta malha que integra um sistema de distribuição de água (em baixa) e as dificuldades no controlo operacional do processo de recloração podem também contribuir para o aumento efetivo da concentração de THM em locais periféricos dessas redes.

### **3.1.2. Ocorrência de THM nos concelhos do distrito de Braga**

O distrito de Braga é pertencente à província do Minho encontrando-se limitado a norte pelo distrito de Viana do Castelo e Espanha, a leste pelo distrito de Vila Real, a sul pelo distrito do Porto e a oeste pelo oceano Atlântico. Tem uma área de 2 673 km<sup>2</sup> (apresentando-se como o 15.º maior distrito português) e uma população residente de 866 012 habitantes (dados de 2009).

Na atual divisão em vigor do país, o distrito integra a Região Norte existindo no seu território duas sub-regiões, Cávado a norte, e Ave a sul. É composto por 14 concelhos dos quais Cabeceiras de Basto, Celorico de Basto, Fafe, Guimarães, Póvoa de Lanhoso, Vieira do Minho, Vila Nova de Famalicão e Vizela pertencem à sub-região do Ave e Amares, Barcelos, Braga, Esposende, Terras de Bouro e Vila Verde agregam a sub-região do Cávado.

No que concerne ao relevo, o distrito é bastante acidentado, sendo dominado por altitudes elevadas a leste, junto à fronteira com Espanha e nos limites do distrito de Vila Real,

começando o terreno a descer em direção ao litoral ocidental, com pronunciados relevos recortados pelos férteis vales de vários rios que o atravessam: Cávado, Homem, Ave, Vizela, Este, Neiva, Tâmega e de alguns dos seus afluentes de dimensões inferiores.

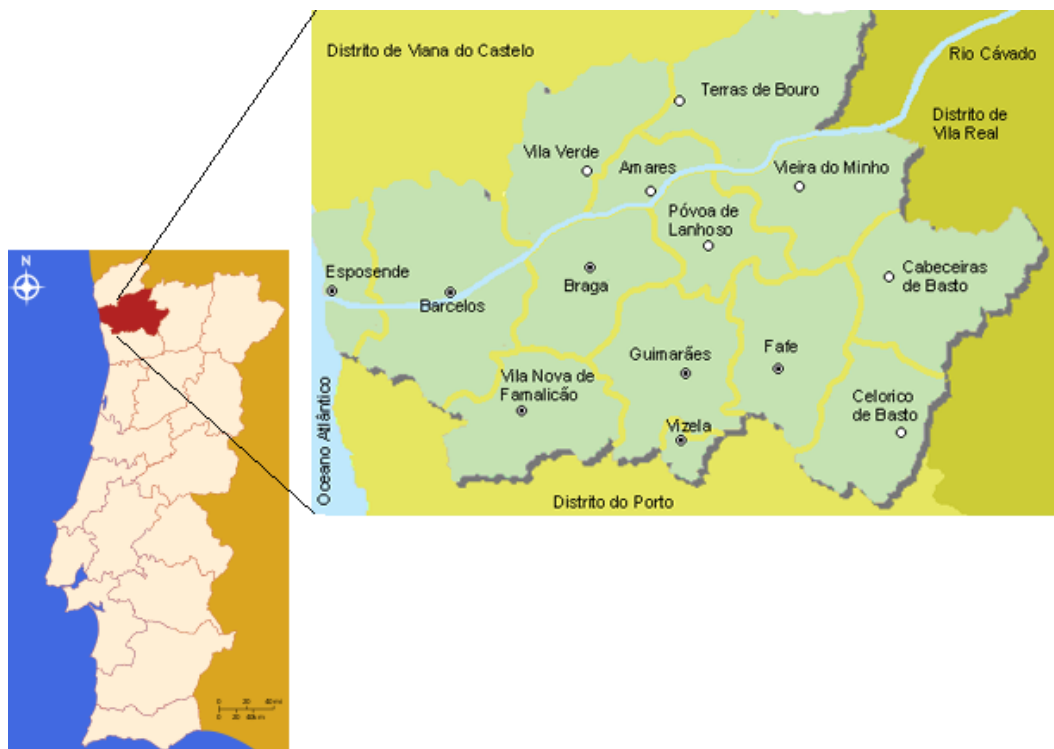


Figura 18. – Representação geográfica do distrito de Braga e concelhos integrantes.

Os principais rios que atravessam o distrito são o Cávado e o Ave e representam a principal fonte de captação de água da rede de distribuição para consumo em todos os concelhos.

Existem 2 tipos de entidades responsáveis pelo abastecimento de água no distrito. A entidade gestora em alta, que consiste num sistema multimunicipal de captação, tratamento, adução e reserva e que assegura o fornecimento de água às entidades gestoras em baixa de cada município que representam as redes finais de distribuição e fazem chegar a água à torneira de cada consumidor.

O abastecimento de água em alta no distrito de Braga é maioritariamente assegurado pela empresa Águas do Noroeste, S.A. que resultou da fusão das empresas do grupo Águas de Portugal, nomeadamente Águas do Ave, Águas do Cávado e Águas do Minho e Lima.

No que se refere ao abastecimento em baixa, este é garantido por entidades gestoras de várias tipologias mas normalmente restringidas ao nível municipal. Na Tabela 12 (adaptada de

ERSAR, 2014) é possível apreciar a relevância que cada tipologia apresenta no panorama do distrito.

Tabela 12. – Panorama dos serviços de abastecimento de água a operar em baixa no distrito de Braga no ano de 2013.

Distrito	Tipologia de entidades gestoras em baixa											
	Serviço municipal		Concessionária municipal/multimunicipal		Empresa municipal/intermunicipal		Junta de freguesia/associação/outro		Serviço municipalizado		TOTAL	
	N.º EG	População servida	N.º EG	População servida	N.º EG	População servida	N.º EG	População servida	N.º EG	População servida	N.º EG	População servida
Braga	8	248 730	2	119 448	3	394 021	1	383			14	762 582

Feita a distinção entre os 2 tipos de entidades gestoras, importa referir que, no respeitante ao controlo de qualidade da água, ambas são obrigadas por lei a realizarem a monitorização e envio das análises efetuadas para a entidade reguladora. Para a elaboração desta dissertação, a análise dos dados cingiu-se aos referentes à distribuição em baixa pois são estes os representativos da qualidade da água que efetivamente é consumida pelo utilizador final. Assim, os dados relativos aos anos de 2009 e 2010 foram obtidos por meio das entidades gestoras da distribuição em baixa ou por consulta direta dos editais publicados trimestralmente pelas respetivas câmaras municipais (quando disponibilizados) ao passo que os referentes aos anos de 2011, 2012 e 2013 tiveram como fonte a entidade reguladora ERSAR. Os dados da ERSAR por concelho referem-se à totalidade das zonas de abastecimento em funcionamento para o ano em referência. Entre a globalidade da documentação consultada relativa aos resultados analíticos estudados, foram selecionados os exemplares mais representativos de cada concelho e reproduzidos no capítulo de anexos.

Na Tabela 13 reúnem-se os valores relativos à concentração de THMs no abastecimento em baixa em todos os concelhos do distrito de Braga entre os anos 2009 e 2013.

Tabela 13. – Concentração de THM na água para consumo nos concelhos do distrito de Braga.

		Trihalometanos Totais (µg/L)				
		2009	2010	2011	2012	2013
Amares	Min	8	31	7	7	7
	Max	38	128	232	276	661
Barcelos	Min	-	-	0,5	20	20
	Max	-	-	20	31,63	21,7
Braga	Min	11,5	10	18	7	18
	Max	32,2	24	31	40,4	30
Cabeceiras de Basto	Min	-	-	0,5	0,5	0,5
	Max	-	-	21,4	58,5	94,2
Celorico de Basto	Min	-	-	3,5	7	7
	Max	-	-	34	25,5	76,4
Esposende	Min	10	7	14	11,9	25,5
	Max	25	27	50,9	38,7	29,7
Fafe	Min	1	10	2	7	7
	Max	42	49	93	69	41
Guimarães	Min	20,2	50,9	9,94	3	7
	Max	40	67	132,27	52	47
Póvoa de Lanhoso	Min	-	-	7	7	7
	Max	-	-	56	117	94,5
Terras de Bouro	Min	-	-	7	7	7
	Max	-	-	14	100	8,8
Vieira do Minho	Min	-	-	0,1	0,5	7
	Max	-	-	2,6	7	7,4
V.N. de Famalicão	Min	9,3	8,4	6,9	5,83	1,57
	Max	34	16	24,17	26,3	13,43
Vila Verde	Min	1,5	7	5	5	7
	Max	57,7	119	195	162	98
Vizela	Min	20,2	50,9	9,94	3	7
	Max	40	67	132,27	52	47

De seguida será apresentada uma caracterização geral de cada concelho no ano de 2013 abordando entidades gestoras responsáveis pelo abastecimento em baixa, dados específicos para a população residente (Instituto Nacional de Estatística, INE), população servida, o volume e origem da água distribuída. Constará ainda uma breve análise individualizada da evolução da ocorrência de THM nos últimos 5 anos.

## Amares

População residente (hab.): 18 521

População servida (hab.): 16 400

Volume de água distribuído (m<sup>3</sup>/dia): 2 953

Água superficial própria (%): 77.21

Água subterrânea própria (%): 22.79

Água comprada (%): 0

Entidade gestora do concelho: Câmara Municipal de Amares

O concelho de Amares apresenta-se como o caso mais preocupante pois desde 2010 se repete anualmente o incumprimento do valor paramétrico limite de 100µg/l referente à concentração de THM total. Como agravante está ainda o facto de a ocorrência destes SPD seguir uma tendência clara de subida. O valor máximo detetado de 661µg/l em 2013 está entre os mais elevados do país. A evolução da ocorrência THM neste concelho está demonstrada na Figura 19.

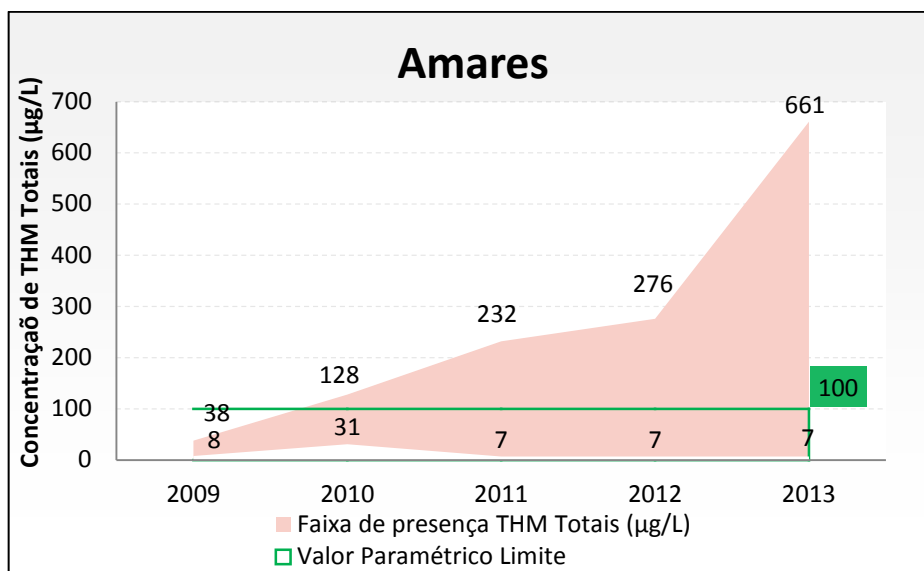


Figura 19. – Evolução da concentração de THM no concelho de Amares

## Barcelos

População residente (hab.): 122 096

População servida (hab.): 91 892

Volume de água distribuído (m<sup>3</sup>/dia): 10 130

Água superficial própria (%): 0

Água subterrânea própria (%): 0.41

Água comprada (%): 99.59

Entidade gestora do concelho: Águas de Barcelos

O concelho de Barcelos representa um caso onde não ocorre incumprimento do requisito paramétrico. Os valores detetados da concentração de THMs nos últimos anos revelam uma situação de relativa estabilidade que poderá ser justificada por uma baixa variação da água bruta na origem ou pela implementação já consolidada dos sistemas de tratamento e/ou distribuição. A Figura 20 ilustra a evolução da concentração deste parâmetro.

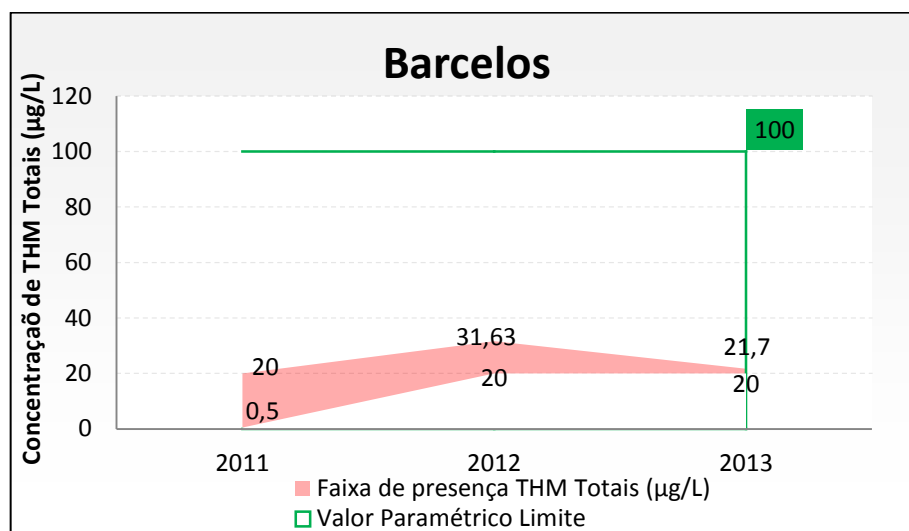


Figura 20. – Evolução da concentração de THM no concelho de Barcelos

É de salientar que a entidade gestora em baixa no concelho de Barcelos se trata duma empresa integralmente privada, a Águas de Barcelos. Trata-se de uma das primeiras deste género no nosso país a que outras provavelmente se seguirão atendendo às políticas desenvolvidas a nível nacional para o sector. Esta empresa não disponibiliza *online* os dados relativos à qualidade da água de anos anteriores.

## Braga

População residente (hab.): 18 1474

População servida (hab.): 164 192

Volume de água distribuído (m<sup>3</sup>/dia): 35 105

Água superficial própria (%): 100

Água subterrânea própria (%): 0

Água comprada (%): 0

Entidade gestora do concelho: Agere

Braga é também um dos concelhos que está reiteradamente em conformidade no respeitante à legislação. No entanto, os mínimos detetados apresentam-se frequentemente mais elevados que o constatado nos outros concelhos. Os valores máximos da concentração de THMs nos últimos anos revelam, tal como no caso de Barcelos, uma situação de relativa estabilidade mas que se situa a níveis mais elevados, na ordem dos 35 µg/l. A evolução da concentração deste parâmetro está exposta na Figura 21.

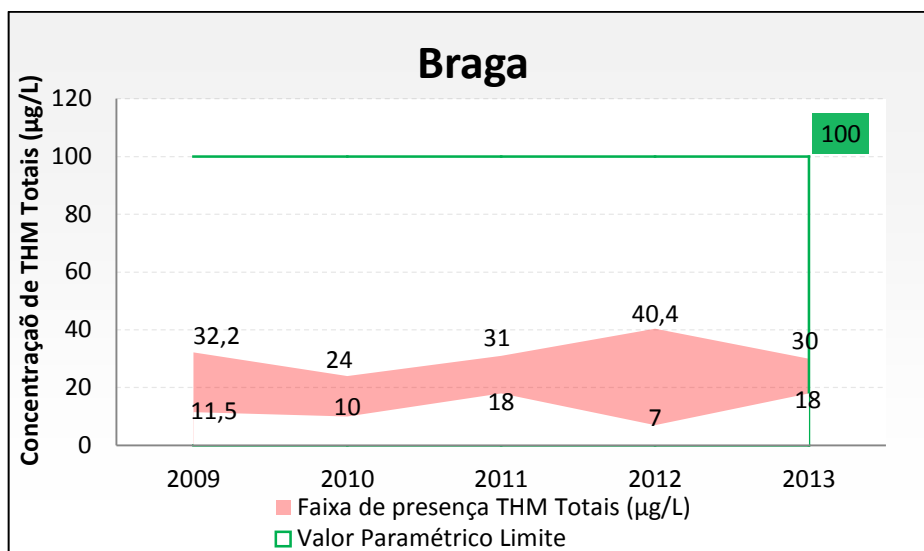


Figura 21. – Evolução da concentração de THM no concelho de Braga

Neste concelho está constituído um processo de verticalização dos serviços reunindo numa única entidade gestora de cariz municipal o abastecimento desde a captação até à distribuição ao consumidor final. Isto possibilita a monitorização e controlo global do sistema.

## Cabeceiras de Basto

População residente (hab.): 17 846

População servida (hab.): 14 518

Volume de água distribuído (m<sup>3</sup>/dia): 2 774

Água superficial própria (%): 0

Água subterrânea própria (%): 100

Água comprada (%): 0

Entidade gestora do concelho: Câmara Municipal de Cabeceiras de Basto

Em Cabeceiras de Basto, a observação dos dados analíticos facilmente revela uma tendência preocupante de subida nos valores máximos de THM totais apurados. No ano de 2013, o valor máximo resultante do processo de monitorização atingiu um valor muito próximo do limite paramétrico. Este facto deverá servir de indicador para que sejam tomadas medidas no decorrer do ano de 2014 de modo a sustentar a formação de SPD em níveis considerados legais. A Figura 22 exhibe a evolução da ocorrência de THM neste concelho.

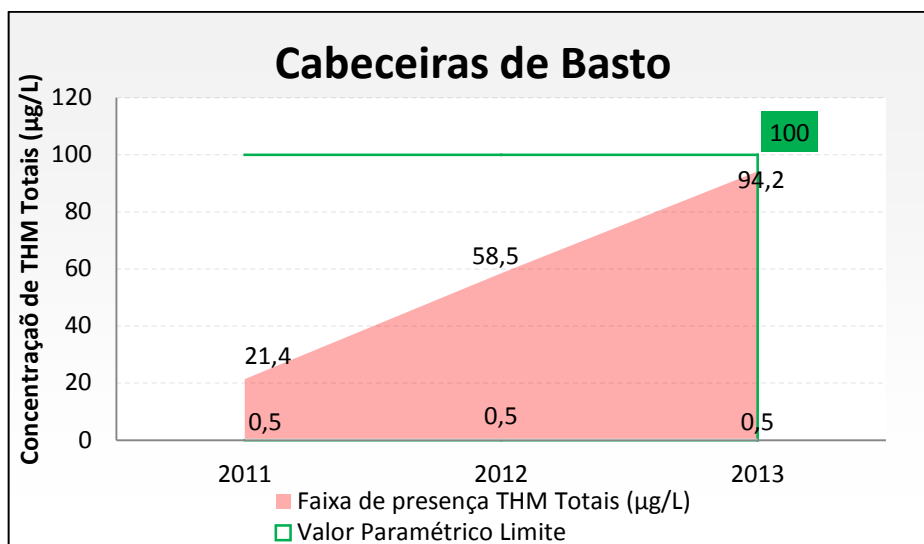


Figura 22. – Evolução da concentração de THM no concelho de Cabeceiras de Basto

Não estão publicados *online* no sítio da Câmara Municipal de Cabeceiras de Basto os editais referentes à qualidade da água neste concelho para os anos anteriores a 2011.



## Celorico de Basto

População residente (hab.): 20 466

População servida (hab.): 17 627

Volume de água distribuído (m<sup>3</sup>/dia): 3 524

Água superficial própria (%): 0

Água subterrânea própria (%): 100

Água comprada (%): 0

Entidade gestora do concelho: Câmara Municipal de Celorico de Basto

O concelho de Celorico de Basto representa um dos que cumpre a legislação na matéria dos THM totais. No entanto, é de realçar o forte aumento do valor máximo apurado no ano de 2013. Este fenómeno pode não constituir por si só uma tendência de futuro mas apenas um caso pontual. A Figura 23 ilustra a evolução da concentração deste parâmetro.

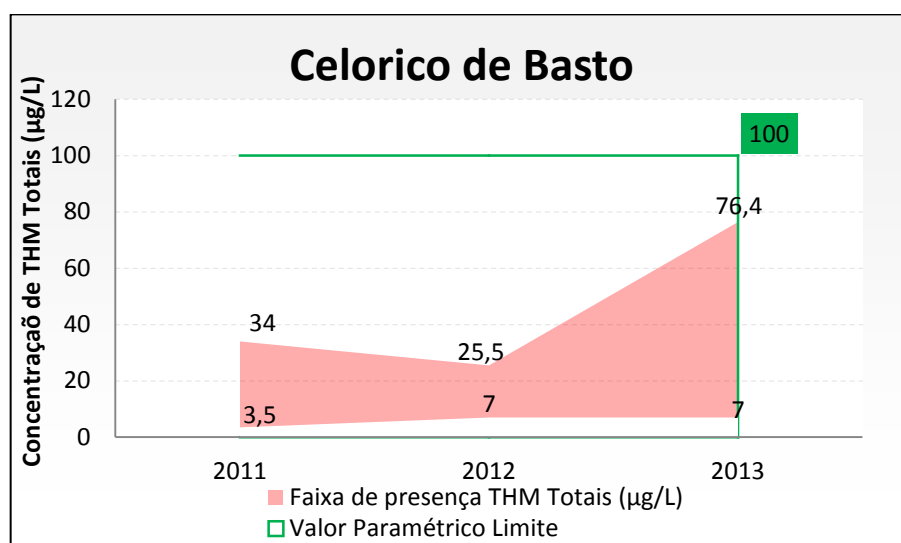


Figura 23. – Evolução da concentração de THM no concelho de Celorico de Basto

Em julho de 2013 foi assinado um contrato de parceria pública entre o Estado Português e o município de Celorico de Basto e o respetivo contrato de gestão entre a empresa Águas do Noroeste. Assim, em outubro de 2014 esta empresa passou a ser a entidade gestora responsável simultaneamente pelo abastecimento em alta e em baixa à imagem do que sucede com a Agere no concelho de Braga embora esta última não apresente dimensão multimunicipal.

## Esposende

População residente (hab.): 42 818

População servida (hab.): 33 325

Volume de água distribuído (m<sup>3</sup>/dia): 6 221

Água superficial própria (%): 0

Água subterrânea própria (%): 0

Água comprada (%): 100

Entidade gestora do concelho: EAmb – Esposende Ambiente, EEM

O concelho de Esposende, tal como o de Braga, apresenta constantemente valores máximos em conformidade com a legislação. Os mínimos detetados também se manifestam regularmente mais elevados que o observado nos outros concelhos do distrito. A tendência da evolução do parâmetro está relativamente estabilizada como se pode verificar na Figura 24.

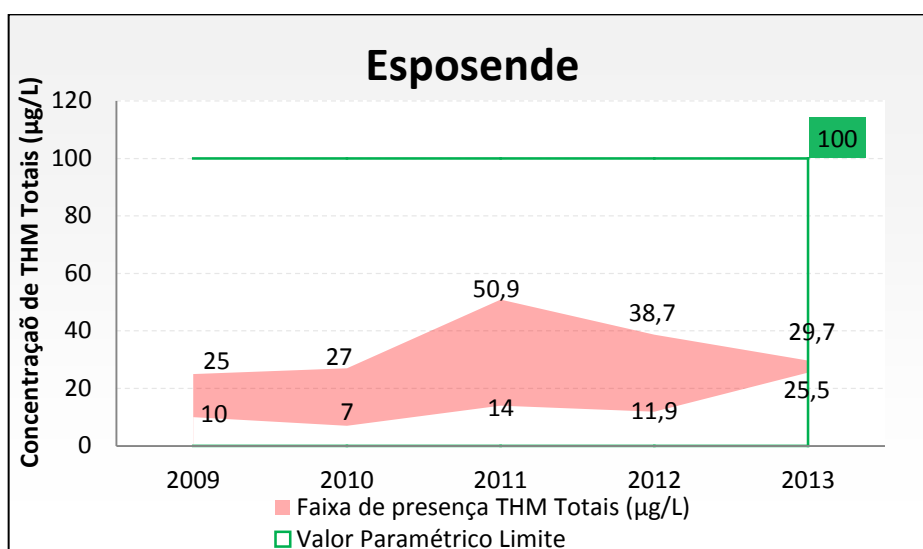


Figura 24. – Evolução da concentração de THM no concelho de Esposende

## Fafe

População residente (hab.): 52 757

População servida (hab.): 27 530

Volume de água distribuído (m<sup>3</sup>/dia): 5 478

Água superficial própria (%): 0

Água subterrânea própria (%): 0

Água comprada (%): 100

Entidade gestora do concelho: Indaqua Fafe

No caso do concelho de Fafe, é observável que a tendência dos valores máximos, que se apresentava ascendente até ao ano de 2011, culminou num valor de 93 µg/l muito próximo do limite admissível, invertendo-se nos anos seguintes para valores ainda assim relativamente elevados. Isto pode indicar que o pico atingido em 2011 incitou a uma maior atenção a este parâmetro pelo que provavelmente se tomaram cuidados adicionais no processo de tratamento.

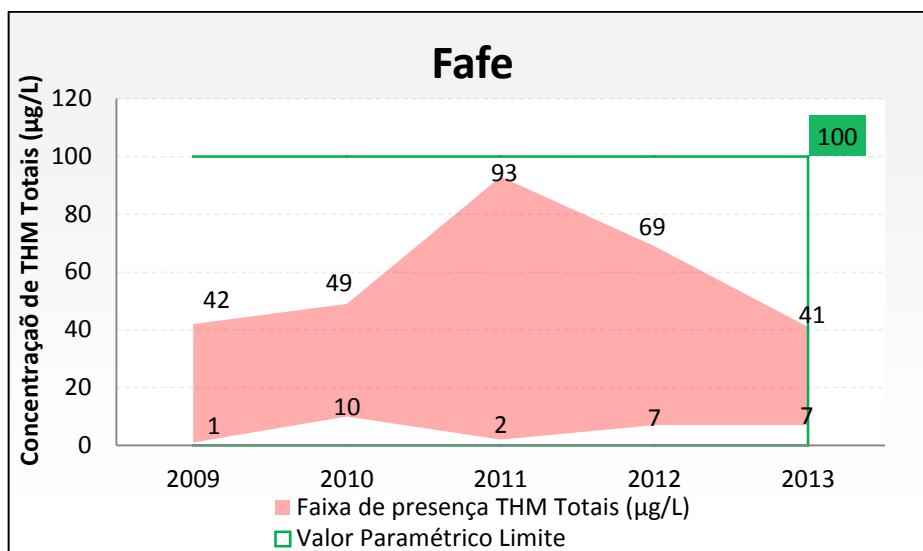


Figura 25. – Evolução da concentração de THM no concelho de Fafe

No âmbito de uma parceria público-privada dos serviços de água e saneamento, a entidade gestora responsável neste concelho é a Indaqua Fafe, empresa totalmente constituída por capital privado.

## Guimarães

População residente (hab.): 159 576

População servida (hab.): 151 285

Volume de água distribuído (m<sup>3</sup>/dia): 22 687

Água superficial própria (%): 98.41

Água subterrânea própria (%): 1.59

Água comprada (%): 0

Entidade gestora do concelho: Vimágua

Tal como no concelho de Fafe, é observável em Guimarães que a tendência dos valores máximos, ascendente até ao ano de 2011, inverteu nos anos seguintes para valores na ordem dos 50 µg/l. O valor máximo de pico observável na Figura 26 traduziu--se em incumprimento no ano de 2011. De referir ainda o valor mínimo apurado em 2010 pois dada a sua ordem de grandeza poderia facilmente ser confundido com um máximo.

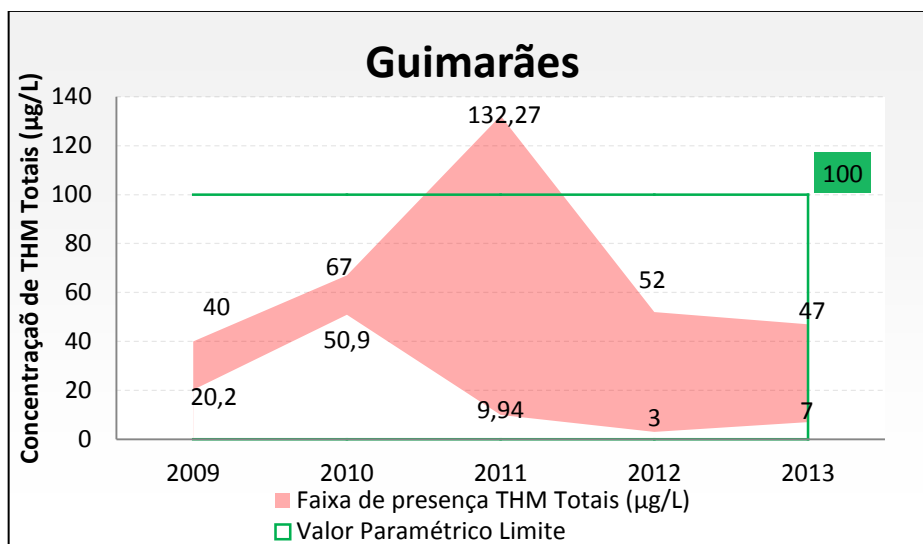


Figura 26. – Evolução da concentração de THM no concelho de Guimarães

## Póvoa de Lanhoso

População residente (hab.): 22 772

População servida (hab.): 20 927

Volume de água distribuído (m<sup>3</sup>/dia): 2 151

Água superficial própria (%): 0

Água subterrânea própria (%): 5.95

Água comprada (%): 94.05

Entidade gestora do concelho: Câmara Municipal de Póvoa de Lanhoso

O concelho da Póvoa de Lanhoso está entre aqueles que apresentam os valores de THM totais mais elevados do distrito. Os valores máximos apurados no último par de anos encontram-se na ordem do limite paramétrico. A evolução da ocorrência de THM neste concelho está demonstrada na Figura 27.

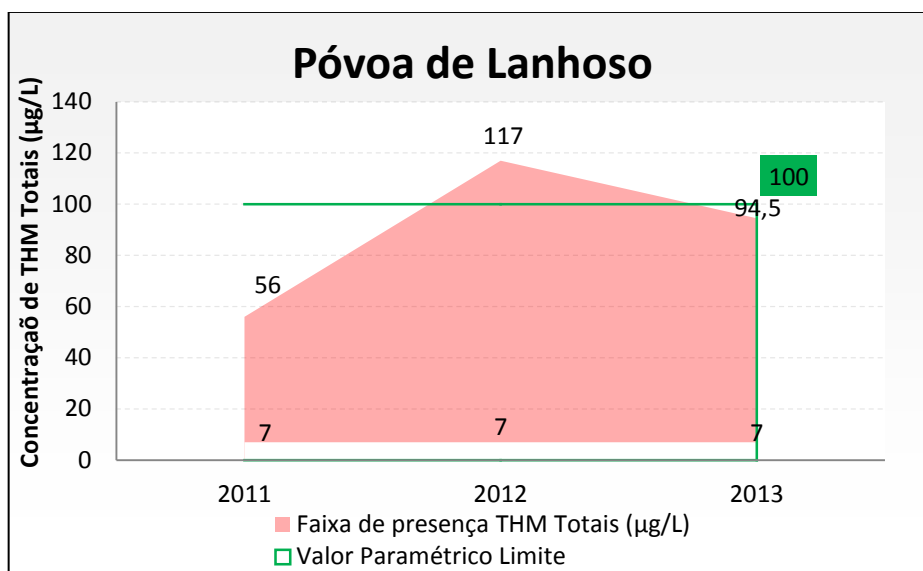


Figura 27. – Evolução da concentração de THM no concelho de Póvoa de Lanhoso

Não estão publicados *online* no sítio da Câmara Municipal da Póvoa de Lanhoso os editais referentes à qualidade da água para os anos anteriores a 2011.

## Terras de Bouro

População residente (hab.): 8 350

População servida (hab.): 7 850

Volume de água distribuído (m<sup>3</sup>/dia): 1 571

Água superficial própria (%): 26.18

Água subterrânea própria (%): 73.82

Água comprada (%): 0

Entidade gestora do concelho: Câmara Municipal de Terras de Bouro

Terras de Bouro representa um caso relativamente atípico afigurando-se o valor máximo apurado em 2012 como um caso isolado dado os anos contíguos apresentarem valores muito baixos próximos até dos mínimos.

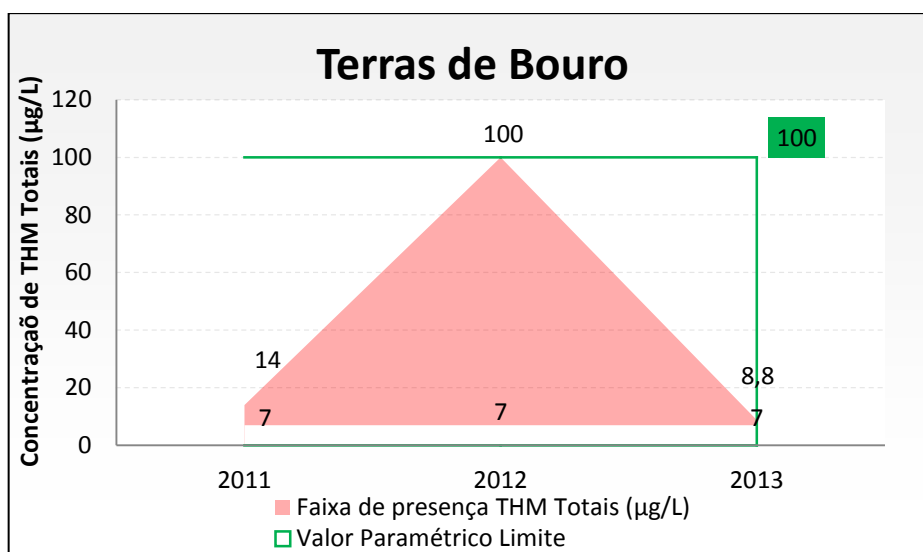


Figura 28. – Evolução da concentração de THM no concelho de Terras de Bouro

A publicação *online*, no sítio da Câmara Municipal de Terras de Bouro, dos editais referentes à qualidade da água neste concelho não é praticada de forma minimamente consistente.

## Vieira do Minho

População residente (hab.): 16 909

População servida (hab.): 14 724

Volume de água distribuído (m<sup>3</sup>/dia): 2 123

Água superficial própria (%): 0

Água subterrânea própria (%): 54.14

Água comprada (%): 45.86

Entidade gestora do concelho: Câmara Municipal de Vieira do Minho

O concelho de Vieira do Minho constitui um caso exemplar no que concerne à exposição da sua população à presença de trihalometanos na água de consumo humano. Os baixos valores detetados deste parâmetro de forma sucessiva traduzem o melhor panorama do distrito.

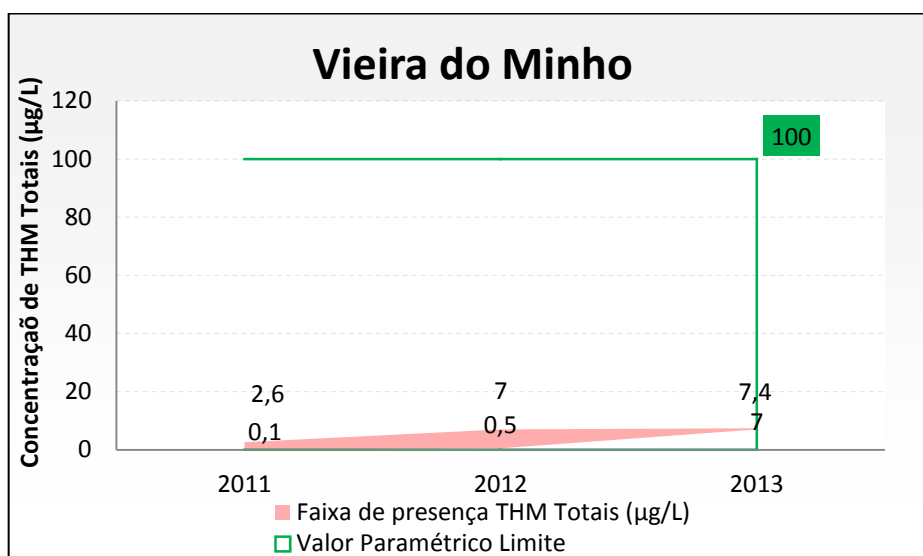


Figura 29. – Evolução da concentração de THM no concelho de Vieira do Minho

Salienta-se no entanto que também este município não apresenta publicados *online* os editais referentes à qualidade da água para anos anteriores a 2011.

## Vila Nova de Famalicão

População residente (hab.): 127 567

População servida (hab.): 120 978

Volume de água distribuído (m<sup>3</sup>/dia): 18 779

Água superficial própria (%): 0.49

Água subterrânea própria (%): 0.14

Água comprada (%): 99.37

Entidade gestora do concelho: Câmara Municipal de V.N. de Famalicão; Águas do Noroeste

Vila Nova de Famalicão é outro dos concelhos em bom plano e que está reiteradamente em conformidade no respeitante à legislação. Os valores máximos da concentração de THMs nos últimos anos traduzem uma situação estável situada na ordem dos 20 µg/l. A evolução da concentração deste parâmetro está exposta na Figura 30.

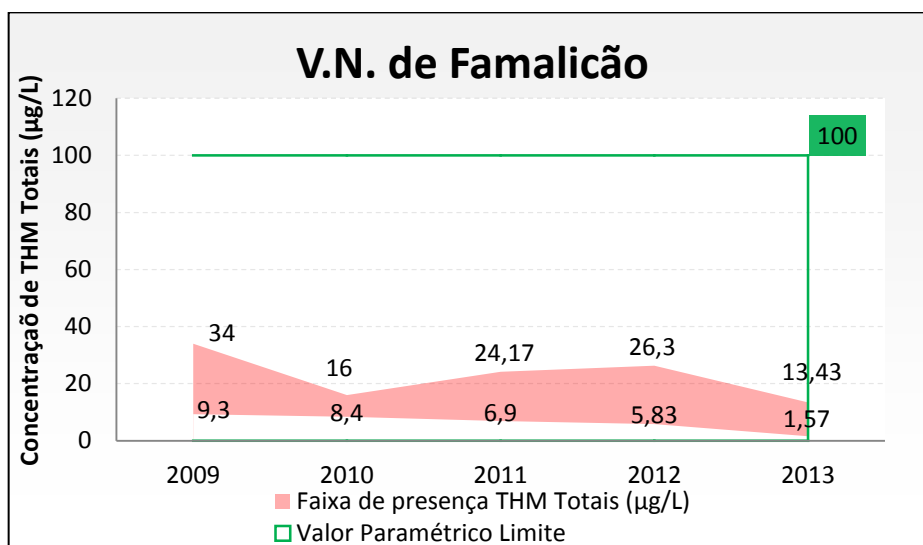


Figura 30. – Evolução da concentração de THM no concelho de V.N. Famalicão



## Vila Verde

População residente (hab.): 46 579

População servida (hab.): 34 754

Volume de água distribuído (m<sup>3</sup>/dia): 6 950

Água superficial própria (%): 73.92

Água subterrânea própria (%): 26.08

Água comprada (%): 0

Entidade gestora do concelho: Câmara Municipal de Vila Verde

O concelho de Vila Verde é geograficamente ligado ao de Amares e, assim como este, apresenta um dos piores cenários. Os valores máximos detetados de THM totais teimam em constituir incumprimento por uma margem significativa pese no entanto, como atenuante, a circunstância de que se vem estabelecendo uma tendência de descida desde 2011 sugerindo que a gestão do sistema de distribuição de água está no bom caminho no tocante a este parâmetro. A evolução da ocorrência de THM neste concelho está demonstrada na Figura 31.

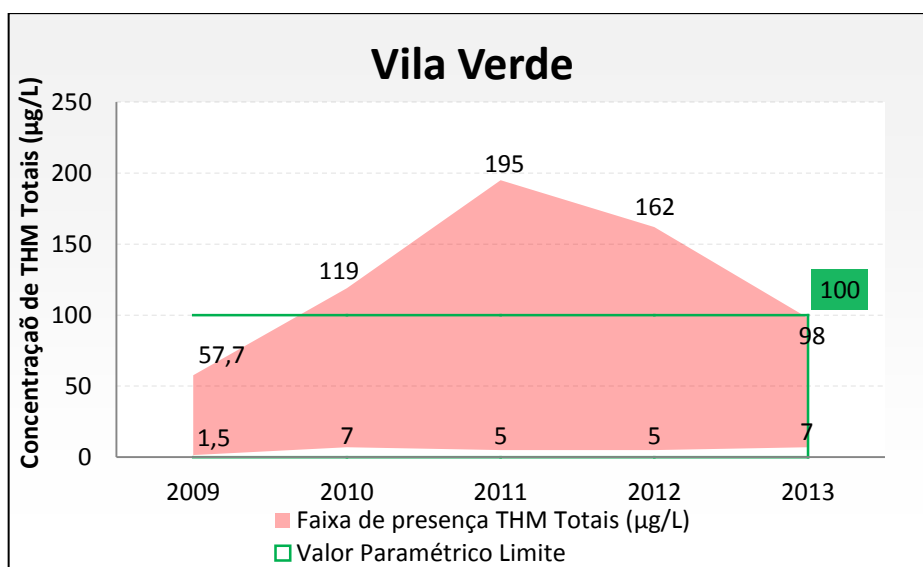


Figura 31. – Evolução da concentração de THM no concelho de Vila Verde

## Vizela

População residente (hab.): 22 595

População servida (hab.): 18 444

Volume de água distribuído (m<sup>3</sup>/dia): 2 833

Água superficial própria (%): 99.73

Água subterrânea própria (%): 0.27

Água comprada (%): 0

Entidade gestora do concelho: Vimágua

À semelhança do concelho de Guimarães, a entidade gestora em Vizela é a empresa Vimágua, Esta realiza a gestão integrada nos dois municípios pelo que os dados fornecidos são os mesmos. A interpretação dos resultados apurados no concelho de Guimarães e expostos na Figura 32 é por isso válida também aqui.

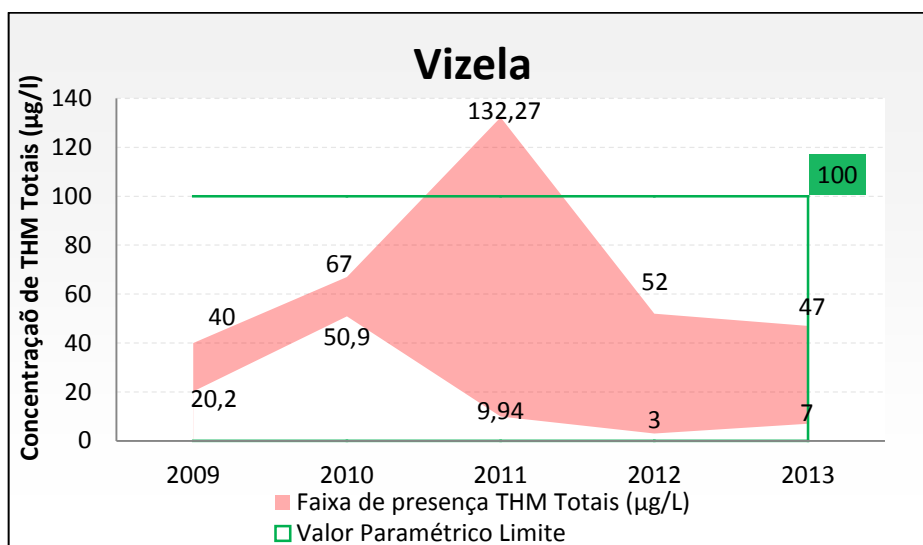


Figura 32. – Evolução da concentração de THM no concelho de Vizela

## **3.2. Análise do risco da presença de trihalometanos**

A análise do risco para a saúde é, em definição geral, um processo que visa estimar a natureza e probabilidade de ocorrência de efeitos adversos na saúde em humanos expostos a compostos químicos em ambientes contaminados quer no presente ou no futuro.

A aplicação deste processo no plano dos subprodutos da desinfecção é útil na medida em que estima e expõe qualquer risco relevante para a saúde humana derivado da exposição do consumidor a estas substâncias presentes na água distribuída.

A avaliação e caracterização dos perfis de exposição é uma fase fundamental no processo de análise do risco. Verifica-se que, numa análise primária e superficial, é comum desconsiderar todos os usos que a água disponibilizada nas torneiras do consumidor permite, assim, importa frisar que esta não serve exclusivamente para beber mas é essencial para tomar banho, cozinhar, lavar, regar, etc. Como resultado de todo este leque utilizações, fica estabelecido o potencial de exposição e assimilação de contaminantes presentes na água não apenas por ingestão mas também através das vias respiratória e dérmica (Xu Xu, Mariano, Laskin, & Weisel, 2002; X. Xu & Weisel, 2003).

Os trabalhos realizados ao nível da estimativa do risco associado à água para consumo abrangiam usualmente apenas a componente aliada à ingestão, todavia, há duas décadas que veem sendo efetuados diversos estudos avaliando o risco de contrair cancro ao longo da vida relacionado com os THM, considerando as múltiplas vias de exposição: ingestão, inalação e absorção dérmica (Basu, Gupta, Singh, & Mukhopadhyay, 2011; Paopuree, Panyakapo, & Soontornchai, 2010).

### **3.2.1. Risco de cancro ao longo da vida - Lifetime Cancer Risk (CR)**

Os Estados Unidos da América destacam-se mundialmente nesta área pelo facto de liderarem, através das suas agências governamentais, o desenvolvimento de bases de dados e ferramentas analíticas para a realização de avaliações do risco para a saúde. A USEPA (*United States Environmental Protection Agency*), órgão responsável por regular e implementar a proteção ambiental nos EUA, publica e revê anualmente um índice que classifica compostos químicos e outros agentes segundo a evidência científica do seu efeito carcinogénico. Este índice é

organizado por classes e nele se constata que os THM constituem substâncias de classe B2 e C no caso específico do dibromoclorometano. Isto significa que é real a possibilidade de serem agentes carcinogénicos e por esse facto se exponencia a importância da realização de trabalhos de avaliação do risco (Pentamwa, Sukton, Wongklom, & Pentamwa, 2013).

A caracterização do risco associado aos THM traduz-se usualmente por meio de um indicador adimensional que representa a quantificação da probabilidade acrescida de contrair cancro ao longo da vida (*Lifetime Cancer Risk ou Lifetime CR*). Posto isto, o valor CR de 1 para 1 milhão ( $1 \times 10^{-6}$ ), traduz a probabilidade de uma única pessoa contrair cancro no universo de um milhão de pessoas, quando igualmente expostas de modo permanente, ao agente contaminante durante o tempo total de vida. Importa sublinhar o facto de que o parâmetro CR exprime exclusivamente o risco que excede aquele intrínseco ao indivíduo quando não existe exposição à substância em análise. O espaço temporal considerado é a esperança de vida por ser aceite globalmente na comunidade científica que a ocorrência de cancro está associada a exposição de longo prazo ao invés de eventos pontuais.

### **3.2.2. Risco não carcinogénico - Hazard Index (HI)**

Além do risco associado ao efeito carcinogénico dos THM, também o referente à componente não carcinogénica pode ser estimado. O índice HI, *Hazard Index*, é um indicador adimensional que avalia o efeito adverso, de forma simples ou agregada de um ou mais contaminantes, num organismo ou órgão específico. Os efeitos não carcinogénicos na saúde abrangidos por este indicador podem manifestar-se na forma de distúrbios comportamentais a nível do sistema nervoso central, problemas de desenvolvimento intrauterino, alterações hepáticas, etc. Tal como no índice CR, também o HI admite a exposição contínua aos agentes contaminantes durante o tempo total de vida do indivíduo.

O Hazard Index representa a relação entre uma estimativa da exposição diária aos contaminantes e uma dose de referência crónica (RfD). Este parâmetro RfD representa o valor limite de assimilação diária da substância que é reconhecido pela comunidade científica como sendo seguro para a saúde. Desta forma, uma magnitude do indicador HI no seu resultado final (acumulado dos contaminantes e vias de exposição) igual ou inferior a 1, indicia a probabilidade de não ocorrerem efeitos adversos na saúde. É de salientar no entanto que, devido ao conservadorismo e incerteza associada à determinação da RfD, um HI final

superior a 1 não implica impreterivelmente uma efetiva deterioração futura da condição biológica (IRIS, 2014).

### 3.2.3. Método de cálculo do risco

O processo de cálculo do CR associado aos THM realizado nesta dissertação é baseado nas diretrizes da USEPA e recorre às ferramentas IRIS e RAIS disponibilizadas por agências americanas (IRIS, 2014; RAIS, 2014; USEPA, 2011). O IRIS (*Integrated Risk Information System*) assim como o RAIS (*Risk Assessment Information System*) são programas para a avaliação e proteção da saúde humana que consistem em sistemas que reúnem bases de dados alargadas de informação relativa ao risco associado ao efeito resultante da exposição a determinadas substâncias químicas.

O indicador risco de cancro final (CR) é apurado multiplicando o parâmetro correspondente à exposição diária crónica CDI por um fator potência PF (mg/kg.dia) de cada substância.

$$CR = CDI \times PF \quad (15)$$

O fator potência representa uma estimativa plausível do limite superior da probabilidade de ocorrência de um determinado efeito resultante da assimilação de um composto químico ao longo da vida. Explicado de outra forma, revela-se como um valor de toxicidade que define quantitativamente a relação estabelecida entre uma determinada dose absorvida (CDI) e a resposta do organismo humano.

Os PF de cada um dos compostos constituintes da família dos trihalometanos, no que concerne às três vias de exposição, foram obtidos por consulta das bases de dados integradas no IRIS e RAIS e estão expostos na Tabela 14.

Tabela 14. – Fatores Potência (PF) dos trihalometanos para cálculo do risco

Compostos	PF [(mg/kg.dia) <sup>-1</sup> ] *		
	Ingestão (IRIS, 2014)	Absorção Dérmica (RAIS, 2014)	Inalação (IRIS, 2014)
CHCl <sub>3</sub>	0.0061	0.0305	0.081
CHCl <sub>2</sub> Br	0.062	0.0633	0.13 **
CHClBr <sub>2</sub>	0.084	0.14	0.094 **
CHBr <sub>3</sub>	0.0079	0.0132	0.0039

\* Os valores de PF apresentam uma variabilidade muito elevada na literatura consultada.  
 \*\*Os PF do diclorobromometano e clorodibromometano relativos à inalação assumiram-se os mesmos que os adotados no artigo de Lee em 2013 (J. Lee *et al.*, 2013) por serem mais atuais que os patentes na documentação disponibilizada presentemente pela IRIS.

A CDI referente a cada uma das três vias de exposição delas é definida por:

$$CDI_{INGESTÃO} = \frac{Cw \times IR \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT} \quad (16)$$

$$CDI_{ABSORÇÃO DÉRMICA} = \frac{Cw \times SA \times F \times PC \times ET \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT} \quad (17)$$

$$CDI_{INALAÇÃO} = \frac{C_{air} \times VR \times AE \times ET \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT} \quad (18)$$

No caso da inalação, admitiu-se que a exposição durante o duche foi a determinante em detrimento da que ocorre durante a confeção de alimentos. A modelação da exposição por esta via foi desenvolvida com base na teoria proposta por Little que permite estimar os THM volatilizados no quarto de banho (Little, 1992). A concentração dos THM presentes no ar ( $C_{air}$ ) é obtida adotando o seguinte procedimento de cálculo:

$$C_{air} = (Y_S(t) + Y_{Si})/2 \quad (19)$$

onde  $Y_{Si}$  representa a concentração inicial de THM no quarto de banho (assume-se 0) e  $Y_S(t)$  é a concentração de THM no quarto de banho no tempo  $t$  (min) representado pela duração do banho, com:

$$Y_S(t) = [1 - \exp(-bt)] \left(\frac{a}{b}\right) \quad (20)$$

$$b = \left\{ \left(\frac{Q_L}{H}\right) [1 - \exp(-N)] + Q_G \right\} / V_S \quad (21)$$

$$a = \{Q_L C_W [1 - \exp(-N)]\} / V_S \quad (22)$$

$$N = (K_{OLA}) / Q_L \quad (23)$$

onde  $N$  simboliza um coeficiente adimensional determinado com base no parâmetro  $K_{OLA}$ .

Posto isto, o valor do CR final advém da reunião dos riscos referentes a cada composto químico nas três diferentes vias de exposição. Assim:

$$CR_{TOTAL} = \sum CR_{ij} \quad (24)$$

com  $i$  constituindo as espécies dos trihalometanos e  $j$  cada uma das 3 vias de exposição.

Finalmente, no que concerne ao cálculo do risco referente aos efeitos não carcinogénicos dos THM, HI, este é estimado relacionando o fator de exposição diária crónica (CDI) com a dose de referência crónica (RfD). São consideradas neste processo as vias de exposição por ingestão oral e assimilação dérmica para cada um dos contaminantes.

Desta forma:

$$HI_{INGESTÃO} = \frac{CDI_{INGESTÃO}}{RfD} \quad (25)$$

$$HI_{DÉRMICA} = \frac{CDI_{DÉRMICA}}{RfD} \quad (26)$$

obtendo assim finalmente,

$$HI_{TOTAL} = \sum \frac{CDI_j}{RfD_i} \quad (27)$$

com  $i$  constituindo as espécies dos trihalometanos e  $j$  cada uma das 2 vias de exposição.

Os diferentes parâmetros que compõem o modelo encontram-se elencados e descritos na Tabela 15.

Tabela 15. – Exposição dos parâmetros de entrada admitidos no processo de cálculo do risco

Tipo de Parâmetro	Parâmetro	Notação	Unidade	Valor	Referência
<b>Geral</b>	Concentração de THM na água	Cw	µg/L	Tabela 17	Este estudo
	Esperança média de vida	AT	dias	Homens:76.91*365 Mulheres:82.79*365	(INE, 2014)
	Massa corporal	BW	Kg	Homens: 74 Mulheres: 64	Arezes <i>et al.</i> (2006)
	Fator de conversão	CF	L/cm <sup>3</sup>	0.001	(S. C. Lee <i>et al.</i> , 2004)
	Duração exposição	ED	anos	Homens:76.91 Mulheres:82.79	(INE, 2014)
	Frequência exposição	EF	dias/ano	365	(S. C. Lee <i>et al.</i> , 2004)
	Tempo exposição	ET	min/dia	35	(RAIS, 2014)
<b>Ingestão</b>	Taxa de ingestão	IR	L/dia	2	(USEPA, 2011)
<b>Absorção Dérmica</b>	Área contacto pele	SA	m <sup>2</sup>	(4BW+7)/(BW+90) Homens: 1.85 Mulheres: 1.71	(Wang <i>et al.</i> , 2007)
	Proporção pele em contacto com a água	F	%	90	(Amjad <i>et al.</i> , 2013)
	Coeficiente permeabilidade	PC	cm/h	0.00683(Clorofórmio) 0.00402 (BDCM <sup>a</sup> ) 0.00289 (DBCM <sup>b</sup> ) 0.0026(Bromofórmio)	(Amjad <i>et al.</i> , 2013)
<b>Inalação</b>	Concentração de THM no ar	Cair	mg/L	modelo de Little	(Little, 1992)
	Taxa respiratória	VR	m <sup>3</sup> /h	Homens:0.84 Mulheres:0.66	(Wang <i>et al.</i> , 2007)
	Eficiência de absorção alveolar	AE	%	50	(Wang <i>et al.</i> , 2007)
	Volume quarto banho	V <sub>S</sub>	m <sup>3</sup>	5	(Mishra <i>et al.</i> , 2014)
	Caudal de água do duche	Q <sub>L</sub>	L/min	5	(Little, 1992)
	Caudal de ventilação	Q <sub>G</sub>	L/min	50	(Little, 1992)
	Temperatura da água	T	°C	40	(Mishra <i>et al.</i> , 2014)
	Constante adimensional de Henry a 40°C	H		0.25 (Clorofórmio) 0.124 (BDCM <sup>a</sup> ) 0.0526 (DBCM <sup>b</sup> ) 0.0501(Bromofórmio)	(Mishra <i>et al.</i> , 2014)
Coeficiente de transferência de massa	K <sub>OLA</sub>	L/min	7.4 (Clorofórmio) 5.9 (BDCM <sup>a</sup> ) 4.6 (DBCM <sup>b</sup> ) 3.7 (Bromofórmio)	(Mishra <i>et al.</i> , 2014)	
<b>HI (Hazard Index)</b>	Dose referência	RfD	mg/Kg/dia	0.01 (Clorofórmio) 0.02 (BDCM <sup>a</sup> ) 0.02 (DBCM <sup>b</sup> ) 0.02 (Bromofórmio)	(Amjad <i>et al.</i> , 2013)

<sup>a</sup> Diclorobromometano<sup>b</sup> Dibromoclorometano



A revisão bibliográfica realizada ao longo desta dissertação permitiu reconhecer uma grande variabilidade nos valores dos parâmetros introduzidos pelos diversos autores. Comprovada esta volubilidade, houve a preocupação de adaptar estatisticamente os fatores admitidos neste estudo à realidade da população portuguesa (esperança média de vida e massa corporal) de forma a melhor adequar o modelo aos casos onde será aplicado. Foram especificados valores diferentes para as variáveis relativas a homens e a mulheres pelo que os índices do risco partilharão a distinção.

Com base em publicações de dados estatísticos nacionais referenciados na tabela 16, considera-se que a esperança média de vida relativa a homens e a mulheres é de respetivamente 76.91 e 82.79 anos. Este fator é o adotado para caracterizar a duração de exposição (ED) pela razão já referida de se considerar, para o cálculo do risco, o efeito ao longo de toda a vida. A massa corporal (BW) é de 74 quilos para os homens e 64 no caso das mulheres. Deste parâmetro está dependente a área de contacto da pele (SA) que constitui uma variável preponderante para a estima da dose absorvida pela via da absorção dérmica.

Em relação à caracterização dos eventos de exposição, como são os duches ou outro tipo de contacto com a água, presume-se que a frequência da ocorrência (EF) é de 365 dias por ano com uma duração diária (ET) de 35 minutos. É admitido um caudal de água ( $Q_L$ ) de 5 litros por minuto a 40 graus de temperatura (T) que contacta com 90% da pele (F). Pressupõe-se que o quarto de banho apresenta um volume de 5 metros cúbicos ( $V_S$ ) com uma taxa de ventilação com ar não contaminado ( $Q_G$ ) de 50 litros por minuto. Foi considerado um volume de ar processado pela função respiratória de cada indivíduo (VR) de 0.84 e 0.66 metros cúbicos por hora para homens e mulheres respetivamente com uma eficiência de absorção alveolar (AE) de 50% igual para os dois sexos. O volume de água da torneira ingerido diariamente (IR) assumiu-se ser de 2 litros por representar um valor frequentemente apontado em estudos alusivos à questão do consumo.

### 3.2.4. Aplicação do método aos concelhos do distrito de Braga

A aplicação do método da análise do risco requer que os valores de concentrações referentes a cada um dos quatro THM constituam parâmetros de entrada do modelo. Isto representou um problema pois para o ano de 2013, no qual se realizou o estudo, nem todas as análises da qualidade de água disponibilizadas pelos concelhos apresentavam os parâmetros de THM de forma diferenciada.

Os concelhos de Braga, Fafe e Terras de Bouro apenas contemplaram nos documentos publicados, informação relativa aos THM totais. Para contornar este facto, procedeu-se ao tratamento estatístico dos dados recolhidos válidos de forma a determinar o peso de cada THM na quantidade de THM totais e assim inferir os valores de concentração em falta. Foram desconsiderados neste processo as concentrações máximas e mínimas de modo a acentuar a representatividade dos resultados. A correlação entre os vários trihalometanos determinada no distrito de Braga está demonstrada na Figura 33.

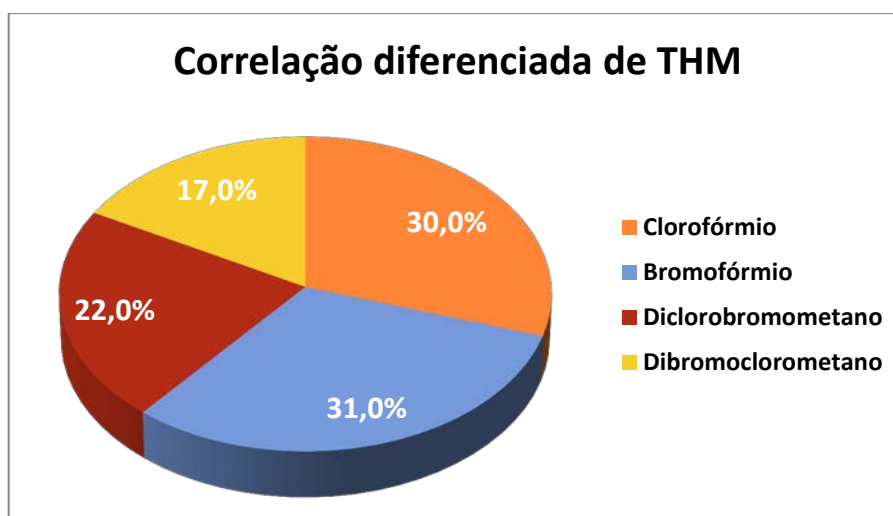


Figura 33. – Correlação entre os THM detetados no distrito de Braga

Ao contrário do preconizado na literatura como o fenómeno mais comum, não foi o Clorofórmio o composto predominante. Com alguma surpresa, constatou-se que o Bromofórmio foi frequentemente o contaminante detetado em maior concentração. Este feito pode justificar-se pela presença de iões brometo ( $\text{Br}^-$ ) nas águas brutas que, no processo de cloração, reage com o agente desinfetante juntamente com a matéria orgânica originando estes SPD específicos. O facto de o brometo se encontrar maioritariamente em águas superficiais como lagos e rios reforça esta hipótese pois este tipo de origem representa as principais captações no distrito.

No que toca á relação observada entre o Diclorobromometano e o Dibromoclorometano, esta confirmou a gama de valores expectável.

A Tabela 16 elenca as concentrações máximas diferenciadas de trihalometanos detetadas no ano de 2013 que fundamentam o processo de análise do risco.

Tabela 16. – Concentrações máximas diferenciadas de trihalometanos no ano de 2013

Concelhos	Clorofórmio CHCl <sub>3</sub> (µg/L)	Bromofórmio CHBr <sub>3</sub> (µg/L)	Diclorobromometano CHCl <sub>2</sub> Br (µg/L)	Dibromoclorometano CHBr <sub>2</sub> Cl (µg/L)
Amares	587	52	25	22
Barcelos	11	20	6,5	4,2
Braga*	9	9,3	6,6	5,1
Cabeceiras de Basto	0,5	1,2	4,6	4,3
Celorico de Basto	14	40	8,7	18
Esposende	17	1,2	7,8	6,3
Fafe*	12,3	12,71	9,02	6,97
Guimarães	19	7	35	8
Póvoa de Lanhoso	27	56	11	27
Terras de Bouro*	2,64	2,73	1,93	1,5
Vieira do Minho	7	7	7	7
V.N. de Famalicão	6,1	0,53	4,1	2,7
Vila Verde	43	32	10	11
Vizela	19	7	35	8

\*Valores inferidos com base na correlação entre THM estimada.

A consideração em exclusivo das concentrações máximas procuram que o estudo se foque na obtenção de resultados no cenário mais gravoso.



## 4. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DE RESULTADOS

Os resultados foram obtidos através da modelação do procedimento de cálculo com recurso ao *software* Microsoft Excel. A validação do modelo foi realizada por intermédio da introdução dos parâmetros de entrada considerados no trabalho realizado por H. Amjad (Amjad *et al.*, 2013) e posterior comparação dos resultados totais finais. O diferencial da gama de valores resultantes foi aceitável considerando que nem todos os parâmetros requeridos se encontravam explícitos no artigo referido.

Os índices do risco distinguem-se consoante as vias de exposição, pelo que estas serão abordadas de forma diferenciada. Nos subcapítulos finais da análise serão considerados os riscos acumulados.

### 4.1. Risco de cancro associado à exposição por ingestão

Na Tabela 17 constam os valores referentes a cada concelho dos indicadores CR relativos à exposição por ingestão obtidos pela implementação do processo de cálculo do risco.

Tabela 17. – Indicador CR referente à ingestão

Concelhos	CR <sub>INGESTÃO</sub>	
	Homens	Mulheres
Amares	2,00E-04	2,31E-04
Barcelos	2,65E-05	3,07E-05
Braga*	2,61E-05	3,02E-05
Cabeceiras de Basto	1,78E-05	2,06E-05
Celorico de Basto	6,63E-05	7,67E-05
Esposende	3,04E-05	3,52E-05
Fafe*	3,57E-05	4,13E-05
Guimarães	8,14E-05	9,42E-05
Póvoa de Lanhoso	9,61E-05	1,11E-04
Terras de Bouro*	7,66E-06	8,85E-06
Vieira do Minho	3,03E-05	3,50E-05
V.N. de Famalicão	1,41E-05	1,63E-05
Vila Verde	5,57E-05	6,43E-05
Vizela	8,14E-05	9,42E-05

O risco de cancro por ingestão da água distribuída para consumo foi máximo no concelho de Amares. Isto ocorre devido ao amplo diferencial estabelecido entre a concentração máxima de THM, nomeadamente o clorofórmio, neste concelho e nos restantes. O CR tomou um valor de  $2E^{-04}$  para os homens e  $2,31E^{-04}$  para as mulheres, representado um risco de respetivamente 200 e 231 vezes superior a  $1E^{-06}$ , limite máximo de valores considerados pela USEPA como traduzindo risco desprezável.

Terras de Bouro e V.N. de Famalicão representam os casos onde o CR foi mais baixo atingindo o mínimo no primeiro concelho com  $7,66E^{-06}$  e  $8,85E^{-06}$  respetivamente para homens e mulheres. Embora estes mínimos se encontrem próximos do patamar de  $1E^{-06}$  de referência, no geral todos os concelhos apresentam risco mais elevado que o aceitável.

As Figuras 34 e 35 evidenciam a relação entre os diferentes THM e o risco de cancro associado a cada um pela ingestão.

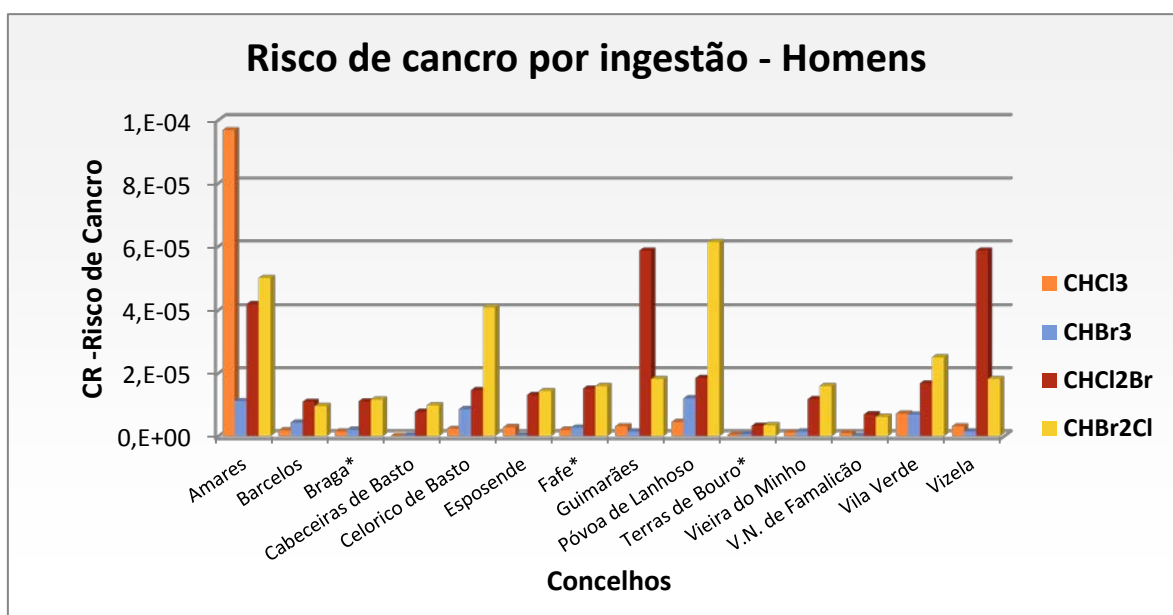


Figura 34. – Risco de cancro CR associado à ingestão em homens

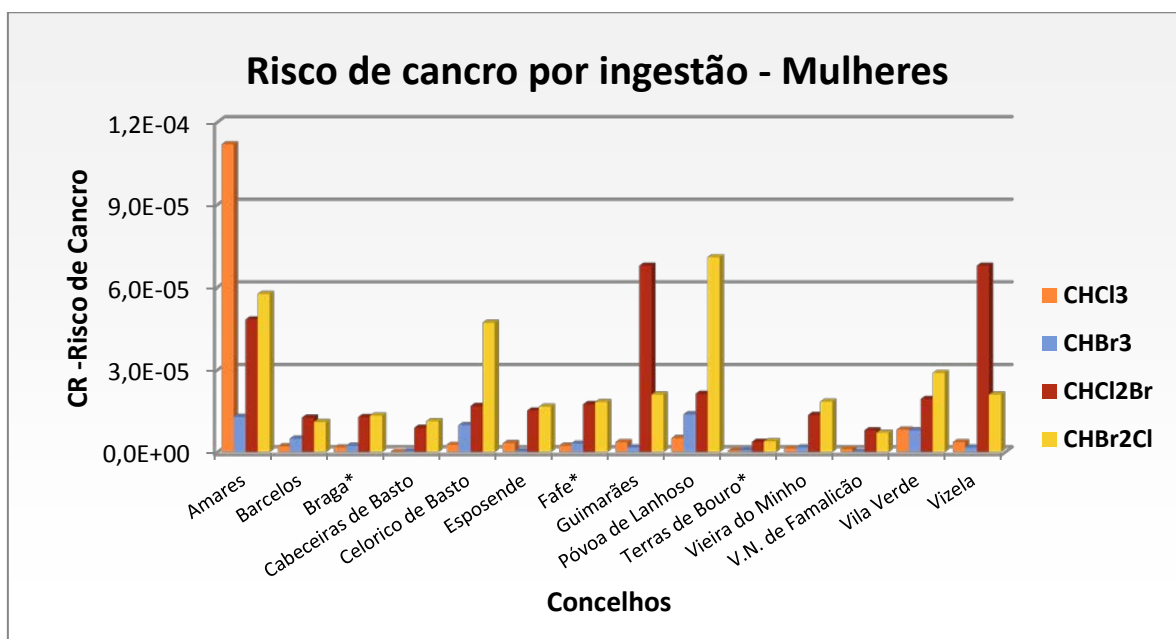


Figura 35. – Risco de cancro CR associado à ingestão em mulheres

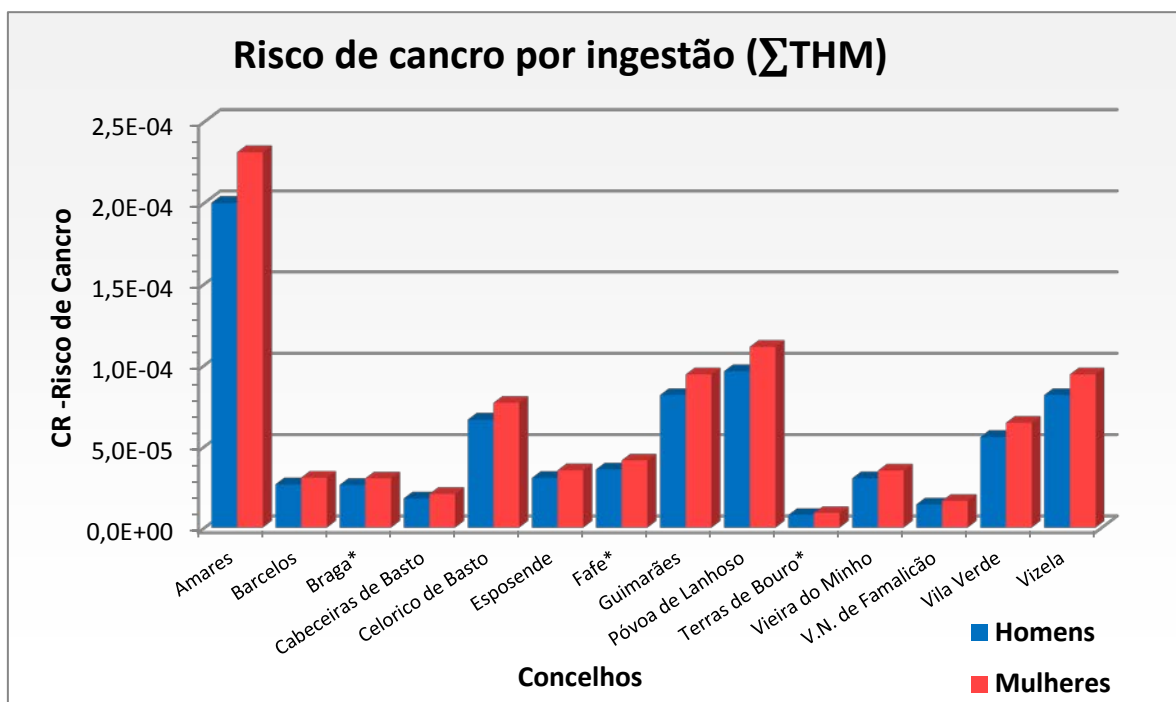


Figura 36. – Acumulado do risco de cancro CR associado à ingestão em homens e mulheres

No caso da via de exposição por ingestão, o risco referente às mulheres é sempre superior ao dos homens. Embora se haja admitido o mesmo volume de água ingerido para os dois casos, o fator diferenciador aqui é a maior esperança de vida no caso das mulheres, que implica uma duração de exposição superior.

## 4.2. Risco de cancro associado à exposição por absorção dérmica

A Tabela 18 expõe os valores referentes a cada concelho dos indicadores CR relativos à exposição por absorção dérmica que resultaram da aplicação do modelo de cálculo do risco.

Tabela 18. – Indicador CR referente à absorção dérmica

Concelhos	CR <sub>ABSORÇÃO DÉRMICA</sub>	
	Homens	Mulheres
Amares	1,10E-04	1,17E-04
Barcelos	4,98E-06	5,32E-06
Braga*	4,67E-06	4,99E-06
Cabeceiras de Basto	2,40E-06	2,57E-06
Celorico de Basto	1,08E-05	1,16E-05
Esposende	6,38E-06	6,82E-06
Fafe*	6,38E-06	6,82E-06
Guimarães	1,29E-05	1,37E-05
Póvoa de Lanhoso	1,67E-05	1,79E-05
Terras de Bouro*	1,37E-06	1,46E-06
Vieira do Minho	4,96E-06	5,31E-06
V.N. de Famalicão	2,69E-06	2,88E-06
Vila Verde	1,34E-05	1,43E-05
Vizela	1,29E-05	1,37E-05

Os contaminantes neste caso são assimilados pelo organismo através da pele no decurso de atividades que envolvam o contacto com a água. Os banhos e duches são os eventos que reúnem todo o foco na elaboração deste estudo pelo que os parâmetros referentes à caracterização do quarto de banho (ou local onde se realiza a atividade) e à área da pele em contacto com a água são determinantes nos resultados obtidos.

O risco de cancro por absorção dérmica foi máximo no concelho de Amares. Mais uma vez isto é justificado pela elevada concentração de clorofórmio detetada neste concelho. O CR tomou um valor de  $1,1E^{-04}$  para os homens e  $1,17E^{-04}$  para as mulheres, representado um risco de respetivamente 110 e 117 vezes superior ao limite aceitável estipulado pela USEPA.

Terras de Bouro foi onde o CR se mostrou inferior com valores de  $1,37E^{-06}$  e  $1,46E^{-06}$  respetivamente para homens e mulheres.



Também nesta via de exposição, todos os concelhos apresentam risco mais elevado que o aceitável no entanto, a ordem de valores é inferior à que resulta da ingestão pelo que se conclui que a via de ingestão é mais preponderante para o risco de cancro total que a de absorção dérmica.

Os gráficos que relacionam os diferentes THM e o risco de cancro associado a cada um pela absorção dérmica estão exibidos na Figuras 37 e 38.

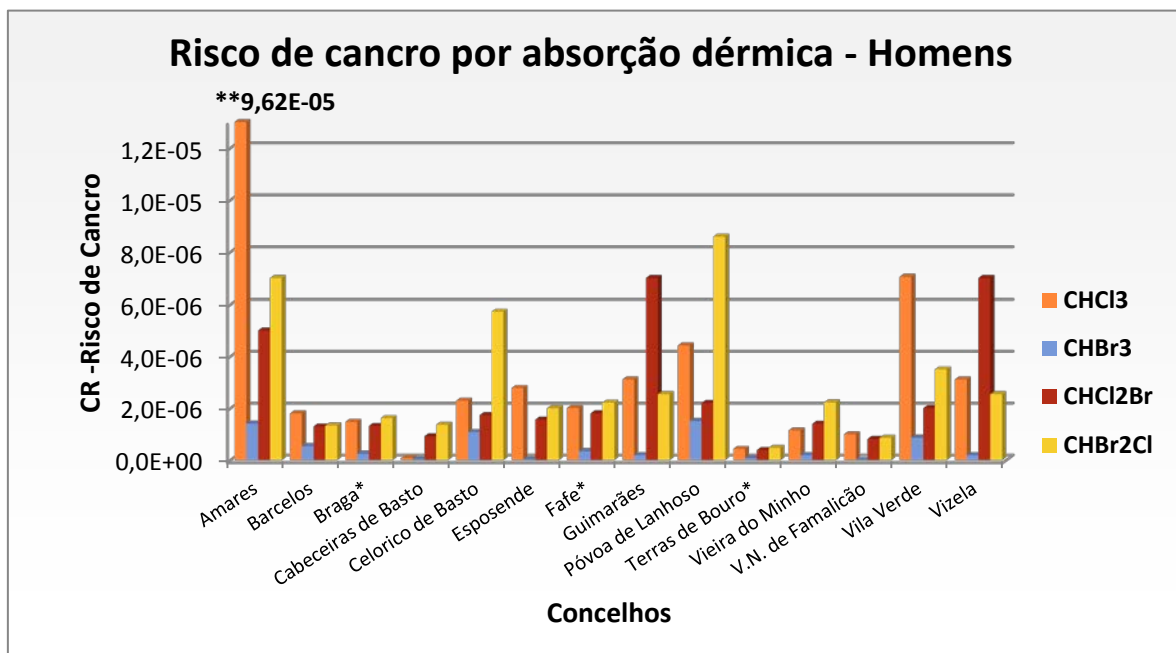


Figura 37. – Risco de cancro CR associado à absorção dérmica em homens

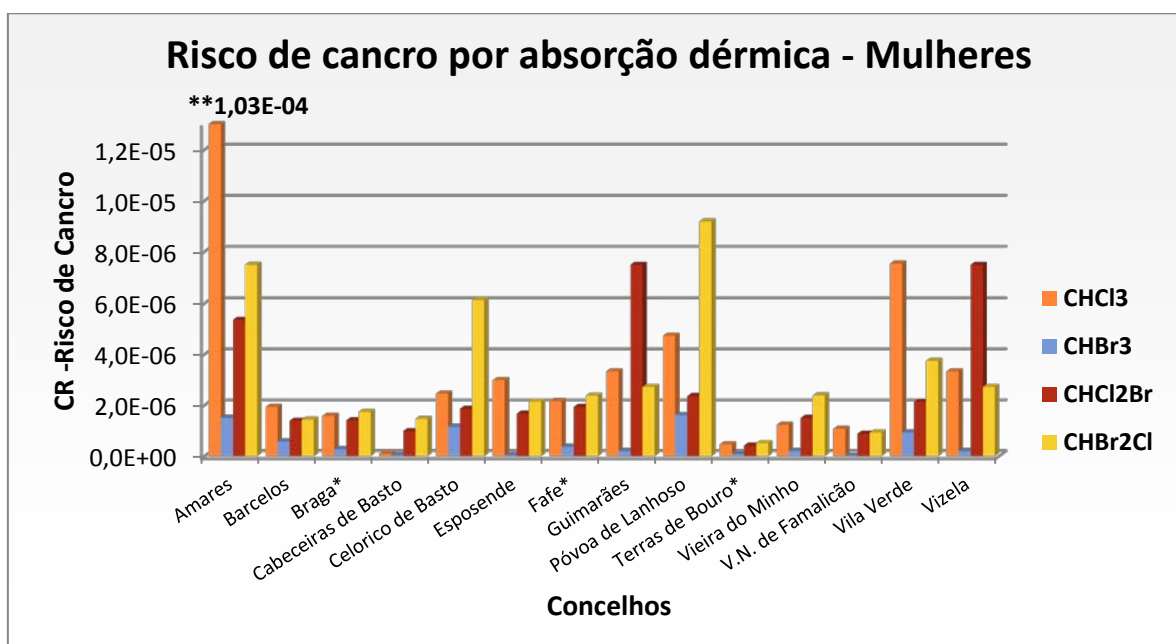


Figura 38. – Risco de cancro CR associado à absorção dérmica em mulheres

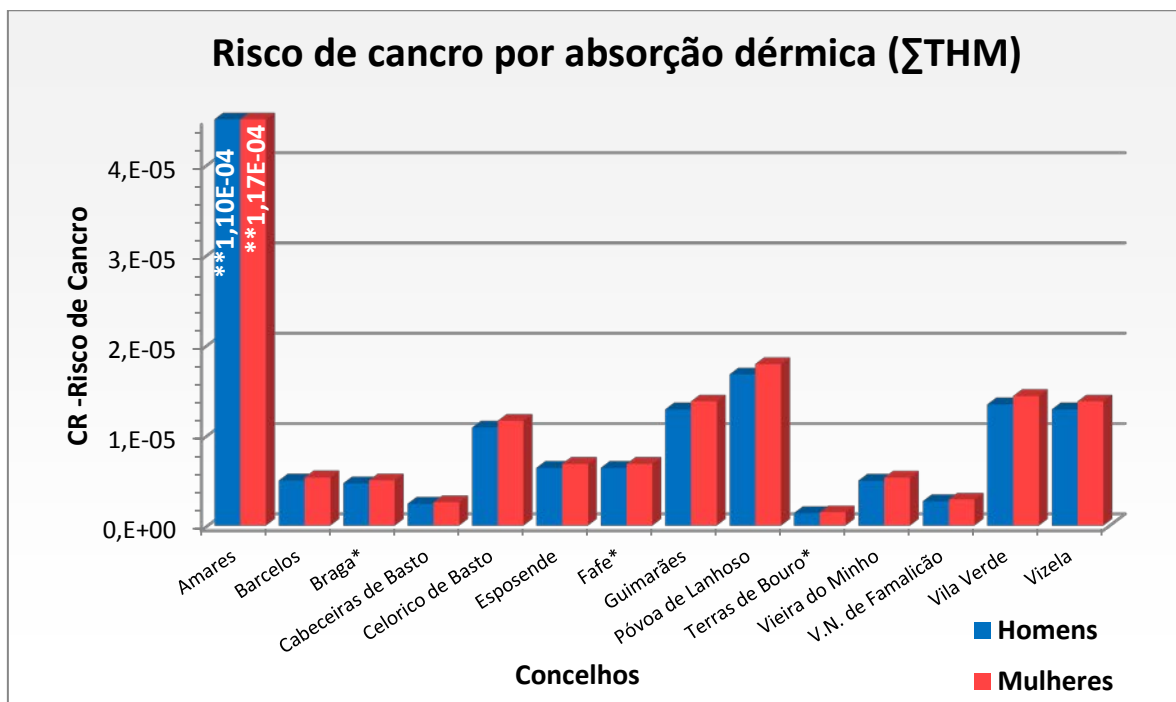


Figura 39. – Acumulado do risco de cancro CR associado à absorção dérmica em homens e mulheres

\*\*NOTA: As figuras não traduzem graficamente a total dimensão do valor de CR relativo ao caso de Amares de modo a otimizar a representação dos outros concelhos.

A observação da Figura 39 permite verificar que o risco respeitante às mulheres é, em todos os casos, superior ao dos homens. Por um lado, a área da pele em contacto com a água nos homens é superior devido à sua maior massa corporal, porém, constata-se que, tal como no caso da ingestão, o fator mais preponderante é a esperança de vida no caso das mulheres que implica uma duração de exposição superior.

### 4.3. Risco de cancro associado à exposição por inalação

Os valores concernentes ao indicador CR aliado à exposição por inalação nos distintos concelhos estão expostos na Tabela 19.

Tabela 19. – Indicador CR referente à inalação

Concelhos	CR <sub>INALAÇÃO</sub>	
	Homens	Mulheres
Amares	3,01E-04	2,74E-04
Barcelos	1,07E-05	9,69E-06
Braga*	9,99E-06	9,08E-06
Cabeceiras de Basto	4,44E-06	4,03E-06
Celorico de Basto	1,85E-05	1,68E-05
Esposende	1,48E-05	1,35E-05
Fafe*	1,37E-05	1,24E-05
Guimarães	3,21E-05	2,91E-05
Póvoa de Lanhoso	2,94E-05	2,67E-05
Terras de Bouro*	2,93E-06	2,66E-06
Vieira do Minho	9,93E-06	9,02E-06
V.N. de Famalicão	6,23E-06	5,66E-06
Vila Verde	3,04E-05	2,76E-05
Vizela	3,21E-05	2,91E-05

A exposição por inalação ocorre quando o ar inspirado contém contaminantes volatilizados durante atividades que envolvam o uso da água como os banhos e duches.

O concelho de Amares representou uma vez mais o exemplo máximo do índice do risco. No caso do CR por inalação, os valores calculados mais elevados foram de  $3,01E^{-04}$  para os homens e  $2,74E^{-04}$  para as mulheres, representado um risco de respetivamente 301 e 274 vezes superior ao limite aceitável referido pela USEPA.

Terras de Bouro foi também repetente nos valores mínimos de CR com  $2,93E^{-06}$  e  $2,66E^{-06}$  respetivamente para homens e mulheres.

Os resultados do risco de cancro por intermédio da via de exposição por inalação estão representados graficamente nas Figuras 40 e 41.

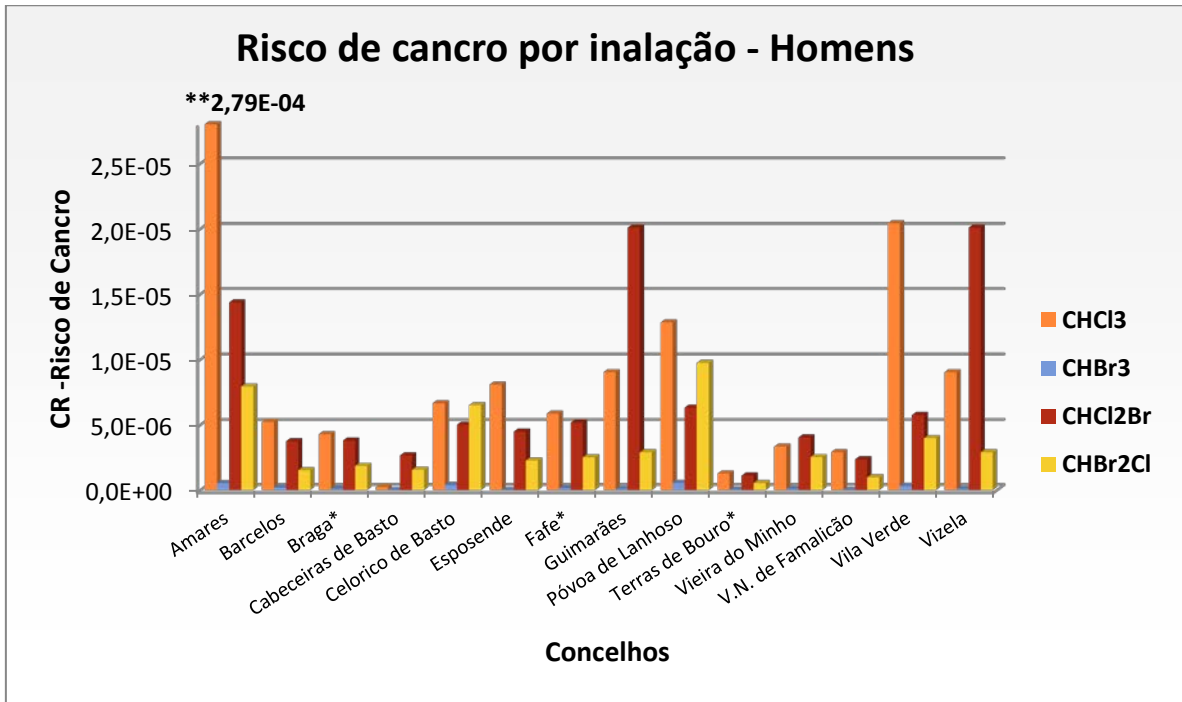


Figura 40. – Risco de cancro CR associado à inalação em homens

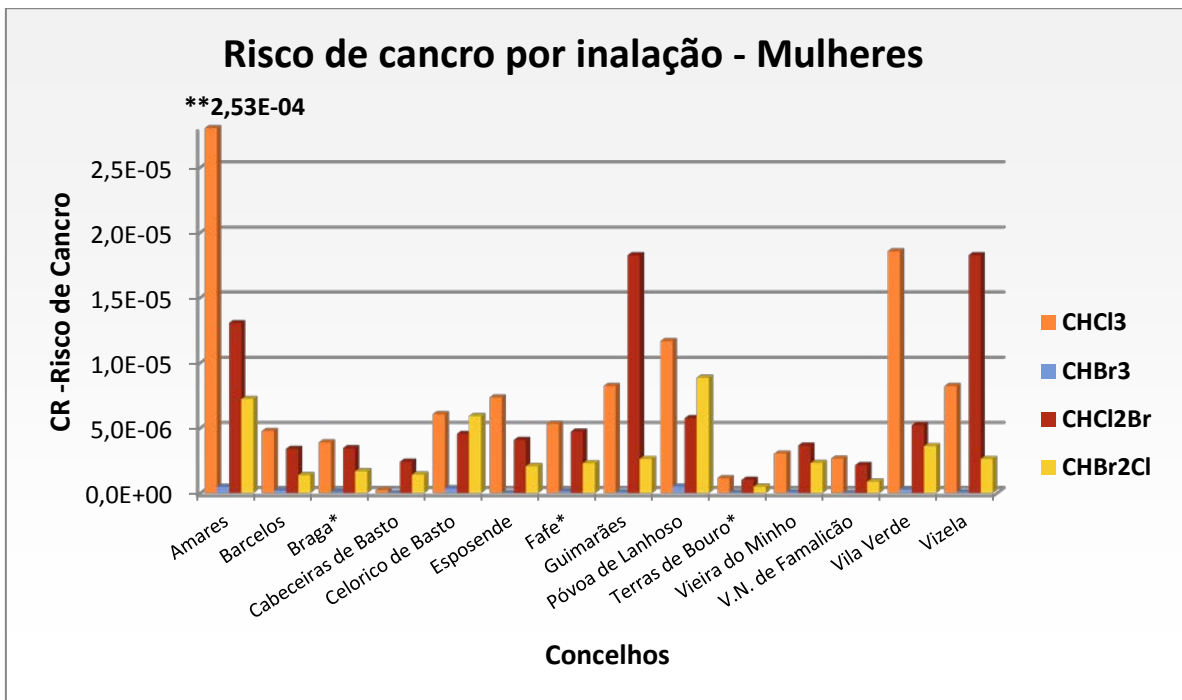


Figura 41. – Risco de cancro CR associado à inalação em mulheres

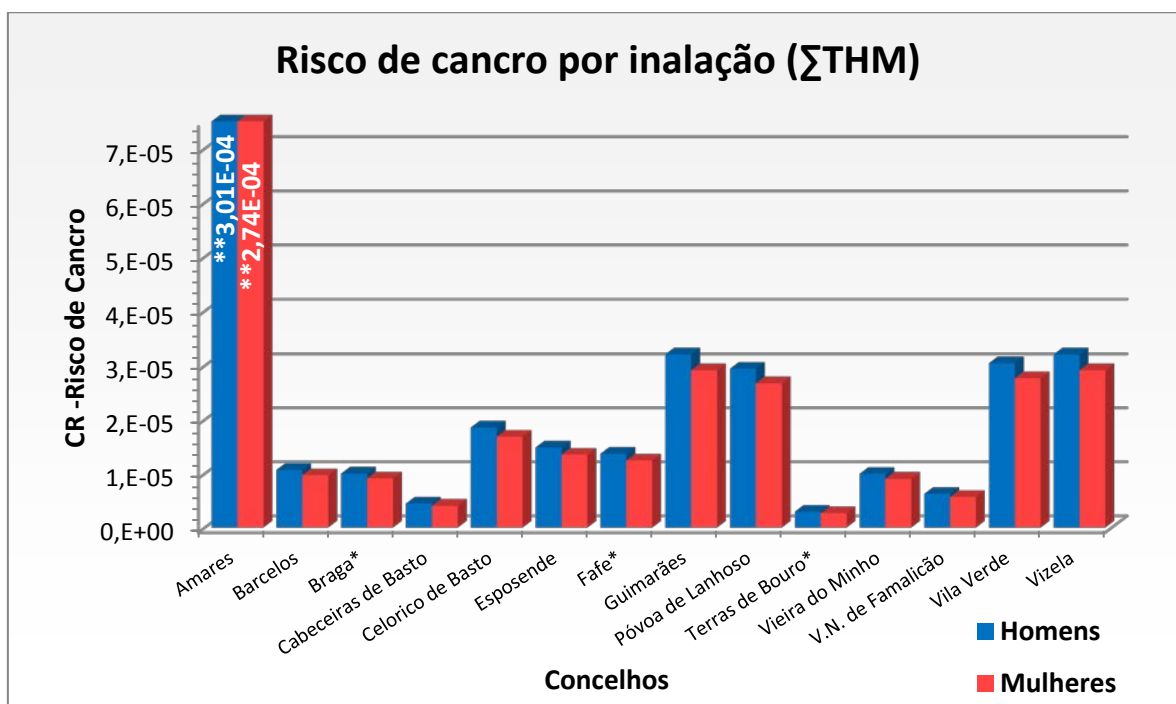


Figura 42. – Acumulado do risco de cancro CR associado à inalação em homens e mulheres

\*\*NOTA: As figuras não traduzem graficamente a total dimensão do valor de CR relativo ao caso de Amares de modo a otimizar a representação dos outros concelhos.

Atentando nesta via de exposição, verifica-se que, ao contrário das duas anteriormente analisadas, o risco respeitante às mulheres é sempre inferior ao dos homens. Este fenómeno resulta do facto de ter sido considerada uma taxa de respiração superior nestes últimos. Esta distinção é suficiente para contrariar o maior tempo de exposição das mulheres associado à sua esperança de vida. Infere-se então que, nesta ordem de valores, a taxa de respiração é mais relevante que a esperança de vida no resultado de CR por inalação.

#### 4.4. Risco de cancro associado à exposição por múltiplas vias – CR<sub>TOTAL</sub>

Os valores relativos ao indicador CR aliado à exposição por todas as vias nos vários concelhos encontram-se listados na Tabela 20.

Tabela 20. – Indicador CR referente ao risco acumulado de todas as vias de exposição

Concelhos	CR <sub>TOTAL</sub>	
	Homens	Mulheres
Amares	6,11E-04	6,22E-04
Barcelos	4,22E-05	4,57E-05
Braga*	4,08E-05	4,43E-05
Cabeceiras de Basto	2,47E-05	2,72E-05
Celorico de Basto	9,57E-05	1,05E-04
Esposende	5,16E-05	5,55E-05
Fafe*	5,57E-05	6,05E-05
Guimarães	1,26E-04	1,37E-04
Póvoa de Lanhoso	1,42E-04	1,56E-04
Terras de Bouro*	1,20E-05	1,30E-05
Vieira do Minho	4,52E-05	4,93E-05
V.N. de Famalicão	2,30E-05	2,49E-05
Vila Verde	9,95E-05	1,06E-04
Vizela	1,26E-04	1,37E-04

O indicador CR<sub>TOTAL</sub> consiste na reunião dos riscos calculados em cada uma das vias de exposição. É por isso expectável que a interpretação dos resultados finais esteja em linha com as análises específicas a cada via previamente realizadas.

Obviamente, confirma-se que nenhum dos concelhos apresenta um risco inferior ao valor negligenciável. Convém reforçar que os valores de concentração de THM considerados foram os máximos e por isso representativos do mais elevado grau de risco.

O concelho de Amares obteve o CR mais elevado de forma muito destacada com valores determinados de  $6,11E^{-04}$  para os homens e  $6,22E^{-04}$  para as mulheres, representando um risco de respetivamente 611 e 622 vezes superior ao limite do risco aceitável estipulado pela USEPA.

De forma inversa e numa ordem de valores muito inferior, Terras de Bouro confirmou-se como o concelho com menor risco calculado exibindo um CR de  $1,20E^{-05}$  e  $1,30E^{-05}$  respetivamente para homens e mulheres traduzindo um risco de respetivamente 12 e 13 vezes superior ao patamar do negligenciável.

Os resultados do risco de cancro associado à exposição por todas as vias nos vários concelhos encontram-se expostos graficamente na Figura 43.

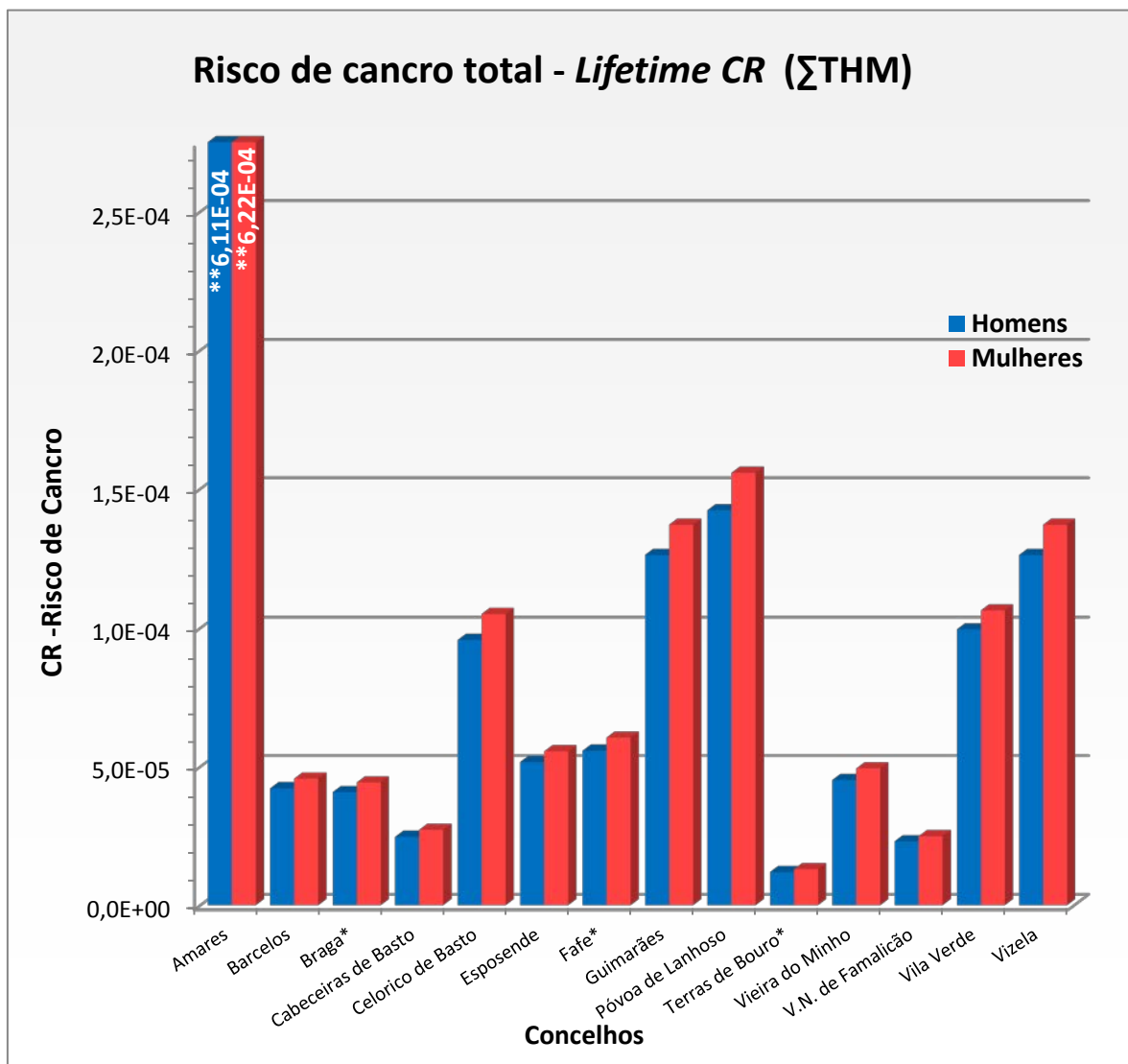


Figura 43. – Risco de cancro total – Lifetime CR

\*\*NOTA: A figura não traduz graficamente a total dimensão do valor de CR relativo ao caso de Amares de modo a otimizar a representação dos outros concelhos.

A Figura 44 de seguida apresentada expõe graficamente a proporção que cada via de exposição representou no valor final do risco de cancro.

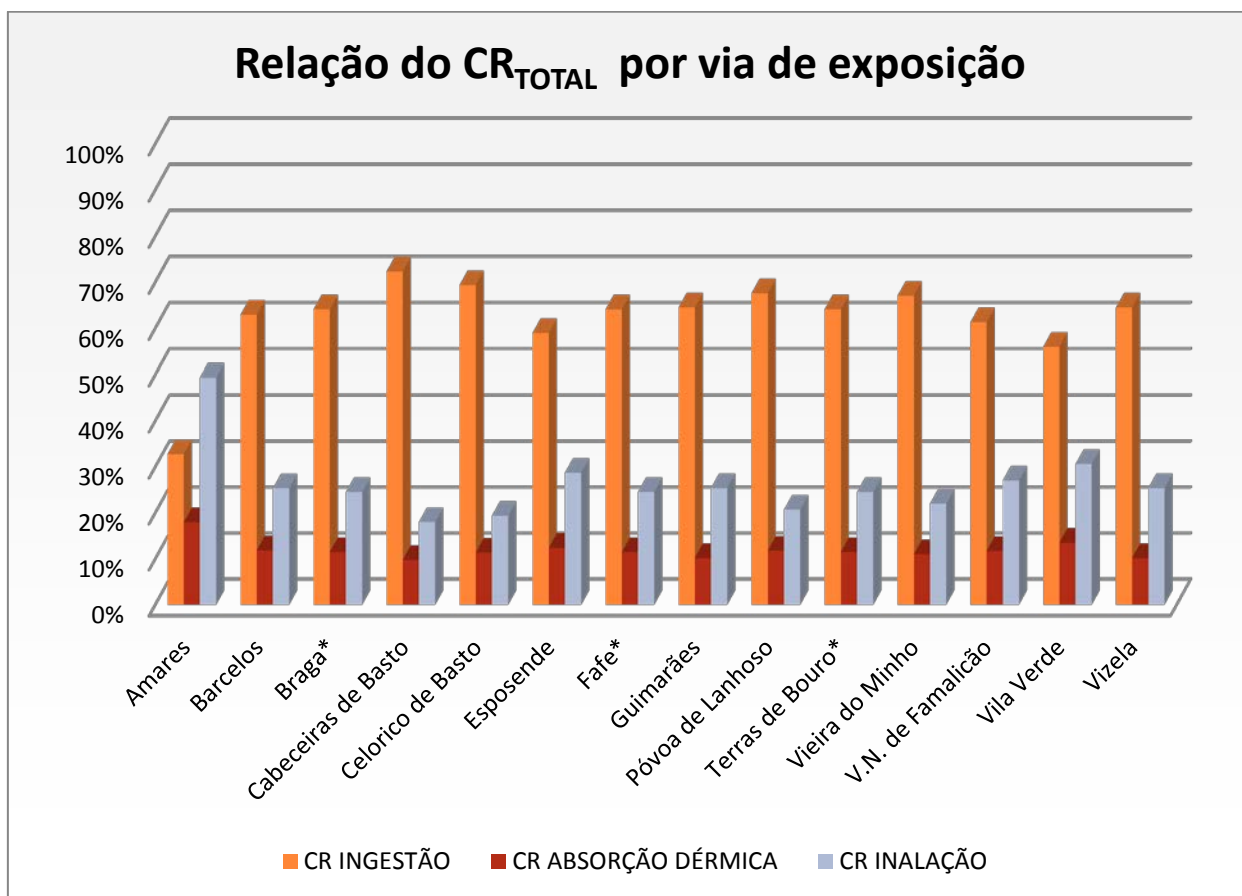


Figura 44. – Correlação entre as vias de exposição e o risco de cancro total

Permite perceber que o concelho de Amares representa um caso particular que merece atenção. Em 13 dos concelhos, a via de ingestão é a mais preponderante para o risco de cancro total seguida da inalação e por fim a de absorção dérmica. Em Amares, o fator relativo à exposição por inalação é o mais relevante em troca com a ingestão. Esta constatação encontra resposta pelo facto de este concelho manifestar a concentração mais elevada de clorofórmio por larga diferença.

Apresentando o mais baixo ponto de ebulição dos THM, o clorofórmio é o composto que volatiliza com maior facilidade pelo que constitui aquele ao que há maior exposição durante os duches e banhos. Como resultado, o risco de cancro por inalação neste caso assume um peso superior aos restantes.



#### 4.5. Risco não carcinogénico por múltiplas vias - Hazard Index

O cálculo do índice HI é complementar ao CR e necessário como forma de avaliar os efeitos adversos não carcinogénicos aliados à absorção de THM presentes na água por diferentes vias de exposição. São levadas em conta a exposição por ingestão e por absorção dérmica.

Os valores relativos ao indicador HI nos vários concelhos encontram-se expostos na Tabela 21.

Tabela 21. – Indicador HI referente ao risco acumulado de todas as vias de exposição

Concelhos	HI <sub>INGESTÃO</sub>		HI <sub>ABSORÇÃO DÉRMICA</sub>		HI <sub>TOTAL</sub>	
	Homens	Mulheres	Homens	Mulheres	Homens	Mulheres
Amares	1,72	1,99	0,33	0,35	<b>2,05</b>	<b>2,34</b>
Barcelos	0,07	0,08	0,01	0,01	<b>0,08</b>	<b>0,09</b>
Braga*	0,05	0,06	0,01	0,01	<b>0,06</b>	<b>0,07</b>
Cabeceiras de Basto	0,02	0,02	0,00	0,00	<b>0,02</b>	<b>0,02</b>
Celorico de Basto	0,13	0,15	0,02	0,02	<b>0,14</b>	<b>0,16</b>
Esposende	0,07	0,08	0,01	0,01	<b>0,08</b>	<b>0,09</b>
Fafe*	0,07	0,08	0,01	0,01	<b>0,08</b>	<b>0,09</b>
Guimarães	0,12	0,14	0,02	0,02	<b>0,14</b>	<b>0,16</b>
Póvoa de Lanhoso	0,20	0,23	0,03	0,03	<b>0,23</b>	<b>0,26</b>
Terras de Bouro*	0,02	0,02	0,00	0,00	<b>0,02</b>	<b>0,02</b>
Vieira do Minho	0,05	0,05	0,01	0,01	<b>0,05</b>	<b>0,06</b>
V.N. de Famalicão	0,03	0,03	0,00	0,00	<b>0,03</b>	<b>0,04</b>
Vila Verde	0,19	0,22	0,03	0,03	<b>0,22</b>	<b>0,25</b>
Vizela	0,12	0,14	0,02	0,02	<b>0,14</b>	<b>0,16</b>

Verifica-se que que o valor mais elevado do estudo apresenta uma magnitude superior à unidade pelo que é admissível que, no concelho de Amares onde ele ocorre, exista a probabilidade de a população apresentar efeitos adversos pelo consumo da água disponibilizada na rede de distribuição. Todos os outros concelhos partilham valores de HI bastantes inferiores à unidade traduzindo uma toxicidade reduzida que promove um negligenciável risco não carcinogénico para a saúde.

O índice HI foi de forma expressiva mais elevado na via de exposição por ingestão em detrimento da associada à absorção dérmica.

Os resultados do indicador do risco *Hazard Index* estão representados graficamente na Figura 45.

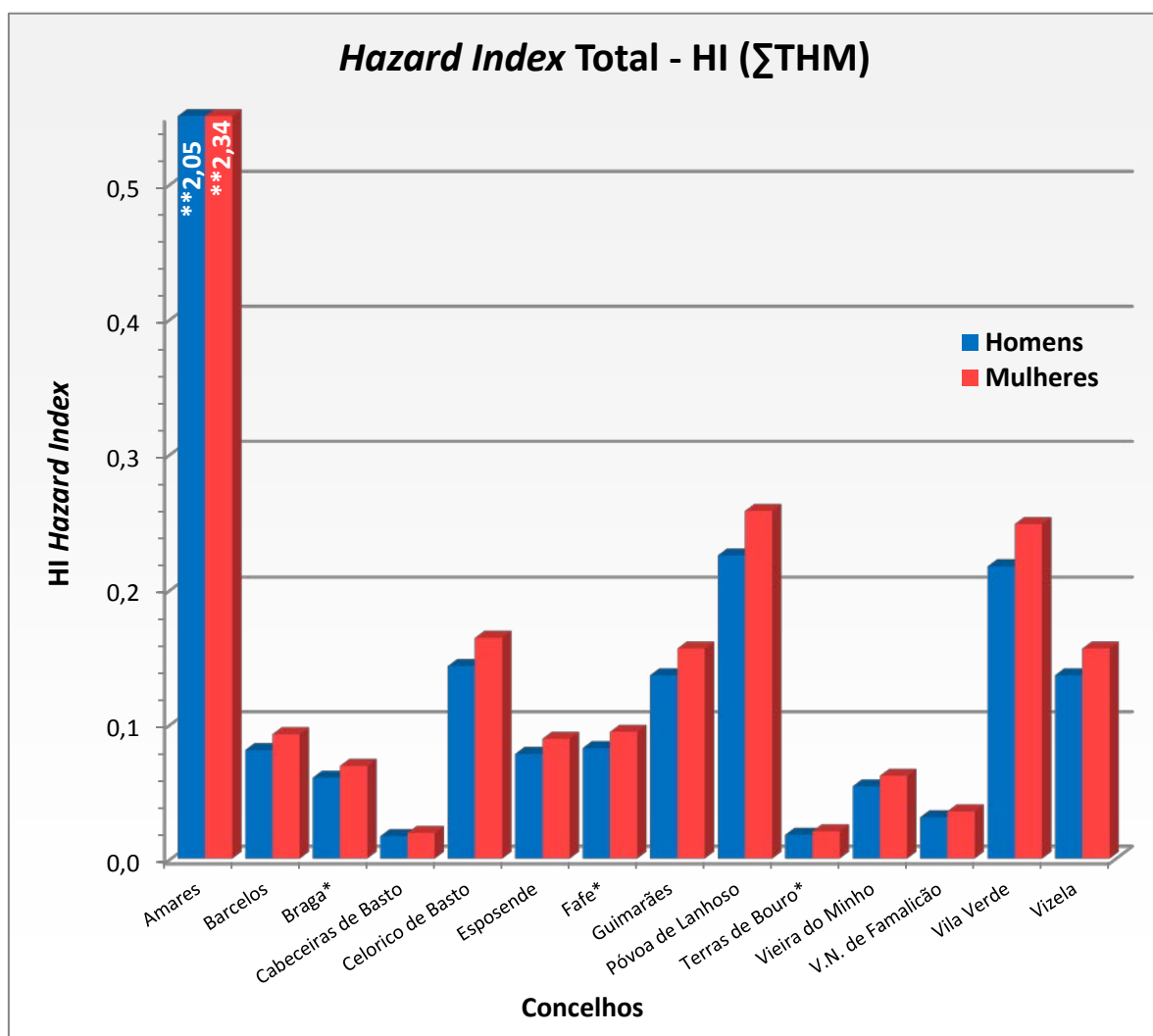


Figura 45. – Correlação entre as vias de exposição e o risco HI total

\*\*NOTA: A figura não traduz graficamente a total dimensão do valor de HI relativo ao caso de Ares de modo a otimizar a representação dos outros concelhos.

Tal como verificado anteriormente aquando da análise do risco CR, os concelhos com maior concentração de THM apresentam um risco HI diretamente proporcional. O indicador HI aplicado no caso de homens segue a mesma tendência que de mulheres embora estas últimas apresentem um HI mais elevado. O diferencial comprovado no resultado do HI entre os géneros não é suficiente para que na prática se obtenham distintas probabilidades de desenvolvimento de efeitos adversos na saúde dos indivíduos. Isto é constatável mais diretamente quando se particulariza a análise no âmbito da exposição por absorção dérmica já que a diferença nos resultados entre géneros é praticamente nula.

## 4.6. Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade constitui uma ferramenta que visa determinar a influência que uma variação imposta num dado parâmetro de entrada representa no resultado final. A identificação das variáveis críticas é realizada impondo a flutuação do valor de cada uma segundo dada variação percentual e observando as variações subsequentes no resultado. Só se deve fazer flutuar um parâmetro variável de cada vez, mantendo os outros constantes para deste modo garantir conclusões solidamente fundamentadas. A aplicação desta ferramenta e, conseqüentemente as conclusões que dela se extraem, é importante na tomada de decisões num dado contexto de otimização de resultados.

No caso do modelo de análise do risco elaborado nesta dissertação, a avaliação de sensibilidade incidiu sobre os parâmetros referentes ao volume de água ingerido, tempo de exposição à água, taxa de ventilação do quarto de banho, caudal fornecido pelo chuveiro e concentrações dos 4 elementos que compõem a família dos trihalometanos. Impôs-se uma variação de  $\pm 25\%$  sobre o valor estimado original destas variáveis e procedeu-se à avaliação de sensibilidade recorrendo ao módulo de teste de hipóteses integrado no Microsoft Excel.

Os resultados do estudo são exibidos na Figura 46 através de um diagrama “tornado”.

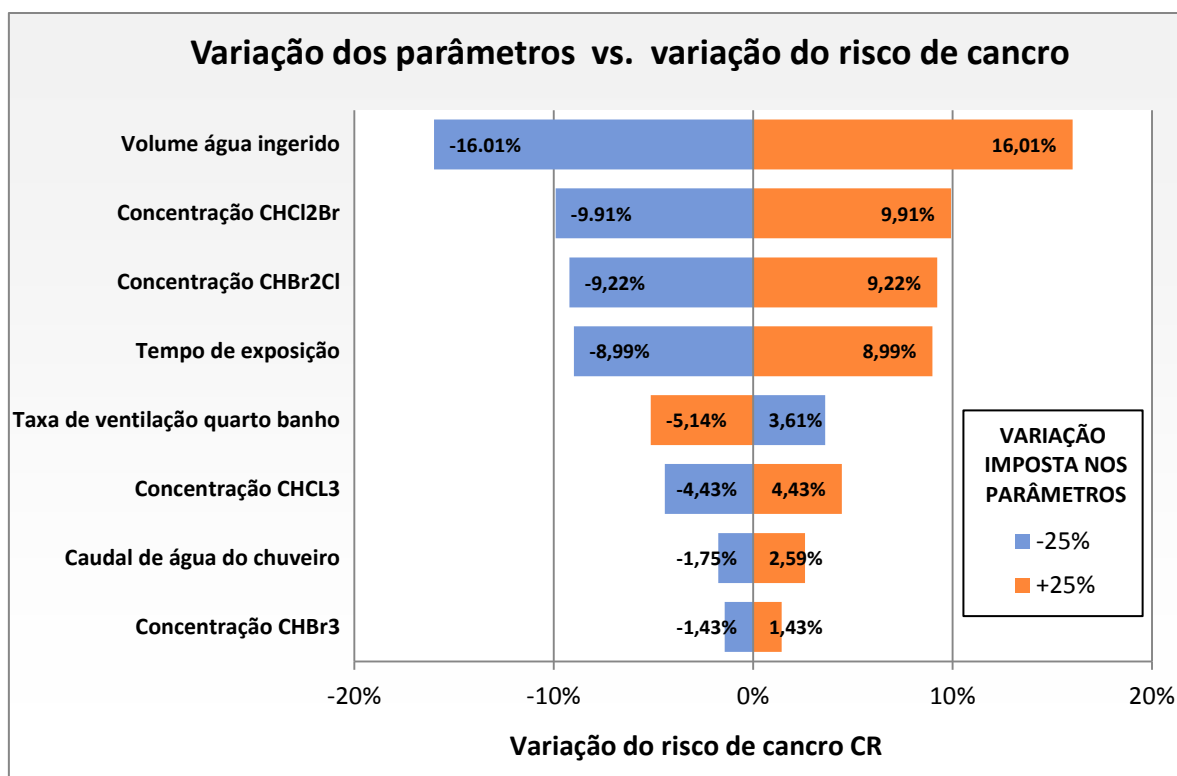


Figura 46. – Diagrama “tornado” para análise de sensibilidade dos parâmetros de entrada

Depreende-se da observação do diagrama que o volume de água ingerido diariamente é a variável que detém, de forma substancial, o maior impacto no risco de cancro total com uma variação linear na ordem dos 16%. Seguidamente, com um impacto na ordem dos 9%, distinguem-se as variáveis relacionadas com as concentrações de diclorobromometano e dibromoclorometano e o tempo de exposição dos indivíduos aos contaminantes presentes na água. Os restantes parâmetros implicam uma variação do indicador CR bastante mais reduzido pelo que a sua relevância no modelo de análise do risco é muito diminuta.

Com base nestes resultados de sensibilidade, é possível aumentar a precisão da avaliação do risco, implementando o aprofundamento do estudo das variáveis identificadas como críticas para que estas representem valores mais realistas nos parâmetros de entrada do modelo. Pode-se ainda concluir que, a nível das entidades gestoras dos sistemas de tratamento, as decisões com vista à redução do risco, devem focar-se primeiramente na redução das concentrações de diclorobromometano e dibromoclorometano por serem estas as mais influentes.

As tendências apresentadas na análise de sensibilidade foram idênticas para homens e mulheres em todos os concelhos refletidos neste trabalho.

## 5. CONCLUSÕES E DESENVOLVIMENTOS FUTUROS

### 5.1. Conclusões

Um dos maiores desafios que se apresentam hoje no âmbito do abastecimento de água às populações é a otimização da relação entre a segurança microbiológica e o risco para a saúde associado aos contaminantes químicos emergentes dos processos de desinfecção.

Para a concretização deste trabalho, procedeu-se numa primeira fase à recolha de dados que permitiram caracterizar o panorama da ocorrência de subprodutos de desinfecção, nomeadamente os trihalometanos, do distrito de Braga e seguidamente foi avaliada a associação entre a exposição a esses contaminantes por 3 vias de assimilação e o risco das populações servidas pelos sistemas de abastecimento de água contraírem cancro ou apresentarem outros efeitos não carcinogénicos em algum momento no decurso da sua vida.

Os resultados deste estudo, constituem nova informação que deve ser útil para suportar futura investigação e tomada de decisões de forma mais fundamentada e efetiva por parte das entidades gestoras dos sistemas de abastecimento de água no que concerne ao controlo da presença de subprodutos da desinfecção e em estratégias que visem a redução do risco para as populações.

As conclusões que este estudo permitiu traçar podem ser condensadas nos seguintes pontos:

- No geral, o distrito de Braga cumpre a legislação no que concerne aos limites legais da concentração de trihalometanos na água de abastecimento. Os concelhos de Amares e Vila verde constituíram exceção traduzindo os resultados mais preocupantes seguidos de perto por Cabeceiras de Basto e Póvoa de Lanhoso.
- A proporção média da ocorrência dos compostos que totalizam os trihalometanos totais no distrito foi determinada. Os mais abundantes foram o bromofórmio e o clorofórmio com 31% e 30% sendo que o diclorobromometano e dibromoclorometano representaram 22% e 17% respetivamente. Esta informação contraria a noção generalizada que o clorofórmio é o trihalometanos mais representativo.
- Os riscos associados à exposição aos trihalometanos aumentaram de forma proporcional com a concentração destes elementos na água. Assim, os concelhos que induzem maior probabilidade de efeitos adversos na saúde das suas populações, são os mesmos onde o controlo de subprodutos de desinfecção é menos eficiente.

- A exposição aos contaminantes pela via de ingestão foi a mais preponderante para o risco de cancro total seguida da inalação e por fim a de absorção dérmica.
- O risco aliado aos efeitos não carcinogénicos na saúde foi expressivamente mais elevado pela via de exposição por ingestão em detrimento da absorção dérmica.
- Os indicadores do risco CR e HI seguem a mesma tendência no caso da análise em homens e mulheres embora estas últimas apresentem resultados mais elevados.
- O risco de cancro ao longo da vida foi máximo em Amares com valores de  $6,11E^{-04}$  (homens) e  $6,22E^{-04}$  (mulheres), e mínimo em Terras de Bouro com  $1,20E^{-05}$  e  $1,30E^{-05}$ . Todos os 14 municípios apresentaram risco superior a  $10^{-6}$ , valor definido como negligenciável pela USEPA.
- Com exceção de Amares, o risco de efeitos não carcinogénicos foi inferior à unidade indicando um nível aceitável.
- No contexto do distrito de Braga, a análise de sensibilidade realizada permitiu aferir que o volume de água diariamente ingerido é a variável que detém, de forma substancial, o maior impacto no risco de cancro total. Numa dimensão intermédia de relevância distinguem-se as variáveis relacionadas com as concentrações de diclorobromometano e dibromoclorometano e o tempo de exposição dos indivíduos aos contaminantes presentes na água. A taxa de ventilação do quarto de banho, o caudal proporcionado pelo chuveiro e as concentrações de clorofórmio e bromofórmio apresentam uma diminuta expressão no modelo de análise do risco. As variáveis mais críticas devem receber a maior atenção na gestão dos sistemas.

As populações são as principais interessadas neste processo já que são elas que, a jusante dos sistemas de tratamento e redes de distribuição, no gesto de abrir a torneira se expõem candidamente ao que esta lhes trazer. Não se devem por isso isentar do seu papel de principais reguladores e de exercerem pressão junto das entidades competentes de forma a contribuírem para a constante melhoria na qualidade desse bem essencial que é a água.

É no entanto necessário sensibilizar e educar os consumidores fornecendo a informação de um modo honesto, claro e o mais acessível possível. A comunicação é preponderante pelo que, a divulgação de documentos referentes à qualidade tais como resultados analíticos da água e os índices de risco associados, deve ser realizada de uma forma regular e periódica obedecendo a regras que garantam a uniformização dos documentos para assim minimizar a

heterogeneidade que se constata no momento. A divulgação dos índices de qualidade deve ser focalizada em espaço ou meios próprios e representar motivo de orgulho para os concelhos.

A aposta na investigação nesta área, se intensa e contínua, instigará seguramente a obtenção de dados mais precisos que fomentarão tomadas de decisão mais acertadas.

## 5.2. Desenvolvimentos futuros

Comprovou-se pela realização desta dissertação que a implementação de um modelo para a caracterização do risco associado ao consumo de água para consumo humano constitui uma ferramenta válida. A análise de sensibilidade permite ainda definir variáveis críticas para a gestão dos sistemas. Foram no entanto identificadas várias lacunas, insuficiências e imprecisões em vários aspetos que poderão ser futuramente colmatadas ou complementadas.

- A análise do risco foi efetuada para o pior cenário pois baseou-se nos valores máximos absolutos das concentrações detetadas de trihalometanos. Seria útil no futuro considerar vários cenários suportados por uma extensa recolha de dados relativos à qualidade da água que permitisse aferir valores médios e percentis de interesse.
- Seria profícuo ampliar a precisão do modelo de cálculo do risco levando mais longe a investigação relativa aos parâmetros de entrada. Como exemplo, uma medição física (real) dos valores de THM volatilizados efetivamente numa atividade como o duche, permitiria anular a utilização do modelo de *Little*, para estimar tais variáveis.
- Não foi estudada nem contemplada na modelação do risco a possível existência de padrões sazonais na qualidade da água. A integração de tal parâmetro em futuras análises contribuiria para resultados mais objetivos.
- O estudo pormenorizado de cada concelho no que respeita aos parâmetros de qualidade da água nas captações e aos processos e operações de tratamento empregues, possibilitaria a comparação entre sistemas estabelecendo relações causa-efeito. Esta informação permitiria aferir soluções específicas para cada caso de modo a minimizar a formação de subprodutos e assim reduzir os níveis do risco para a saúde.
- Estudar a evolução da qualidade da água desde os reservatórios, que são a fronteira jusante do serviço em alta, até à torneira do consumidor, que representa o limite final

do serviço em baixa, de forma a avaliar o diferencial qualitativo e apurar as suas causas.

- Centrar o foco nas alterações esperadas nos próximos anos a nível das entidades gestoras e âmbito das suas operações. Estudar e avaliar holisticamente a sua performance atual de forma a projetar cenários futuros.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Akamatsu, A., Lee, C., Morino, H., Miura, T., Ogata, N., & Shibata, T. (2012). Six-month low level chlorine dioxide gas inhalation toxicity study with two-week recovery period in rats. *Journal of Occupational Medicine and Toxicology*, 7. doi: Artn 2
- Amjad, H., Hashmi, I., Rehman, M. S., Ali Awan, M., Ghaffar, S., & Khan, Z. (2013). Cancer and non-cancer risk assessment of trihalomethanes in urban drinking water supplies of Pakistan. *Ecotoxicol Environ Saf*, 91, 25-31. doi: 10.1016/j.ecoenv.2013.01.008
- Arezes, P. M., Barroso, M. P., Cordeiro, P., da Costa, L. G., & Sérgio Miguel, A. (2006). *Estudo antropométrico da população portuguesa* (Vol. 14): Instituto para a Segurança, Higiene e Saúde no Trabalho.
- Basu, M., Gupta, S. K., Singh, G., & Mukhopadhyay, U. (2011). Multi-route risk assessment from trihalomethanes in drinking water supplies. *Environmental Monitoring and Assessment*, 178(1-4), 121-134. doi: 10.1007/s10661-010-1677-z
- Bercz, J. P., Jones, L., Garner, L., Murray, D., Ludwig, D. A., & Boston, J. (1982). Subchronic toxicity of chlorine dioxide and related compounds in drinking water in the nonhuman primate. *Environ Health Perspect*, 46, 47-55.
- Bernard, A., Nickmilder, M., & Voisin, C. (2008). Outdoor swimming pools and the risks of asthma and allergies during adolescence. *European Respiratory Journal*, 32(4), 979-988. doi: Doi 10.1183/09031936.00114807
- Brown, D., Bridgeman, J., & West, J. R. (2011a). Predicting chlorine decay and THM formation in water supply systems. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 10(1), 79-99. doi: DOI 10.1007/s11157-011-9229-8
- Brown, D., Bridgeman, J., & West, J. R. (2011b). Understanding data requirements for trihalomethane formation modelling in water supply systems. *Urban Water Journal*, 8(1), 41-56. doi: Pii 933275004
- Bull, R. J. (1982). Health effects of drinking water disinfectants and disinfectant by-products. *Environmental Science & Technology*, 16(10), 554A-559A. doi: 10.1021/es00104a001

- Charrois, J. W. A., & Hrudey, S. E. (2007). Breakpoint chlorination and free-chlorine contact time: Implications for drinking water N-nitrosodimethylamine concentrations. *Water Research*, 41(3), 674-682. doi: DOI 10.1016/j.watres.2006.07.031
- Chowdhury, S., Champagne, P., & McLellan, P. J. (2009). Models for predicting disinfection byproduct (DBP) formation in drinking waters: A chronological review. *Science of The Total Environment*, 407(14), 4189-4206. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.04.006>
- Deborde, M., & von Gunten, U. (2008). Reactions of chlorine with inorganic and organic compounds during water treatment—Kinetics and mechanisms: A critical review. *Water Research*, 42(1–2), 13-51. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.025>
- Deborde, M., & von Gunten, U. (2008). Reactions of chlorine with inorganic and organic compounds during water treatment - Kinetics and mechanisms: A critical review. *Water Research*, 42(1-2), 13-51. doi: DOI 10.1016/j.watres.2007.07.025
- Circular Normativa (Nº: 14/DA; DATA: 21/08/09). Direção Geral de Saúde (2009).
- ERSAR, E. R. d. S. d. Á. e. R. (2014). Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal (RASARP 2014).
- Florentin, A., Hautemaniere, A., & Hartemann, P. (2011). Health effects of disinfection by-products in chlorinated swimming pools. *Int J Hyg Environ Health*, 214(6), 461-469. doi: DOI 10.1016/j.ijheh.2011.07.012
- Fu, H. Z., Wang, M. H., & Ho, Y. S. (2013). Mapping of drinking water research: A bibliometric analysis of research output during 1992-2011. *Science of the Total Environment*, 443, 757-765. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.11.061
- Funari, E., Manganelli, M., & Sinisi, L. (2012). Impact of climate change on waterborne diseases. *Annali Dell Istituto Superiore Di Sanita*, 48(4), 473-487. doi: Doi 10.4415/Ann\_12\_04\_13
- Gang, D. C., Clevenger, T. E., & Banerji, S. K. (2003). Modeling Chlorine Decay in Surface Water. *Journal of Environmental Informatics*, 1(1), 21-27. doi: DOI 10.3808/jei.200300003

- Gopal, K., Tripathy, S. S., Bersillon, J. L., & Dubey, S. P. (2007). Chlorination byproducts, their toxicodynamics and removal from drinking water. *Journal of Hazardous Materials*, 140(1-2), 1-6. doi: 10.1016/j.jhazmat.2006.10.063
- Hansen, K. M., Zorteza, R., Piketty, A., Vega, S. R., & Andersen, H. R. (2013). Photolytic removal of DBPs by medium pressure UV in swimming pool water. *Sci Total Environ*, 443, 850-856. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.11.064
- Hansen, K. M. S., Willach, S., Antoniou, M. G., Mosbaek, H., Albrechtsen, H. J., & Andersen, H. R. (2012). Effect of pH on the formation of disinfection byproducts in swimming pool water - Is less THM better? *Water Research*, 46(19), 6399-6409. doi: DOI 10.1016/j.watres.2012.09.008
- Hebert, A., Forestier, D., Lenes, D., Benanou, D., Jacob, S., Arfi, C., . . . Levi, Y. (2010). Innovative method for prioritizing emerging disinfection by-products (DBPs) in drinking water on the basis of their potential impact on public health. *Water Research*, 44(10), 3147-3165. doi: DOI 10.1016/j.watres.2010.02.004
- INE. (2014). Dados de natalidade e mortalidade da população em Portugal. Instituto Nacional de Estatística. [www.ine.pt](http://www.ine.pt). Consultado em 14 de outubro de 2014.
- IRAR. (2007). Desinfecção da Água destinada ao consumo humano. *Instituto Regulador de Águas e Resíduos - Recomendação IRAR n.º 05/2007*.
- IRIS. (2014). *Integrated Risk Information System*. <http://www.epa.gov/iris>
- Johnson, B. B. (2008). Public Views on Drinking Water Standards as Risk Indicators. *Risk Analysis*, 28(6), 1515-1530. doi: DOI 10.1111/j.1539-6924.2008.01116.x
- Kanan, A., & Karanfil, T. (2011). Formation of disinfection by-products in indoor swimming pool water: The contribution from filling water natural organic matter and swimmer body fluids. *Water Research*, 45(2), 926-932. doi: 10.1016/j.watres.2010.09.031
- Krasner, S. W. (2009). The formation and control of emerging disinfection by-products of health concern. *Philosophical Transactions of the Royal Society a-Mathematical Physical and Engineering Sciences*, 367(1904), 4077-4095. doi: 10.1098/rsta.2009.0108

- Lee, J., Kim, E. S., Roh, B. S., Eom, S. W., & Zoh, K. D. (2013). Occurrence of disinfection by-products in tap water distribution systems and their associated health risk. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(9), 7675-7691. doi: DOI 10.1007/s10661-013-3127-1
- Lee, S. C., Guo, H., Lam, S. M. J., & Lau, S. L. A. (2004). Multipathway risk assessment on disinfection by-products of drinking water in Hong Kong. *Environmental Research*, 94(1), 47-56. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0013-9351\(03\)00067-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0013-9351(03)00067-7)
- Legay, C., Rodriguez, M. J., Serodes, J. B., & Levallois, P. (2010). Estimation of chlorination by-products presence in drinking water in epidemiological studies on adverse reproductive outcomes: A review. *Science of the Total Environment*, 408(3), 456-472. doi: DOI 10.1016/j.scitotenv.2009.10.047
- Liew, K. B., & Lepesteur, M. (2006). Performance of the rural health improvement scheme in reducing the incidence of waterborne diseases in rural Sarawak, Malaysia. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 100(10), 949-955. doi: 10.1016/j.trstmh.2005.11.018
- Little, J. C. (1992). Applying the two-resistance theory to contaminant volatilization in showers. *Environmental Science & Technology*, 26(7), 1341-1349. doi: 10.1021/es00031a010
- Liu, S., Lim, M., Fabris, R., Chow, C., Drikas, M., & Amal, R. (2008). TiO<sub>2</sub> photocatalysis of natural organic matter in surface water: Impact on trihalomethane and haloacetic acid formation potential. *Environmental Science & Technology*, 42(16), 6218-6223. doi: 10.1021/es800887s
- Liviác, D., Wagner, E. D., Mitch, W. A., Altonji, M. J., & Plewa, M. J. (2010). Genotoxicity of Water Concentrates from Recreational Pools after Various Disinfection Methods. *Environmental Science & Technology*, 44(9), 3527-3532. doi: Doi 10.1021/Es903593w
- Lopes, A. J. P. C. d. S. (2005). Subprodutos da desinfecção da água para consumo humano. *Dissertação de Mestrado - Universidade de Aveiro*.

- Martinez-Huitle, C. A., & Brillas, E. (2008). Electrochemical alternatives for drinking water disinfection. *Angewandte Chemie-International Edition*, 47(11), 1998-2005. doi: DOI 10.1002/anie.200703621
- McCullagh, C., Robertson, J. M. C., Bahnemann, D. W., & Robertson, P. K. J. (2007). The application of TiO<sub>2</sub> photocatalysis for disinfection of water contaminated with pathogenic micro-organisms: a review. *Research on Chemical Intermediates*, 33(3-5), 359-375. doi: Doi 10.1163/156856707779238775
- Mishra, B., Gupta, S., & Sinha, A. (2014). Human health risk analysis from disinfection by-products (DBPs) in drinking and bathing water of some Indian cities. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 12(1), 1-10. doi: 10.1186/2052-336X-12-73
- Nikolaou, A., Golfinopoulos, S., Lekkas, T., & Arhonditsis, G. (2004). Factors Affecting the Formation of Organic By-Products During Water Chlorination: A Bench-Scale Study. *Water, Air, and Soil Pollution*, 159(1), 357-371. doi: 10.1023/B:WATE.0000049189.61762.61
- Ostoich, M., Serena, F., Falletti, L., & Fantoni, A. (2013). Control of dangerous substances in discharges and microbiological abatement: European framework and a case study of an ozone disinfection system. *Water Science and Technology*, 67(6), 1238-1246. doi: Doi 10.2166/Wst.2013.685
- Ozdemir, K. T., I. Uyak, V. (2013). Assessment of Trihalomethane Formation in Chlorinated Raw Waters with Differential UV Spectroscopy Approach. *Scientific World Journal*. doi: Artn 890854 Doi 10.1155/2013/890854
- Paopuree, P., Panyakapo, M., & Soontornchai, S. (2010, 1-3 Aug. 2010). *Multi-pathway cancer risk assessment of Trihalomethanes exposure from chlorinated tap water and indoor swimming pool*. Paper presented at the Chemistry and Chemical Engineering (ICCCE), 2010 International Conference on.
- Pentamwa, P., Sukton, B., Wongklom, T., & Pentamwa, S. (2013). *Cancer Risk Assessment from Trihalomethanes in Community Water Supply at Northeastern Thailand*: IACSIT Press.

- Pereira, D. d. C. F. (2007). Detecção de subprodutos da desinfecção com cloro em água dessalinizada. *DISSERTAÇÃO PARA MESTRADO EM QUÍMICA - FACULDADE DE CIÊNCIAS DA UNIVERSIDADE DO PORTO*.
- RAIS. (2014). Risk Assessment Information System. [http://rais.ornl.gov/cgi-bin/prg/RISK\\_search](http://rais.ornl.gov/cgi-bin/prg/RISK_search).
- Richardson, S. D. (2003). Disinfection by-products and other emerging contaminants in drinking water. *Trac-Trends in Analytical Chemistry*, 22(10), 666-684. doi: Doi 10.1016/S0165-9936(03)01003-3
- Richardson, S. D., DeMarini, D. M., Kogevinas, M., Fernandez, P., Marco, E., Lourencetti, C., . . . Villanueva, C. M. (2010). What's in the Pool? A Comprehensive Identification of Disinfection By-products and Assessment of Mutagenicity of Chlorinated and Brominated Swimming Pool Water. *Environmental Health Perspectives*, 118(11), 1523-1530. doi: 10.1289/ehp.1001965
- Richardson, S. D., Plewa, M. J., Wagner, E. D., Schoeny, R., & DeMarini, D. M. (2007). Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: A review and roadmap for research. *Mutation Research-Reviews in Mutation Research*, 636(1-3), 178-242. doi: DOI 10.1016/j.mrrev.2007.09.001
- Roccaro, P., & Vagliasindi, F. G. A. (2009). Differential vs. absolute UV absorbance approaches in studying NOM reactivity in DBPs formation: Comparison and applicability. *Water Research*, 43(3), 744-750. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.007>
- Rodriguez, M. J., Rodriguez, G., Serodes, J., & Sadiq, R. (2007). Disinfection by-products in drinking water: Occurrence, health issues and regulations. *Interciencia*, 32(11), 749-756.
- Rodríguez, M. J., Rodríguez, G., Serodes, J., & Sadiq, R. (2007). Subproductos de la desinfección del agua potable: Formación, aspectos sanitarios y reglamentación. *Interciencia*, 32, 749-756.

- Sadiq, R., & Rodriguez, M. J. (2004). Disinfection by-products (DBPs) in drinking water and predictive models for their occurrence: a review. *Science of the Total Environment*, 321(1–3), 21-46. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.05.001>
- Salgado, S. R. T. (2008). Estudo dos parâmetros do decaimento do cloro residual em sistemas de distribuição de água tratada considerando vazamento. *Engenharia Hidráulica e Saneamento - Universidade de S. Paulo*.
- Schoeny, R. (2010). Disinfection By-products: A Question of Balance. *Environmental Health Perspectives*, 118(11), A466-A467. doi: Doi 10.1289/Ehp.1003053
- Semenza, J. C., Herbst, S., Rechenburg, A., Suk, J. E., Hoser, C., Schreiber, C., & Kistemann, T. (2012). Climate Change Impact Assessment of Food- and Waterborne Diseases. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42(8), 857-890. doi: Doi 10.1080/10643389.2010.534706
- Sharma, V. K., Zboril, R., & McDonald, T. J. (2014). Formation and toxicity of brominated disinfection byproducts during chlorination and chloramination of water: A review. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes*, 49(3), 212-228. doi: Doi 10.1080/03601234.2014.858576
- Shi, Y. W., Ling, W. C., & Qiang, Z. M. (2013). A comparison of disinfection by-products formation during sequential or simultaneous disinfection of surface waters with chlorine dioxide and chlor(am)ine. *Environmental Technology*, 34(9), 1191-1198. doi: Doi 10.1080/09593330.2012.743593
- Shimazu, H., Kouchi, M., Sugita, Y., Yonekura, Y., Kumano, H., Hashiwata, K., . . . Fukushima, T. (2005). Developing a model for disinfection by-products based on multiple regression analysis in a water distribution system. *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua*, 54(4), 225-237.
- Sohn, J., Amy, G., Cho, J., Lee, Y., & Yoon, Y. (2004). Disinfectant decay and disinfection by-products formation model development: chlorination and ozonation by-products. *Water Research*, 38(10), 2461-2478. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2004.03.009>

- Sommer, R., Cabaj, A., Hirschmann, G., & Haider, T. (2008). Disinfection of drinking water by UV irradiation: Basic principles - Specific requirements - International implementations. *Ozone-Science & Engineering*, 30(1), 43-48. doi: Doi 10.1080/01919510701759181
- Svecevicus, G., Syvokiene, J., Stasiunaite, P., & Mickeniene, L. (2005). Acute and chronic toxicity of chlorine dioxide (ClO<sub>2</sub>) and chlorite (ClO<sub>2</sub><sup>-</sup>) to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Science and Pollution Research*, 12(5), 302-305. doi: DOI 10.1065/espr2005.04.248
- Upadhyayula, V. K. K., Deng, S. G., Mitchell, M. C., & Smith, G. B. (2009). Application of carbon nanotube technology for removal of contaminants in drinking water: A review. *Science of the Total Environment*, 408(1), 1-13. doi: DOI 10.1016/j.scitotenv.2009.09.027
- USEPA. (2011). *Exposure Factors Handbook 2011 Edition (Final)*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-09/052F.
- Vieira, P., Coelho, S. T., & Loureiro, D. (2004). Accounting for the influence of initial chlorine concentration, TOC, iron and temperature when modelling chlorine decay in water supply. *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua*, 53(7), 453-467.
- Villanueva, C. M., Cantor, K. P., Grimalt, J. O., Malats, N., Silverman, D., Tardon, A., . . . Kogevinas, M. (2007). Bladder cancer and exposure to water disinfection by-products through ingestion, bathing, showering, and swimming in pools. *American Journal of Epidemiology*, 165(2), 148-156. doi: Doi 10.1093/Aje/Kwj364
- Wang, G. S., Deng, Y. C., & Lin, T. F. (2007). Cancer risk assessment from trihalomethanes in drinking water. *Science of the Total Environment*, 387(1-3), 86-95. doi: 10.1016/j.scitotenv.2007.07.029
- Weaver, W. A., Li, J., Wen, Y. L., Johnston, J., Blatchley, M. R., & Blatchley, E. R. (2009). Volatile disinfection by-product analysis from chlorinated indoor swimming pools. *Water Research*, 43(13), 3308-3318. doi: 10.1016/j.watres.2009.04.035




- Weng, S., Li, J., & R., B. I. E. (2012). Effects of UV254 irradiation on residual chlorine and DBPs in chlorination of model organic-N precursors in swimming pools. *Water Research*, 46(8), 2674-2682. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.02.017>
- WHO. (2011). Guidelines for drinking-water quality, fourth edition. 564.
- Woodall, C. J. (2009). Waterborne diseases - What are the primary killers? *Desalination*, 248(1-3), 616-621. doi: DOI 10.1016/j.desal.2008.05.110
- Xia, Q. D., Zhang, G. M., & Wang, L. (2006). Study on subchronic toxicity of chlorine dioxide and by-products in water. *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 41(7), 1347-1353. doi: Doi 10.1080/10934520600657016
- Xu, X., Mariano, T. M., Laskin, J. D., & Weisel, C. P. (2002). Percutaneous Absorption of Trihalomethanes, Haloacetic Acids, and Haloketones. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 184(1), 19-26. doi: <http://dx.doi.org/10.1006/taap.2002.9494>
- Xu, X., & Weisel, C. P. (2003). Inhalation exposure to haloacetic acids and haloketones during showering. *Environmental Science & Technology*, 37(3), 569-576.
- Zhang, H., Liu, H., Zhao, X., Qu, J., & Fan, M. (2011). Formation of disinfection by-products in the chlorination of ammonia-containing effluents: Significance of Cl<sub>2</sub>/N ratios and the DOM fractions. *Journal of Hazardous Materials*, 190(1-3), 645-651. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.03.098>
- Zhang, X. L., Yang, H. W., Wang, X. M., Fu, J., & Xie, Y. F. (2013). Formation of disinfection by-products: Effect of temperature and kinetic modeling. *Chemosphere*, 90(2), 634-639. doi: DOI 10.1016/j.chemosphere.2012.08.060
- Zwiener, C., Richardson, S. D., De Marini, D. M., Grummt, T., Glauner, T., & Frimmel, F. H. (2006). Drowning in Disinfection Byproducts? Assessing Swimming Pool Water. *Environmental Science & Technology*, 41(2), 363-372. doi: 10.1021/es062367v



## **ANEXOS**

Exemplares dos documentos oficiais de divulgação de resultados analíticos referentes à qualidade da água para consumo humano nos 14 concelhos do distrito de Braga.

**Amares**



**MUNICÍPIO AMARES**  
DIVISÃO DE ÁGUAS, SANEAMENTO E HIGIENE PÚBLICA

**EDITAL**

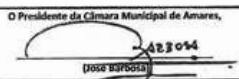
**CONTROLO DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO NAS ZONAS DE ABASTECIMENTO<sup>1</sup> DO CONCELHO DE AMARES**

Parâmetro (unidades)	Valor Paramétrico (VP) fixado no DE 306/2007	Valores obtidos		N.º Análises superiores VP	% Cumprimento do VP	N.º Análises (PCQA)		% Análises Realizadas
		Mínimo	Máximo			Agendadas	Realizadas	
Escherichia coli (N/100 ml)	0	0	3	1	97%	39	39	100%
Bactérias coliformes (N/100 ml)	0	0	15	2	95%	39	39	100%
Desinfetante residual (mg/L)	—	<0,10	>1,65	—	—	39	39	100%
Amónio (mg/L NH <sub>4</sub> )	0,50	<0,05	<0,05	0	100%	9	9	100%
Cheiro a 25°C (Factor de diluição)	3	<1	<1	0	100%	9	9	100%
Nitratos (mg/L NO <sub>3</sub> )	50	<3,0	36,7	0	100%	9	9	100%
Número de colónias a 22 °C (N/ml)	Sem alteração anormal	0	1	—	—	9	9	100%
Número de colónias a 37 °C (N/ml)	Sem alteração anormal	0	0	—	—	9	9	100%
Condutividade (µS/cm a 20°C)	2500	<45	230	0	100%	9	9	100%
Cor (mg/L PtCo)	20	<3,0	<3,0	0	100%	9	9	100%
Manganês (µg/L Mn)	50	<2,0	3,6	0	100%	9	9	100%
Oxidabilidade (mg/L O <sub>2</sub> )	5	<1,0	1,7	0	100%	9	9	100%
pH (Unidades pH)	26,5 e 9	5,5	6,9	5	44%	9	9	100%
Sabor a 25°C (Factor de diluição)	3	<1	<1	0	100%	9	9	100%
Turvação (NTU)	4	<1,0	<1,0	0	100%	9	9	100%
Alumínio (µg/L Al)	200	<10	130	0	100%	6	6	100%
Antimônio (µg/L Sb)	5	<4	<4	0	100%	6	6	100%
Arsénio (µg/L As)	10	<5	<5	0	100%	6	6	100%
Benzo(a)pireno (µg/L)	0,010	<0,0050	<0,0050	0	100%	6	6	100%
Benzeno (µg/L)	1,0	<0,3	<0,3	0	100%	6	6	100%
Boro (mg/L B)	1,0	<0,10	<0,10	0	100%	6	6	100%
Cádmio (µg/L Cd)	5,0	<1,0	<1,0	0	100%	6	6	100%
Cálcio (mg/L Ca)	—	4,15	21,6	—	—	6	6	100%
Chumbo (µg/L Pb)	25	<7	<7	0	100%	6	6	100%
Cianetos (µg/L CN)	50	<20	<20	0	100%	6	6	100%
Clostrídium perfringens (N/100ml)	0	0	0	0	100%	9	9	100%
Cobre (µg/L Cu)	2,0	2,40E-03	4,30E+00	0	100%	6	6	100%
Crómio (µg/L Cr)	50	<5	<5	0	100%	6	6	100%
Enterococos (N/100 ml)	0	0	0	0	100%	6	6	100%
Ferro (µg/L Fe)	200	<60	8,00E+01	0	100%	6	6	100%
Mercurio (µg/L Hg)	1	<0,5	<0,5	0	100%	6	6	100%
Níquel (µg/L Ni)	20	<6	<6	0	100%	6	6	100%
Selénio (µg/L Se)	10	<6	<6	0	100%	6	6	100%
Sódio (mg/L Na)	200	4,15	21,1	0	100%	6	6	100%
1,2 - dicloroetano (µg/L)	3,0	<0,0	<0,0	0	100%	6	6	100%
Bromatos (µg/L BrO <sub>3</sub> )	10	<5	<5	0	100%	6	6	100%
Cloratos (mg/L Cl)	250	<10	20	0	100%	6	6	100%
Dureza total (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	—	8,4	55	—	—	6	6	100%
Fluoretos (mg/L F)	1,5	<0,10	0,27	0	100%	6	6	100%
Magnésio (mg/L Mg)	—	0,26	2,4	—	—	6	6	100%
Nitritos (mg/L NO <sub>2</sub> )	0,5	<0,05	<0,05	0	100%	6	6	100%
Sulfatos (mg/L SO <sub>4</sub> )	250	<10	13	0	100%	6	6	100%
Tetracloroetano e Tricloroetano (µg/L):	10	<1,5	<1,5	0	100%	—	—	—
Tetracloroetano(µg/L)	—	<1,5	<1,5	—	—	6	6	100%
Tricloroetano(µg/L)	—	<1,5	<1,5	—	—	6	6	100%
Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (µg/L):	0,10	<0,025	<0,025	0	100%	—	—	—
Benzo(b)fluoranteno (µg/L)	—	<0,0050	<0,0050	—	—	6	6	100%
Benzo(k)fluoranteno (µg/L)	—	<0,0050	<0,0050	—	—	6	6	100%
Benzo(a)pireno (µg/L)	—	<0,0005	<0,0005	—	—	6	6	100%
Indeno(1,2,3-cd)pireno(µg/L)	—	<0,010	<0,010	—	—	6	6	100%
Trihalometanos - total (µg/L):	100	<7,0	661	2	92%	—	—	—
Cloroformo(µg/L)	—	<7,0	587	—	—	6	6	100%
Bromotormio(µg/L)	—	<7,0	52	—	—	6	6	100%
Bromodiclorometano(µg/L)	—	<7,0	25	—	—	6	6	100%
Dibromoclorometano(µg/L)	—	<7,0	22	—	—	6	6	100%
Pesticidas - total (µg/L)	0,50	<0,08	<0,08	0	100%	6	6	100%
Aldeído (µg/L)	0,10	<0,08	<0,08	0	100%	6	6	100%
Atrazina (µg/L)	0,10	<0,08	<0,08	0	100%	6	6	100%
Bentazina (µg/L)	0,10	<0,08	<0,08	0	100%	6	6	100%
Desetilazina (µg/L)	0,10	<0,08	<0,08	0	100%	6	6	100%
Desetilterbutilazina (µg/L)	0,10	<0,08	<0,08	0	100%	6	6	100%
Dinuro (µg/L)	0,10	<0,08	<0,08	0	100%	6	6	100%
Linuro (µg/L)	0,10	<0,08	<0,08	0	100%	6	6	100%
Terbutilazina (µg/L)	0,10	<0,08	<0,08	0	100%	6	6	100%

**NOTA 1: Zonas de abastecimento controladas:** Principal 1, Principal 2, Caires 1, Caires 2, Caldeias, Fiscal/Carrizado, Paranhos 1, Paranhos 2, Paredes Seixas, Portela, Santa Maria 1, Santa Maria 2, Santa Maria 3, Santa Marta 1, Santa Marta 2, Sequeiros 1, Sequeiros 2, Serami e Vilaça

**Informação complementar relativa à averiguação das situações de incumprimento dos VP (causas e medidas correctivas):** Causas do incumprimento (PI) - Dosagem inadequada de reagente ou Características naturais (hidrogeológicas) da origem de água; Medidas correctivas - Correção da dosagem de reagente no tratamento ou Não foram tomadas medidas por não haver risco para a saúde (parecer da AS ou por ausência de parecer) ou Instalação de sistema de tratamento. Causas do incumprimento (Bactérias Coliformes) - dosagem inadequada de reagente; Medidas correctivas - correção da dosagem de reagente no tratamento. Causas do incumprimento (Trihalometanos) - Não foram identificadas; Medidas correctivas - suspeita-se que tenha havido uma sobredosagem no período que antecede à colheita. Alargou-se a periodicidade da dosagem das análises de hipoclorito de cálcio.

O Presidente da Câmara Municipal de Amares,



(José Barbosa)

Data da publicação:

10-Mai-13

Barcelos

Parâmetro (unidades)	Valor Paramétrico (VP) fixado no DL n.º 306/2007	Valores obtidos		Nº análises superiores VP	% Cumprimento do VP	Nº Análises PCQA		% Análises Realizadas
		Mínimo	Máximo			Agendadas	Realizadas	
Bactérias Coliformes (N/100 mL)	0	0	0	0	100	62	62	100
Escherichia Coli (N/100 mL)	0	0	0	0	100	62	62	100
Desinfetante Residual (mg/L)	-	0,2	0,7	0	100	62	62	100
Alumínio (µg/L Al)	200	12	53	0	100	9	9	100
Amónio (mg/L NH <sub>4</sub> )	0,50	<0,1	<0,1	0	100	10	10	100
Número de colónias a 22°C (N/ml)	sem alteração anormal	0	0	0	100	10	10	100
Número de colónias a 37°C (N/ml)	sem alteração anormal	0	0	0	100	10	10	100
Condutividade (µS/cm a 20°C)	2500	166	250	0	100	10	10	100
Clostridium perfringens (N/100ml)	0	0	0	0	100	10	10	100
Cor (mg/L PtCo)	20	<5	<5	0	100	10	10	100
pH (Unidades pH)	26,5 e 39	6,5	7,2	0	100	10	10	100
Ferro (µg/L Fe)	200	<40	<40	0	100	2	2	100
Manganês (µg/L Mn)	50	<20	<20	0	100	10	10	100
Nitratos (mg/L NO <sub>3</sub> ) <sup>(1)</sup>	50	2,5	6,8	0	100	3	3	100
Nitritos (mg/L NO <sub>2</sub> )	0,5	<0,04	<0,04	0	100	1	1	100
Oxidabilidade (mg/L O <sub>2</sub> )	5	<1,9	<1,9	0	100	10	10	100
Cheiro a 25°C (Factor de diluição)	3	<1	<1	0	100	10	10	100
Sabor a 25°C (Factor de diluição)	3	<1	<1	0	100	10	10	100
Turvação (NTU)	4	<0,5	1	0	100	10	10	100
Antimônio (µg/L Sb) <sup>(1)</sup>	5	-	-	0	100	0	0	100
Arsénio (µg/L As) <sup>(2)</sup>	10	3,9	3,9	0	100	1	1	100
Benzeno (µg/L) <sup>(2)</sup>	1,0	-	-	0	100	0	0	100
Boro (mg/L B) <sup>(1)</sup>	1,0	-	-	0	100	0	0	100
Bromatos (µg/L BrO <sub>3</sub> ) <sup>(1)</sup>	10	-	-	0	100	0	0	100
Cádmio (µg/L Cd) <sup>(2)</sup>	5,0	-	-	0	100	0	0	100
Cálcio (µg/L Ca)	-	32	32	0	100	1	1	100
Chumbo (µg/L Pb)	10	<2,0	<2,0	0	100	1	1	100
Cianetos (µg/L CN) <sup>(2)</sup>	50	-	-	0	100	0	0	100
Cobre (µg/L Cu)	2,0	0,012	0,012	0	100	1	1	100
Crómio (µg/L Cr) <sup>(2)</sup>	50	-	-	0	100	0	0	100
1,2 - dicloroetano (µg/L) <sup>(1)</sup>	3,0	-	-	0	100	0	0	100
Dureza Total (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	-	92	92	0	100	1	1	100
Enterococos (N/100 mL)	0	0	0	0	100	2	2	100
Fluoretos (mg/L F) <sup>(2)</sup>	1,5	-	-	0	100	0	0	100
Magnésio (mg/L Mg)	-	3,3	3,3	0	100	1	1	100
Mercurio (µg/L Hg) <sup>(2)</sup>	1	-	-	0	100	0	0	100
Níquel (µg/L Ni)	20	<5	<5	0	100	1	1	100
Selénio (µg/L Se) <sup>(1)</sup>	10	-	-	0	100	0	0	100
Cloretos (mg/L Cl) <sup>(1)</sup>	250	-	-	0	100	0	0	100
Sódio (mg/L Na) <sup>(1)</sup>	200	-	-	0	100	0	0	100
Sulfatos (mg/L SO <sub>4</sub> ) <sup>(1)</sup>	250	-	-	0	100	0	0	100
Carbono Orgânico Total (mg/L C)	sem alteração anormal	-	-	0	100	0	0	100
Tetracloroetano e Tricloroetano (µg/L):	10	-	-	-	-	-	-	-
Tetracloroetano (µg/L) <sup>(1)</sup>	-	-	-	0	100	0	0	100
Tricloroetano (µg/L) <sup>(1)</sup>	-	-	-	0	100	0	0	100
Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (µg/L):	0,10	-	-	-	-	-	-	-
Benzo(a)pireno (µg/L)	-	<0,008	<0,008	0	100	1	1	100
Benzo(b)fluoranteno (µg/L)	-	<0,008	<0,008	0	100	1	1	100
Benzo(k)fluoranteno (µg/L)	-	<0,0080	<0,0080	0	100	1	1	100
Benzo(ghi)perileno (µg/L)	-	<0,008	<0,008	0	100	1	1	100
Indeno(1,2,3-cd)pireno (µg/L)	-	<0,016	<0,016	0	100	1	1	100
Trihalometanos - total (µg/L):	100	-	-	-	-	-	-	-
Clorofórmio (µg/L)	-	<20	<20	0	100	1	1	100
Bromofórmio (µg/L)	-	<20	<20	0	100	1	1	100
Bromodiclorometano (µg/L)	-	<20	<20	0	100	1	1	100
Dibromodiclorometano (µg/L)	-	<20	<20	0	100	1	1	100
Pesticidas - total (µg/L):	0,50	-	-	-	-	-	-	-

<sup>(1)</sup> Zonas de abastecimento controladas: Águas do Nordeste (AdNw); Trégua-Viana do Castelo; Captação de Chorenre e Captação de Felbos  
<sup>(2)</sup> No caso da zona de abastecimento Águas do Nordeste e zona de abastecimento de Trégua-Viana do Castelo o parâmetro (conservativo) é analisado pela entidade gestora em alta (Águas do Nordeste S.A. ou Serviços Municipalizados de saneamento básico de Viana do Castelo)

A Direcção Técnica  
  
 Daniela Cruz

Data de publicação  
 26 de Agosto de 2014

## Braga



## RELATÓRIO TRIMESTRAL DE ANÁLISES

DIVULGAÇÃO DE RESULTADOS OBTIDOS NA ÁGUA DESTINADA A CONSUMO HUMANO  
Decreto-Lei 306/2007 de 27 de Agosto (Capítulo III)  
Frequência mínima de amostragem para uma população de 186 000 habitantes

PARÂMETROS (expressão de resultados)	2º TRIMESTRE: Abril - Junho de 2014							
	VP	Nº Análises		Valores Determinados		% Análises Realizadas	Análises > VP	% Análises Conforme
		Previstas	Realizadas	Mínimo	Máximo			
♦E. coli (UFC/100 ml)	0	111	111	0	0	100	0	100
♦Bactérias coliformes (UFC/100 ml)	0	111	111	0	0	100	0	100
♦Cloro residual total (mg/L Cl <sub>2</sub> )	–	111	111	0,1	0,91	100		100
♦Alumínio (µg/l de Al)	200	26	26	5	98	100	0	100
♦Amónio mg/l NH <sub>4</sub>	0,5	26	26	<0,1	<0,1	100	0	100
♦N.º Colónias a 22°C (U.F.C./ 1 ml)	–	26	26	0	7	100		100
♦n.º Colónias a 37°C (U.F.C./ 1 ml)	–	26	26	0	38	100		100
♦Condutividade (µS/cm, a 20°C)	2500	26	26	30	91	100	0	100
♦Clostridium perfringens (UFC/100 ml)	0	26	26	0	0	100	0	100
♦Cór mg/l (esc. Pt-Co)	20	26	26	<6	<6	100	0	100
♦pH (Escala de Sørensen)	6,5 – 9,0	26	26	6	7,8	100	2	92,3
♦Manganês (µg/L Mn)	50	26	26	<10	24	100	0	100
♦Nitratos (mg/L NO <sub>3</sub> )	50	26	26	<2,2	<11	100	0	100
♦Oxidabilidade (MnO <sub>4</sub> ) (mg/L O <sub>2</sub> )	5	24	24	<2	<2	100	0	100
♦Cheiro (Factor diluição)	3	26	26	<1	1	100	0	100
♦Sabor (Factor diluição)	3	26	26	<1	2	100	0	100
♦Turvação (NTU)	4	26	26	<0,8	1,1	100	0	100
■Ferro (µg/L de Fe)	200	2	2	<40	<40	100	0	100
■Nitritos (mg/L NO <sub>2</sub> )	0,5	2	2	<0,04	<0,04	100	0	100
■Antimónio (µg/L Sb)	5	2	2	<3	<3	100	0	100
■Arsénio (µg/L As)	10	2	2	<3	<3	100	0	100
■Benzeno (µg/L)	1	2	2	<0,3	<0,3	100	0	100




## Celorico de Basto

ENTIDADE GESTORA	CONTROLO DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO NAS ZONAS DE ABASTECIMENTO <sup>1</sup> DO CONCELHO DE CELORICO DE BASTO					EDITAL n.º 1		
Em conformidade com o Decreto-Lei n.º 306/2007, de 27 de agosto, procedeu-se à verificação da qualidade da água da rede pública, através de análises periódicas na torneira do consumidor, segundo o Programa de Controlo da Qualidade da Água (PCQA) aprovado pela autoridade competente (ERSAR).						1º TRIMESTRE 2013 01 Janeiro a 31 Março		
Parâmetro (unidades)	Valor Paramétrico (VP) fixado no DL 306/2007	Valores obtidos		N.º Análises superiores VP	% Cumprimento do VP	N.º Análises (PCQA)		% Análises Realizadas
		Mínimo	Máximo			Agendadas	Realizadas	
<i>Escherichia coli</i> (N/100 ml)	0	0	10	2	97%	70	70	100%
Bactérias coliformes (N/100 ml)	0	0	13	2	97%	70	70	100%
Desinfetante residual (mg/L)	---	<0,1	0,73	---	---	70	70	100%
Alumínio (µg/L Al)	200	10	110	0	100%	27	27	100%
Amónio (mg/L NH <sub>4</sub> )	0,50	<0,05	<0,05	0	100%	29	29	100%
Número de colónias a 22 °C (N/ml)	Sem alteração anormal	0	26	---	---	29	29	100%
Número de colónias a 37 °C (N/ml)	Sem alteração anormal	0	41	---	---	29	29	100%
Condutividade (µS/cm a 20°C)	2500	45	123	0	100%	29	29	100%
<i>Clostridium perfringens</i> (N/100ml)	0	0	0	0	100%	27	27	100%
Cor (mg/L PtCo)	20	<3	<3	0	100%	29	29	100%
pH (Unidades pH)	≥6,5 e ≤9	5,5	6,8	24	17%	29	29	100%
Ferro (µg/L Fe)	200	<60	80	0	100%	27	27	100%
Mangânês (µg/L Mn)	50	0,45	37	0	100%	29	29	100%
Nitratos <sup>2</sup> (mg/L NO <sub>3</sub> )	50	3	12,9	0	100%	29	29	100%
Nitritos (mg/L NO <sub>2</sub> )	0,5	<0,05	<0,05	0	100%	27	27	100%
Oxidabilidade (mg/L O <sub>2</sub> )	5	0,1	2	0	100%	29	29	100%
Cheiro a 25°C (Factor de diluição)	3	<1	1	0	100%	29	29	100%
Sabor a 25°C (Factor de diluição)	3	<1	<1	0	100%	29	29	100%
Turvação (NTU)	4	<1	<1	0	100%	29	29	100%
Antimónio (µg/L Sb)	5	<4	<4	0	100%	15	15	100%
Arsénio (µg/L As)	10	<5	9	0	100%	19	19	100%
Benzeno (µg/L)	1,0	<0,3	<0,3	0	100%	15	15	100%
Benzo(a)pireno (µg/L)	0,010	<0,005	<0,005	0	100%	15	15	100%
Boro (mg/L B)	1,0	<0,1	<0,1	0	100%	15	15	100%
Bromatos (µg/L BrO <sub>3</sub> )	10	<5	<5	0	100%	15	15	100%
Cádmio (µg/L Cd)	5,0	<1	<5	0	100%	15	15	100%
Cálcio (mg/L Ca)	---	2,2	12	---	---	15	15	100%
Chumbo (µg/L Pb)	25	<7	9	0	100%	17	17	100%
Cianetos (µg/L CN)	50	<10	<20	0	100%	15	15	100%
Cobre (mg/L Cu)	2,0	0,002	0,9	0	100%	15	15	100%
Crómio (µg/L Cr)	50	<5	<5	0	100%	15	15	100%
1,2 - dicloroetano (µg/L)	3,0	<0,9	<0,9	0	100%	15	15	100%
Dureza total (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	---	3	30,4	---	---	15	15	100%
Enterococos (N/100 mL)	0	0	0	0	100%	27	27	100%
Fluoretos (mg/L F)	1,5	<0,1	0,5	0	100%	15	15	100%
Magnésio (mg/L Mg)	---	0,19	10,5	---	---	27	27	100%
Mercurio (µg/L Hg)	1	<0,5	<0,5	0	100%	15	15	100%
Níquel (µg/L Ni)	20	<6	12	0	100%	15	15	100%
Selénio (µg/L Se)	10	<6	<6	0	100%	15	15	100%
Cloretos (mg/L Cl)	250	<10	13	0	100%	15	15	100%
Sódio (mg/L Na)	200	4,08	10,3	0	100%	15	15	100%
Sulfatos (mg/L SO <sub>4</sub> )	250	<10	<10	0	100%	15	15	100%
Carbono Orgânico Total (mg/L C)	Sem alteração anormal	---	---	---	---	0	0	#Div/0!
Tetracloroetano e Tricloroetano (µg/L):	10	---	---	---	100%	---	15	100%
Tetracloroetano(µg/L)	---	<1	<1,5	---	---	15	15	100%
Tricloroetano(µg/L)	---	<1	<1,5	---	---	15	15	100%
Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (µg/L):	0,10	---	---	---	100%	---	15	100%
Benzo(b)fluoranteno (µg/L)	---	<0,005	<0,005	---	---	15	15	100%
Benzo(k)fluoranteno (µg/L)	---	<0,005	<0,005	---	---	15	15	100%
Benzo(ghi)perileno (µg/L)	---	<0,005	<0,005	---	---	15	15	100%
Indeno(1,2,3-cd)pireno(µg/L)	---	<0,01	<0,01	---	---	15	15	100%
Trihalometanos - total (µg/L):	100	---	---	---	100%	---	15	100%
Clorofórmio(µg/L)	---	<7	8,5	---	---	15	15	100%
Bromofórmio(µg/L)	---	<7	31	---	---	15	15	100%
Bromodiorometano(µg/L)	---	<7	8,7	---	---	15	15	100%
Dibromoclorometano(µg/L)	---	<7	18	---	---	15	15	100%
Pesticidas - total (µg/L)	0,50	---	---	---	100%	1	1	100%
Pesticida 1 (µg/L)	0,10	<0,08	<0,08	0	100%	1	1	100%
Pesticida 2 (µg/L)	0,10	<0,08	<0,08	0	100%	1	1	100%
Pesticida 3 (µg/L)	0,10	<0,08	<0,08	0	100%	1	1	100%
Pesticida 4 (µg/L)	0,10	<0,08	<0,08	0	100%	1	1	100%

NOTA 1: Zonas de abastecimento controladas: Todas as zonas do concelho

NOTA 2: Parâmetro (conservativo) analisado pela entidade gestora em alta (não se aplica)

Informação complementar relativa à averiguação das situações de incumprimento dos VP (causas e medidas correctivas): Recloragem nas redes onde houve contaminação bacteriológica.

O Presidente: Dr. Joaquim Mota e Silva 

Data da publicação: 31 Maio 2013



Esposende


EÁmb - Esposende Ambiente, E.M.		CONTROLO DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO NAS ZONAS DE ABASTECIMENTO <sup>1</sup> DO CONCELHO DE ESPOSENDE				EDTAL n.º 2_PCQA13		
Em conformidade com o Decreto-Lei n.º 306/2007, de 27 de agosto, procedeu-se à verificação da qualidade da água da rede pública, através de análises periódicas na torneira do consumidor, segundo o Programa de Controlo da Qualidade da Água (PCQA) aprovado pela autoridade competente (ERSAR). De acordo com o ponto 3 do artigo 17º do Capítulo III do referido Decreto-Lei, publicam-se os resultados obtidos.						2º TRIMESTRE 2013 01 abril a 30 junho		
Parâmetro (unidades)	Valor Paramétrico (VP) fixado no DL 306/2007	Valores obtidos		N.º Análises superiores VP	% Cumprimento do VP	N.º Análises (PCQA)		% Análises Não Exatadas
		Mínimo	Máximo			Agendadas	Realizadas	
Escherichia coli (N/100 ml)	0	0	0	0	100%	26	26	100%
Bactérias coliformes (N/100 ml)	0	0	0	0	100%	26	26	100%
Desinfetante residual (mg/L)	---	0,3	0,7	---	---	26	26	100%
Alumínio (µg/L Al)	200	14	24	0	100%	6	6	100%
Amónio (mg/L NH <sub>4</sub> )	0,50	<0,15	<0,15	0	100%	6	6	100%
Número de colónias a 22 °C (N/ml)	Sem alteração anormal	0	5	---	---	6	6	100%
Número de colónias a 37 °C (N/ml)	Sem alteração anormal	0	14	---	---	6	6	100%
Condutividade (µS/cm a 20°C)	2500	157	191	0	100%	6	6	100%
Clostridium perfringens (N/100ml)	0	0	0	0	100%	6	6	100%
Cox (mg/L PtCo)	20	<5	15,0	0	100%	6	6	100%
pH (Unidades pH)	≥8,6 e ≤9	7,7	8,1	0	100%	6	6	100%
Manganés (µg/L Mn)	50	<0,5	<0,5	0	100%	6	6	100%
Nitratos <sup>2</sup> (mg/L NO <sub>3</sub> )	50	2,9	5,8	0	100%	6	6	100%
Oxidabilidade (mg/L O <sub>2</sub> )	5	<1	1,6	0	100%	6	6	100%
Choro a 25°C (Factor de diluição)	3	<1	<1	0	100%	6	6	100%
Sabor a 25°C (Factor de diluição)	3	<1	<1	0	100%	6	6	100%
Turbidez (NTU)	4	<0,3	0,59	0	100%	6	6	100%
Ferro (µg/L Fe)	200	<100	<100	0	100%	1	1	100%
Nítritos (µg/L NO <sub>2</sub> )	0,5	0,09	0,09	0	100%	1	1	100%
Antimonió <sup>2</sup> (µg/L Sb)	5	<4,0	<4,0	0	100%	1	1	100%
Arsénio <sup>2</sup> (µg/L As)	10	<3,0	<3,0	0	100%	1	1	100%
Boro <sup>2</sup> (µg/L)	1,0	<0,26	<0,26	0	100%	1	1	100%
Bromo(a)lúeno (µg/L)	0,010	<0,01	<0,01	0	100%	1	1	100%
Boro <sup>2</sup> (mg/L B)	1,0	<0,1	<0,1	0	100%	1	1	100%
Bromatos <sup>2</sup> (µg/L BrO <sub>3</sub> )	10	<8	<8	0	100%	1	1	100%
Cádmio <sup>2</sup> (µg/L Cd)	5,0	<0,3	<0,3	0	100%	1	1	100%
Cálcio (mg/L Ca)	---	32	32	---	---	1	1	100%
Chumbo (µg/L Pb)	25	<2,0	<2,0	0	100%	1	1	100%
Cianatos <sup>2</sup> (µg/L CN)	50	<10	<10	0	100%	1	1	100%
Cobre (mg/L Cu)	2,0	<0,2	<0,2	0	100%	1	1	100%
Crómio <sup>2</sup> (µg/L Cr)	50	<0,8	<0,8	0	100%	1	1	100%
1,2 - dicloroetano <sup>2</sup> (µg/L)	3,0	<0,25	<0,25	0	100%	1	1	100%
Duram total (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	---	99	99	---	---	1	1	100%
Enterococos (N/100 ml)	0	0	0	0	100%	1	1	100%
Fluoretos <sup>2</sup> (mg/L F)	1,5	<0,5	<0,5	0	100%	1	1	100%
Magnésio (mg/L Mg)	---	1,0	1,0	---	---	1	1	100%
Mercúrio <sup>2</sup> (µg/L Hg)	1	<0,32	<0,32	0	100%	1	1	100%
Níquel (µg/L Ni)	20	1,0	1,0	0	100%	1	1	100%
Selénio <sup>2</sup> (µg/L Se)	10	<3,2	<3,2	0	100%	1	1	100%
Cloretos <sup>2</sup> (mg/L Cl)	250	7,5	7,5	0	100%	1	1	100%
Sódio <sup>2</sup> (mg/L Na)	200	4,2	4,2	0	100%	1	1	100%
Sulfatos <sup>2</sup> (mg/L SO <sub>4</sub> )	250	2,9	2,9	0	100%	1	1	100%
Tetracloreto e Tricloreto <sup>2</sup> (µg/L):	10	<0,1	<0,1	0	100%	1	1	100%
Tetracloreto <sup>2</sup> (µg/L)	---	<0,48	<0,48	---	---	1	1	100%
Tricloreto <sup>2</sup> (µg/L)	---	<0,50	<0,50	---	---	1	1	100%
Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (µg/L):	0,10	<0,04	<0,04	0	100%	1	1	100%
Benzo(b)fluoranteno (µg/L)	---	<0,01	<0,01	---	---	1	1	100%
Benzo(k)fluoranteno (µg/L)	---	<0,01	<0,01	---	---	1	1	100%
Benzo(ghi)perileno (µg/L)	---	<0,01	<0,01	---	---	1	1	100%
Indeno(1,2,3-cd)pireno (µg/L)	---	<0,01	<0,01	---	---	1	1	100%
Trihalometanos - total (µg/L):	100	28,3	28,3	0	100%	1	1	100%
Cloroformo (µg/L)	---	13,0	13,0	---	---	1	1	100%
Bromoformo (µg/L)	---	1,2	1,2	---	---	1	1	100%
Bromodiclorometano (µg/L)	---	7,8	7,8	---	---	1	1	100%
Dibromodiclorometano (µg/L)	---	6,3	6,3	---	---	1	1	100%

NOTA 1: Zonas de abastecimento controladas: Esposende

NOTA 2: Parâmetro (conservativo) analisado pela entidade gestora em site (Águas do Noroeste, S.A.)

Informação complementar relativa à averiguação das situações de incumprimento dos VP: No período em causa, não foram detectadas não conformidades no controlo da qualidade da água para consumo.

O Presidente da Câmara Municipal de Esposende:



Data: 26 de Julho de 2013

## CONTROLO DA QUALIDADE DA ÁGUA DISTRIBUÍDA

## RESULTADOS OBTIDOS NO CONCELHO DE FAFE

01/Abr/14 A 30/Jun/14



Parâmetro de qualidade (unidades)	VP - Valor paramétrico	Nº análises do PCQA	% Análises realizadas	Valor mínimo	Valor máximo	Nº resultados acima do VP	% Conformidade
Escherichia coli (N/100ml)	0	31	100,0%	0	0	0	100,0%
Bactérias coliformes (N/100ml)	0	31	100,0%	0	0	0	100,0%
Desinfectante residual (mg/l)	---	31	100,0%	0,11	0,9	---	---
Alumínio (ug/l)	200	7	100,0%	21	85	0	100,0%
Amónio (mg/l)	0,50	8	100,0%	<0,04	<0,04	0	100,0%
Cor (mg/l Pt/Co)	20	8	100,0%	<5	5	0	100,0%
Condutividade (uS/cm)	2500	8	100,0%	35	191	0	100,0%
Clostridium perfringens (N/100ml)	0	7	100,0%	0	0	0	100,0%
pH (unidades de pH)	6,5-9,0	8	100,0%	6	8	1	87,5%
Cheiro 25°C (factor de diluição)	3	8	100,0%	<1	3	0	100,0%
Sabor 25°C (factor de diluição)	3	8	100,0%	<1	3	0	100,0%
Número de colónias 22°C (N/ml)	---	8	100,0%	0	0	---	---
Número de colónias 37°C (N/ml)	---	8	100,0%	0	0	---	---
Turvação (UNT)	4	8	100,0%	<0,5	<0,5	0	100,0%
Manganés (ug/l)	50	8	100,0%	<1,6	32	0	100,0%
Nitratos (mg/l) *	50	9	100,0%	<1,0	11	0	100,0%
Oxidabilidade (mg/l)	5,0	8	100,0%	<1	2	0	100,0%
Antimónio (ug/l) *	5,0	5	100,0%	<4,0	<4,0	0	100,0%
Arsénio (ug/l) *	10	5	100,0%	<3,0	<3,0	0	100,0%
Benzeno (ug/l) *	1,0	5	100,0%	<0,26	<0,26	0	100,0%
Benzo(a)pireno (ug/l)	0,010	3	100,0%	<0,08	<0,08	0	100,0%
Boro (mg/l) *	1,0	5	100,0%	<0,10	<0,10	0	100,0%
Bromatos (ug/l) *	10	5	100,0%	<8	<8	0	100,0%
Cádmio (ug/l) *	5,0	5	100,0%	<0,30	<0,30	0	100,0%
Chumbo (ug/l)	10	3	100,0%	4	18	2	33,3%
Cianetos (ug/l) *	50	5	100,0%	<10	<10	0	100,0%
Cloretos (mg/l) *	250	5	100,0%	5,3	7,5	0	100,0%
Cobre (mg/l)	2,0	3	100,0%	<0,2	0,3	0	100,0%
Crómio (ug/l) *	50	5	100,0%	<0,8	<0,8	0	100,0%
Ferro (ug/l)	200	3	100,0%	<40	75	0	100,0%
Enterococos (N/100ml)	0	3	100,0%	0	0	0	100,0%
Fluoretos (mg/l) *	1,5	5	100,0%	<0,5	<0,5	0	100,0%
Mercurio (ug/l) *	1,0	5	100,0%	<0,32	<0,32	0	100,0%
Niquel (ug/l)	20	3	100,0%	<4,0	10	0	100,0%
Nitritos (mg/l)	0,5	3	100,0%	<0,02	<0,02	0	100,0%
Hidrocarbonetos arom. políc. (ug/l)	0,10	3	100,0%	<0,02	<0,02	0	100,0%
Pesticidas - Total (ug/l) *	0,50	5	100,0%	<0,025	<0,025	0	100,0%
Selénio (ug/l) *	10	5	100,0%	<3,2	<3,2	0	100,0%
Tetracloretoeno e tricloroeteno (ug/l) *	10	5	100,0%	<0,50	<0,50	0	100,0%
1,2-dicloroetano (ug/l) *	3,0	5	100,0%	<0,25	<0,25	0	100,0%
Trihalometanos (ug/l)	100	3	100,0%	<0,5	17	0	100,0%
Sódio (mg/l) *	200	5	100,0%	3,8	12,3	0	100,0%
Sulfatos (mg/l) *	250	5	100,0%	<1,0	2,8	0	100,0%
Magnésio (mg/l)	---	3	100,0%	<4	<4	---	---
Cálcio (mg/l)	---	3	100,0%	<8	32	---	---
Dureza total (mg/l)	---	3	100,0%	<31	81	---	---

Estes resultados são relativos às seguintes zonas de abastecimento: Fafe Guarnadela, Aboim, Felgueiras, Fortela e Barbosa, Igreja, Lagoa, Lulhas, Pedraldo, Revelhe, Ribeiras, Várzea Cova, Vilarelho e Cimo de Vila. Os resultados obtidos demonstram que a qualidade da água distribuída no concelho de Fafe está em conformidade com a legislação em vigor (Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de Agosto). As zonas servidas por origens subterráneas apresentam por vezes valores de pH inferiores a 6,5 (a Águas do Noroeste é responsável pelo abastecimento de água em alta). Os incumprimentos de chumbo foram pontuais e poderão estar associados aos materiais usados na rede predial (os resultados das contra-análises não revelaram qualquer contaminação da água da rede pública). Para informação mais detalhada sobre estes resultados, por favor dirija-se ao nosso serviço de atendimento.

\* De acordo com o Decreto-Lei n.º 306/2007 (Artigo 11.º), a Indaqua Fafe está dispensada do controlo destes parâmetros (conservativos), uma vez que todas as zonas são abastecidas exclusivamente por água adquirida à Águas do Noroeste. Os resultados destes parâmetros são da responsabilidade da Águas do Noroeste.



Empresa de Água e Saneamento de Guimarães e Vizela, E.L.M. S.A.

# RELATÓRIO DA QUALIDADE DA ÁGUA

mais informações em [www.vimagua.pt](http://www.vimagua.pt)

CODIGO: RQA 4º T\_2013

PERÍODO DE COLETA

1 de outubro a 31 de dezembro de 2013

MAP DE PONTOS AMOSTRAIS: 98

PARÂMETROS	ANÁLISES PREVISTAS	ANÁLISES EFETUADAS	% PLANO CUMPRIDO	VALOR MÍNIMO	VALOR MÁXIMO	VP	> VP	% CUMPRE LEGISLAÇÃO
<b>Controlo de Rotina 1 (CR1)</b>								
Bactérias coliformes (UFC/100ml)	108	108	100	0	0	0	0	100
Resíduo residual (mg/l)	108	108	100	0,09	0,83	-	0	100
Escherichia coli (E. coli) (UFC/100ml)	108	108	100	0	0	0	0	100
<b>Controlo de Rotina 2 (CR2)</b>								
Amónia (mg/L NH4)	28	28	100	< 0,02	< 0,17	0,5	0	100
Choro a 25°C	28	28	100	< 1	< 1	3	0	100
Clostridium perfringens (UFC/100ml)	28	28	100	0	0	0	0	100
Condutividade (µS/cm 20°C)	28	28	100	69	127	2500	0	100
Cor (mg/l Pt-Co)	28	28	100	< 2	< 2	20	0	100
Manganês (µg/L Mn)	28	28	100	< 15	18	50	0	100
Nitatos (mg/L NO3)	28	28	100	< 10	15	50	0	100
Número de colónias a 22° C (UFC/100ml)	28	28	100	0	<100	-	0	100
Número de colónias a 37° C (UFC/100ml)	28	28	100	1	<100	-	0	100
Oxalibilidade (mg/L O2)	28	28	100	< 1,0	1,3	5	0	100
pH (Esc. Sorensen (20°C))	28	28	100	6,6	8,6	6,5/9,0	0	100
Sabor a 25°C (later de diluição)	28	28	100	< 1	< 1	3	0	100
Turvação (NTU)	28	28	100	< 0,5	0,25	4	0	100
<b>Controlo de Inspeção (CI)</b>								
1,2-dicloroetano (µg/l)	4	4	100	< 0,9	< 0,9	3	0	100
Alumínio (µg/L Al)	4	4	100	30	88	200	0	100
Antimonio (µg/L Sb)	4	4	100	< 3,5	< 3,5	5	0	100
Arsénio (µg/L As)	4	4	100	< 10	< 10	10	0	100
Benzeno (µg/L)	4	4	100	< 0,5	< 0,5	1	0	100
Boro (mg/L B)	4	4	100	< 0,3	< 0,3	1	0	100
Bromatos (µg/L BrO3)	4	4	100	< 5	< 5	10	0	100
Cádmio (µg/L Cd)	4	4	100	< 1	< 1	5	0	100
Cálcio (mg/L Ca)	4	4	100	< 5	10	-	0	100
Carbono Orgânico Total (COT) (mg/L C)	2	2	100	0,62	1,81	-	0	100
Chumbo (µg/L Pb)	4	4	100	< 5	< 5	25	0	100
Cianetos (µg/L CN)	4	4	100	< 15	< 15	50	0	100
Clarefas (mg/L Cl)	4	4	100	< 10	< 10	250	0	100
Cobre (mg/L Cu)	4	4	100	< 0,01	< 0,01	2,0	0	100
Cromo (µg/L Cr)	4	4	100	< 2	< 2	50	0	100
Dureza total (mg/L CaCO3)	4	4	100	< 17	25	-	0	100
Enterococos (UFC/100ml)	4	4	100	0	0	0	0	100
Ferro (mg/L Fe)	4	4	100	< 50	120	200	0	100
Fluoretos (mg/L F)	4	4	100	< 0,1	0,4	1,5	0	100
Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (µg/L)	4	4	100	< 0,010	< 0,010	0,10	0	100
Benzo(a)pireno (µg/L)	4	4	100	< 0,005	< 0,005	0,01	0	100
Benzo(b)fluoranteno (µg/L)	4	4	100	< 0,010	< 0,010	-	0	100
Benzo(a)fluoranteno (µg/L)	4	4	100	< 0,010	< 0,010	-	0	100
Benzo(k)fluoranteno (µg/L)	4	4	100	< 0,010	< 0,010	-	0	100
Indeno(1,2,3-cd)pireno (µg/L)	4	4	100	< 0,010	< 0,010	-	0	100
Magnésio (mg/L Mg)	4	4	100	< 1,0	< 1,0	1	0	100
Mercurio (µg/L Hg)	4	4	100	< 0,20	< 0,5	1	0	100
Níquel (µg/L Ni)	4	4	100	< 5	< 5	20	0	100
Nitratos (mg/L NO3)	4	4	100	< 0,02	< 0,02	0,5	0	100
Pesticidas totais (µg/L)	2	2	100	< 0,025	< 0,025	0,50	0	100
Alacloro (µg/L)	2	2	100	< 0,025	< 0,025	0,10	0	100
Atrazina (µg/L)	2	2	100	< 0,025	< 10	0,10	0	100
Bentazona (µg/L)	2	2	100	< 0,025	< 0,025	0,10	0	100
Desmetilazela (µg/L)	2	2	100	< 0,025	< 0,025	0,10	1	100
Desetilterbutilazina (µg/L)	2	2	100	< 0,025	< 0,025	0,10	0	100
Dinoseb (µg/L)	2	2	100	< 0,025	< 0,025	0,10	0	100
Etimós (µg/L)	2	2	100	< 0,025	< 0,025	0,10	0	100
5-metaldon (µg/L)	2	2	100	< 0,025	< 0,025	0,10	0	100
Terbutilazina (µg/L)	2	2	100	< 0,025	< 0,025	0,10	0	100
Selénio (µg/L Se)	4	4	100	< 10	< 10	10	0	100
Sódio (mg/L Na)	4	4	100	< 5	7	200	0	100
Sulfatos (mg/L SO4)	4	4	100	< 10	< 10	250	0	100
Tetracloreto e Tricloreto (µg/L)	4	4	100	< 1,5	< 1,5	10	0	100
Tetracloroetano (µg/L)	4	4	100	< 1,5	< 1,5	-	0	100
Tricloroetano (µg/L)	4	4	100	< 1,5	< 1,5	-	0	100
Trihalometanos total (THM) (µg/L)	4	4	100	< 2	47	100	0	100
Bromodiclorometano (µg/L)	4	4	100	< 7	35	-	0	100
Bromocloro (µg/L)	4	4	100	< 7	< 7	-	0	100
Cloroformo (µg/L)	4	4	100	7	17	-	0	100
Dibromoclorometano (µg/L)	4	4	100	< 7	< 7	-	0	100

**OBSERVAÇÕES**

Os resultados analíticos apresentados evidenciam que a água fornecida pela Vimágua está em conformidade com as normas de qualidade estabelecidas no Decreto-Lei n.º 306/2007, de 27 de agosto.

**LEGENDA:**

VP - Valor Prescritivo de acordo com o DL n.º 306/2007; >VP - n.º de amostras com resultado superior ao VP; VP - seu alteração anual. Nota: n.º de análises realizadas/total em conta a população abastecida (189728) e o DL n.º 306/2007.

Presidente do Conselho de Administração  
Arranjo Costa e Silva

Mod. 011/2013

Póvoa de Lanhoso



EDITAL

RELATÓRIO TRIMESTRAL DE ANÁLISES

PLANO DE CONTROLO DE QUALIDADE DA ÁGUA DE 1 DE ABRIL A 30 DE JUNHO / 2013

PARÂMETROS	UNIDADES	N.º DE AMOSTRAS		VALOR DETERMINADO			VALOR PARAMÉTRICO
		PREVISTAS	% ANÁLISES REALIZADAS	MÍNIMO	MÁXIMO	% CUMPRIMEN	VP
<b>DL 306/07 - CONTROLO DE ROTINA I</b>							
Bactérias coliformes	UFC/100ml	23	100	0	0	100	0
Clara livre	mg/L Cl	23	100	<0,1	>5,85	100	—
Escherichia coli	UFC/100ml	23	100	0	0	100	0
<b>DL 306/07 - CONTROLO DE ROTINA II</b>							
Amónia	mg/L NH4	7	100	<0,05	0,05	100	0,5
Chloro a 25°C	Factor diluição	7	100	<1	<1	100	3
Condutividade	µS/cm a 20°C	7	100	<45	145	100	2500
Cor	mg/L escalo Pt-Co	7	100	<3	<3	100	20
Manganês	ug/L Mn	7	100	<2	16,7	100	50
N.º de colónias a 22°	UFC/ml	7	100	0	0	100	—
N.º de colónias a 37°	UFC/ml	7	100	0	0	100	—
Oxigénio dissolvido	mg/L O2	7	100	<1	1,8	100	5
pH	Escala Sorenson	7	100	5,4	7,5	100	6,5-9
pH [Temperatura de leitura]	°C	7	100	21	25	100	—
Sabor a 25°C	Factor diluição	7	100	<1	<1	100	3
Turbidez	NTU	7	100	<1	<1	100	3
<b>DL 306/07 - CONTROLO DE INSPEÇÃO</b>							
Alumínio	ug/L Al	4	100	20	140	100	200
1,2 - Diclóricoetano	ug/L	1	100	<0,3	<0,3	100	3
Alciloeno	ug/L	1	100	<0,08	<0,08	100	0,1
Artimónio	ug/L Sb	1	100	<1	<1	100	3
Ársénio	ug/L As	1	100	<5	<5	100	10
Atrazina	ug/L	1	100	<0,08	<0,08	100	0,1
Bentazona	ug/L	1	100	<0,08	<0,08	100	0,1
Bifenilo	ug/L	1	100	<0,3	<0,3	100	1
Benzoflurofenol	ug/L C20H12	3	100	<0,005	<0,005	100	0,01
Benzoflurofenol	ug/L C22H12	3	100	<0,005	<0,005	100	—
Benzoflurofenol	ug/L C22H12	3	100	<0,005	<0,005	100	—
Benzoflurofenol	ug/L C23H12	3	100	<0,005	<0,005	100	—
Boro	mg/L B	1	100	<0,1	<0,1	100	1
Bromatos	ug/L BrO3	1	100	<5	<5	100	10
Bromoclorometano	ug/L	3	100	<7	11	100	—
Bromofórmio	ug/L	3	100	12	56	100	—
Cádmio	ug/L Cd	1	100	<1	<1	100	5
Cálcio	mg/L Ca	3	100	2,8	23,7	100	—
Chumbo	ug/L Pb	4	100	<7	<7	100	25
Cianetos	ug/L CN	1	100	<20	<20	100	50
Cianetos	mg/L C	1	100	21	21	100	250
Clorofórmio	ug/L	3	100	<7	25	100	—
Clostridium perfringens	UFC/100ml	5	100	0	0	100	0
Cobre	ug/L	3	100	0,0050	0,012	100	2
Crómio	ug/L Cr	1	100	<5	<5	100	50
Dactiloprazina	ug/L	1	100	<0,08	<0,08	100	0,1
Desetilcarbatazina	ug/L	1	100	<0,08	<0,08	100	0,1
Dibromoclorometano	ug/L	3	100	<7	27	100	—
Dicloro	ug/L	1	100	<0,08	<0,08	100	0,1
Dureza total	mg/L CaCO3	3	100	10,9	84,5	100	—
Enterococos	UFC/100ml	3	100	0	0	100	0
Ferro	ug/L Fe	3	100	<60	<60	100	200
Fluoretos	mg/L F	1	100	<0,1	<0,1	100	1,5
HAP	ug/L	3	100	<0,025	<0,025	100	0,1
Indeno[1,2,3-cd]pireno	ug/L C22H12	3	100	<0,01	<0,01	100	—
Litúrio	ug/L	1	100	<0,08	<0,08	100	0,1
Magnésio	mg/L Mg	3	100	0,28	0,85	100	—
Mercurio	ug/L Hg	1	100	<0,5	<0,5	100	1
Níquel	ug/L Ni	3	100	<5	<5	100	20
Nitratos	mg/L NO3	3	100	<3	4,8	100	50
Nitritos	mg/L NO2	3	100	<0,05	<0,05	100	0,5
Pesticidas Totais	ug/L	1	100	<0,08	<0,08	100	0,5
Selénio	ug/L Se	1	100	<6	<6	100	10
Sódio	mg/L Na	1	100	7,34	7,34	100	200
Sulfatos	mg/L SO4	1	100	<10	<10	100	250
Terbutiazina	ug/L	1	100	<0,08	<0,08	100	0,1
Tetracloroeteno	ug/L	1	100	<1,5	<1,5	100	—
Tetracloroeteno e Tricloroeteno	ug/L	1	100	<1,5	<1,5	100	10
Tricloroeteno	ug/L	1	100	<1,5	<1,5	100	—
Trihalometanos	ug/L	3	100	24	94	100	100

## Terras de Bouro

### Câmara Municipal de Terras de Bouro

Controlo Analítico de Água para Consumo Humano - Decreto-Lei 306/2007 de 27 de Agosto

Sistema de Abastecimento: Chorense

Grupo	Parâmetro	Unidades	Previstas	Realizadas (%)	Mín	Máx	VP	Cumprimento (%)
<b>Controlo de Rotina I</b>								
CR1	Escherichia coli	ufc/100ml	2	100	0	0	0	100
CR1	Cloro Residual Livre	mg/l Cl	2	100	0,13	0,34	---	---
CR1	Bactérias coliformes	ufc/100ml	2	100	0	0	0	100
<b>Controlo de Rotina II</b>								
CR2	Amónio	mg/l NH4	1	100	< 0,05	< 0,05	0,5	100
CR2	Cheiro	Factor de diluição	1	100	<1	<1	3	100
CR2	Colónias a 22°C	ufc/ml	1	100	0	0	---	---
CR2	Colónias a 37°C	ufc/ml	1	100	0	0	---	---
CR2	Condutividade Eléctrica	uS/cm a 20°C	1	100	49	49	2500	100
CR2	Cor	mg/l escala Pt-Co	1	100	<3,0	<3,0	20	100
CR2	Manganês	ug/l Mn	1	100	<2,0	<2,0	50	100
CR2	Nitratos	mg/l NO3	1	100	<3,0	<3,0	50	100
CR2	Oxidabilidade	mg/l O2	1	100	1,1	1,1	5	100
CR2	pH	Escala Sorensen	1	100	5,6	5,6	6,5 - 9,4	0
CR2	Sabor	Factor de diluição	1	100	< 1	< 1	3	100
CR2	Turvação	NTU	1	100	< 1,0	< 1,0	4	100

## Vieira do Minho

Parâmetro (unidades)	Valor Paramétrico (VP) fixado no DL 306/2007	Valores obtidos		N.º Análises superiores VP	% Cumprimento do VP	N.º Análises (PCQA)		% Análises Realizadas
		Mínimo	Máximo			Agendadas	Realizadas	
Escherichia coli (N/100 ml)	0	0	0	0	100,00%	6	6	100,00%
Bactérias coliformes (N/100 ml)	0	0	0	0	100,00%	6	6	100,00%
Desinfetante residual (mg/L)	---	0,2	1,3	---	---	6	6	100,00%
Amónio (mg/L NH4)	200	< 20	2,0	1	66,67%	3	3	100,00%
Amónio (mg/L NH4)	0,50	< 0,14	< 0,14	0	100,00%	3	3	100,00%
Número de colónias a 22 °C (N/n)	Sem alteração a normal	< 1	< 1	---	---	3	3	100,00%
Número de colónias a 37 °C (N/n)	Sem alteração a normal	< 1	< 1	---	---	3	3	100,00%
Condutividade (µS/cm a 20°C)	2500	< 38,2	164	0	100,00%	3	3	100,00%
Growthum periformes (N/100ml)	0	0	0	0	100,00%	3	3	100,00%
Cor (mg/L, PC2)	20	< 6	< 6	0	100,00%	3	3	100,00%
pH (Unidades pH)	6,5 e 9,4	5,5	7,2	1	66,67%	3	3	100,00%
Ferro (ug/L, Fe)	300	0	0	0	100,00%	0	0	0
Manganês (ug/L, Mn)	50	< 10	43	0	100,00%	3	3	100,00%
Nitratos (mg/L NO3)	50	0	0	0	100,00%	0	0	0
Nitritos (mg/L NO2)	0,5	0	0	0	100,00%	0	0	0
Oxidabilidade (mg/L O2)	5	< 1	1,3	0	100,00%	3	3	100,00%
Cheiro a 25°C (Factor de diluição)	3	< 1	< 1	0	100,00%	3	3	100,00%
Sabor a 25°C (Factor de diluição)	3	< 1	< 1	0	100,00%	3	3	100,00%
Turvação (NTU)	4	< 0,5	0,9	0	100,00%	3	3	100,00%
Antimônio (ug/L, Sb)	5	0	0	0	100,00%	0	0	0
Ársénio (ug/L, As)	10	0	0	0	100,00%	0	0	0
Benzeno (ug/L)	1,0	0	0	0	100,00%	0	0	0
Benzalacéto (ug/L)	0,030	0	0	0	100,00%	0	0	0
Boro (mg/L, B)	1,0	0	0	0	100,00%	0	0	0
Bromatos (ug/L, BrO2)	10	0	0	0	100,00%	0	0	0
Cádmio (ug/L, Cd)	1,0	0	0	0	100,00%	0	0	0
Cálcio (mg/L, Ca)	---	0	0	---	---	0	0	0
Cromo (ug/L, Cr)	25	0	0	0	100,00%	0	0	0
Cianetos (ug/L, CN)	50	0	0	0	100,00%	0	0	0
Cobalto (ug/L, Co)	2,0	0	0	0	100,00%	0	0	0
Cromo (ug/L, Cr)	50	0	0	0	100,00%	0	0	0
1,2 - dicloroetano (ug/L)	10	0	0	0	100,00%	0	0	0
Dureza total (mg/L CaCO3)	---	0	0	---	---	0	0	0
Enterococos (N/100 ml)	0	0	0	0	100,00%	0	0	0
Fosfatos (mg/L, P)	1,5	0	0	0	100,00%	0	0	0
Magnésio (mg/L, Mg)	---	0	0	---	---	0	0	0
Mercúrio (ug/L, Hg)	1	0	0	0	100,00%	0	0	0
Níquel (ug/L, Ni)	20	0	0	0	100,00%	0	0	0

Vila Nova de Famalicão

QUALIDADE DA ÁGUA NAS REDES DE ABASTECIMENTO PÚBLICO

01-10-2013 A 31-12-2013

ZONA:

ABASTECIDA COM ÁGUA FORNECIDA PELA EMPRESA ÁGUAS DO NOROESTE, S.A.

CONTROLO	PARÂMETROS	Unidades	VALOR PARAMÉTRICO (VP) Decreto-Lei 306/2007	Nº de análises previstas no PCOA para este trimestre	% de análises realizadas	Valor Máximo	Valor Mínimo	Valor Médio (t)	N.º de amostras superiores ao Valor Paramétrico	% de análises que cumprem o Valor Paramétrico		
ROTINA 1	E. Coli	UFC/100 ml	0	68	100	0	0	0	0	100		
	Bactérias coliformes	UFC/100 ml	0	68	100	0	0	0	0	100		
ROTINA 2	Cloro residual	mg/l	0	68	100	0,76	0,30	0,57	0	100		
	Alumínio	µg/l	300	16	100	65	<10	32	0	100		
	Amónio	mg/l NH4	0,50	16	100	<0,04	<0,04	<0,04	0	100		
	N.º de colónias a 22º C	UFC/100 ml		16	100	4	0	1				
	N.º de colónias a 37º C	UFC/100 ml		16	100	1	0	0				
	Condutividade	µS/cm (20ºC)	2500	16	100	210	159	178	0	100		
	Clostridium perfringens	UFC/100 ml	0	16	100	0	0	0	0	100		
	Cor	mg/l esc Pt-Co	20	16	100	<1,0	<1,0	<1,0	0	100		
	pH	esc. Sorensen	6,5 - 9,0	16	100	6,33	7,61	7,87	0	100		
	Manganês	µg/l	50	16	100	<5,0	<5,0	<5,0	0	100		
	Nitratos*	mg/l NO3	50	16	100	<1,0	<1,0	<1,0	0	100		
	Oxalato	mg/l O2	5,0	16	100	<1,0	<1,0	<1,0	0	100		
	Cheiro	Taxa de diluição (25ºC)	3	16	100	<1	<1	<1	0	100		
	Sabor	Taxa de diluição (25ºC)	3	16	100	<1	<1	<1	0	100		
	Turvação	NTU	4	16	100	<1,0	<1,0	<1,0	0	100		
INSPEÇÃO	Antimónio*	µg/l	5,0	0								
	Arsénio*	µg/l	10	0								
	Benzeno*	µg/l	1,0	0								
	Benzol(pireno)	µg/l	0,010	1	100	<0,005	<0,005	<0,005	0	100		
	Bora*	mg/l	1,0	0								
	Bromato*	µg/l	10	0								
	Cádmio*	µg/l	5,0	0								
	Cálcio	mg/l	25	1	100	31	31	31	0	100		
	Chumbo	µg/l	25	1	100	<2,0	<2,0	<2,0	0	100		
	Cianeto*	µg/l	50	0								
	Clorato*	mg/l	250	0								
	Cobre	mg/l	2,0	1	100	0,023	0,023	0,023	0	100		
	Crómio*	µg/l	50	0								
	1,2-dicloroetano*	µg/l	3,0	0								
	Dureza total	mg/l CaCO3		1	100	77	77	77	0	100		
	Enterococos	UFC/100 ml	0	1	100	0	0	0	0	100		
	Ferro	µg/l	300	1	100	<25	<25	<25	0	100		
	Fluoretos*	mg/l	1,5	0								
	Magnésio	mg/l		1	100	<2,5	<2,5	<2,5				
	Mercurio*	µg/l	1,0	0								
	Níquel	µg/l	20	1	100	<3,0	<3,0	<3,0	0	100		
	Nitrito	mg/l NO2	0,5	1	100	<0,010	<0,010	<0,010	0	100		
	HAP:	Benzol(b)fluoranteno	µg/l	(2)	1	100	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0	100	
		Benzol(k)fluoranteno	µg/l	(2)	1	100	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0	100	
		Benzol(ghi)perileno	µg/l	(2)	1	100	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0	100	
		Indenol(1,2,3-cd)pireno	µg/l	(2)	1	100	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0	100	
		Soma dos HAP	µg/l	0,10	1	100	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0	100	
	INSPEÇÃO	Salina*	µg/l	10	0							
		Tetracloroetano*	µg/l	(3)	0							
		Tricloroetano*	µg/l	(3)	0							
		Soma de Tetracloroetano e Tricloroetano*	µg/l	10	0							
		Tri-halometanos:	Clorofórmio	µg/l	(4)	1	100	6,1	6,1	6,1		
			Bromoformio	µg/l	(4)	1	100	0,53	0,53	0,53		
			Diclorobromometano	µg/l	(4)	1	100	4,1	4,1	4,1		
			Dibromoclorometano	µg/l	(4)	1	100	2,7	2,7	2,7		
		Soma dos Tri-halometanos:	µg/l	100	1	100	13,0	13,0	13,0	0	100	
		Sódio*	µg/l	200	0							
		Carbono Orgânico Total	µg/l		1	100	<1,0	<1,0	<1,0			
		Sulfatos*	Abacloro*	µg/l	0,10	0						
			Atrazina*	µg/l	0,10	0						
			Bentazona*	µg/l	0,10	0						
			Diurão*	µg/l	0,10	0						
	Linuro*		µg/l	0,10	0							
	Terbutolazina*		µg/l	0,10	0							
	Desatibutolazina*		µg/l	0,10	0							
Soma dos Pesticidas*	µg/l		0,50	0								

\* Parâmetros conservativos [a Entidade Gestora (EG) que distribua água adquirida exclusivamente a outra EG está dispensada do controlo destes parâmetros]

Entidade Gestora em ata: AGUAS DO NOROESTE, S.A.

- (1) Média dos valores mensurais
- (2) A soma das concentrações destes compostos deve ser inferior a 0,10 µg/l
- (3) A soma das concentrações destes compostos deve ser inferior a 10 µg/l
- (4) A soma das concentrações destes compostos deve ser inferior a 100 µg/l

Todas as amostras cumpriam o estipulado no D.L. 306/2007.

Vila Verde



MUNICÍPIO DE VILA VERDE

CÂMARA MUNICIPAL DE VILA VERDE		CONTROLO DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO NAS ZONAS DE ABASTECIMENTO DO CONCELHO DE VILA VERDE					EDITAL N.º	
Em conformidade com o Decreto-Lei n.º 306/2007, de 27 de Agosto, procedeu-se à verificação da qualidade da água de rede pública, através de análises periódicas na torneira do consumidor, segundo o Programa de Controlo da Qualidade da Água (PCQA) aprovada pela autoridade competente (ERSAR)						2º TRIMESTRE 2014 Até a 30 Junho		
Parâmetro (unidades)	Valor paramétrico (VP) fixado no DL 306/2007	Valores obtidos		N.º Análises superiores ao VP	% Cumprimento do VP	N.º Análises PCQA		
		Mínimo	Máximo			Agendadas	Realizadas	
Escherichia coli (N/100ml)	0	0	0	0	100	81	81	100
Bactérias coliformes (N/100ml)	0	0	19	2	98,7	81	81	100
Desinfecante residual (mg/L)	--	<0,1	0,6	--	--	81	81	100
Alumínio (µg/L Al)	200	20	86	0	100,0	5	5	100
Amónia (mg/L NH4)	0,5	<0,06	--	0	100	19	19	100
Número de colónias a 22° C (N/m³)	Sem alteração anormal	0	>300	0	100	19	19	100
Número de colónias a 37° C (N/m³)	Sem alteração anormal	0	>300	0	100	19	19	100
Condutividade (µS/cm a 20° C)	2500	<45	104	0	100	19	19	100
Cocci (Staphylococcus) (N/100ml)	0	0	0	0	100	13	13	100
Cor (mg/L PtCo)	20	<3	--	0	100	19	19	100
pH (Unidades de pH)	Entre 6,5 e 9	5,3	7,2	11	42,3	19	19	100
Ferro (µg/L Fe)	200	<60	--	0	100	5	5	100
Manganês (µg/L Mn)	60	<2	10,2	0	100,0	19	19	100
Nitrato (mg/L NO3)	50	<3	5,6	0	100	19	19	100
Nítrito (mg/L NO2)	0,5	<0,05	--	0	100	5	5	100
Oxidabilidade (mg/L O2)	5	<1	4,4	0	100	19	19	100
Chumbo a 25 °C (Factor de diluição)	3	<1	--	0	100	19	19	100
Sabão a 25 °C (Factor de diluição)	3	<1	--	0	100	19	19	100
Turvação (NTU)	4	<1	1,8	0	100	19	19	100
Antimónio (µg/L Sb)	6	<4	--	0	100	5	5	100
Ársénio (µg/L As)	10	<6	6	0	100	5	5	100
Benzeno (µg/L)	1	<0,28	--	0	100	5	5	100
Benzo(a)pireno (µg/L)	0	<0,005	--	0	100	5	5	100
Boro (mg/L B)	1	<0,1	--	0	100	5	5	100
Bromatos (µg/L BrO3)	10	<5	--	0	100	5	5	100
Cádmio (µg/L Cd)	6	<1	--	0	100	5	5	100
Cálcio (mg/L Ca)	--	1,2	9,1	0	--	5	5	100
Chumbo (µg/L Pb)	26	<7	--	0	100	5	5	100
Cianetos (µg/L CN)	60	<20	--	0	100	5	5	100
Cobre (mg/L Cu)	2	0,002	0,082	0	100	5	5	100
Crómio (µg/L Cr)	50	<5	--	0	100	5	5	100
1,2-dicloroetano (µg/L)	5	<0,25	0,25	0	100	5	5	100
Dureza total (mg/L CaCO3)	--	10,2	25,5	0	--	5	5	100
Enterococos (N/100 ml)	0	0	0	0	100	5	5	100
Fenóis (mg/L F)	1,5	<0,1	--	0	100	5	5	100
Magnésio (mg/L Mg)	--	0,37	1,59	0	--	5	5	100
Mercurio (µg/L Hg)	1	<0,5	0,5	0	100	5	5	100
Níquel (µg/L Ni)	20	<6	--	0	100	5	5	100
Selénio (µg/L Se)	10	<3	--	0	100	5	5	100
Cianatos (mg/L CN)	250	<10	--	0	100	5	5	100
Sódio (mg/L Na)	200	4,61	18,9	0	100	5	5	100
Sulfatos (µg/L SO4)	250	<10	--	0	100	5	5	100
Carbono orgânico total (mg/L C)	Sem alteração anormal	--	--	--	--	--	--	--
Tetracloreto e Tricloreto (µg/L)	10	<1	--	0	100	5	5	100
Tetracloreto (µg/L)	--	<0,48	--	0	--	5	5	100
Tricloreto (µg/L)	--	<0,5	--	0	--	5	5	100
Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (µg/L)	0,1	<0,01	--	0	100	5	5	100
Benzo(a)fluoranteno (µg/L)	--	<0,005	--	0	--	5	5	100
Benzo(k)fluoranteno (µg/L)	--	<0,005	--	0	--	5	5	100
Benzo(ghi)perileno (µg/L)	--	<0,005	--	0	--	5	5	100
Indeno(1,2,3-cd)pireno (µg/L)	--	<0,01	--	0	--	5	5	100
Trihalometanos (µg/L)	100	<0,43	14,6	0	100	5	5	100
Cloroformo (µg/L)	--	<0,43	7,9	--	--	5	5	100
Bromoformo (µg/L)	--	<0,45	--	--	--	5	5	100
Bromodiclorometano (µg/L)	--	<0,5	4,7	--	--	5	5	100
Diclorodimetilmetano (µg/L)	--	<0,5	2,80	--	--	5	5	100
Pesticidas totais (µg/L)	0,5	<0,08	--	0	100	5	5	100
Atrazina (µg/L)	0,1	<0,08	--	0	100	4	4	100
Alrazina (µg/L)	0,1	<0,08	--	0	100	4	4	100
Banlazona (µg/L)	0,1	<0,08	--	0	100	2	2	100
Linuro (µg/L)	0,1	<0,08	--	0	100	4	4	100
Tebuconazol (µg/L)	0,1	<0,08	--	0	100	2	2	100
Terbutiazina (µg/L)	0,1	<0,08	--	0	100	4	4	100
Desmetilazina (µg/L)	0,1	<0,08	--	0	100	4	4	100
Desetilazina (µg/L)	0,1	<0,08	--	0	100	4	4	100

NOTA 1 - Zonas de abastecimento controladas: Ameloira, Barros, Bourças, Casas de Vides, Costa, Covas, Covelo, Ervide, Esturim, Estremoz de Baixo, Fonte da Moura, Gaiñde, Goullas, Goullas, Lago, Marão, Mazagão, Mães da Serra, Nascente, Nascente da Balva, Nascente e Sul, Nevogilde, Norte, Outeiro, Paço, Pedregal, Poente, Poente e Sul, Pinheiro, Póvoas, Sarradelo e Zebreiro.

NOTA 2 - Informação relativa às situações de incumprimento ocorridas: **Bactérias coliformes**: deve-se a flutuações no nível de desinfecção em algumas redes de abastecimento locais (ZA Cuzinho PEN e ZA Poente e Sul). Após o tempo de desinfecção foi reporto a qualidade da água; **pH**: valores de pH ligeiramente ácidos são característica comum das águas superficiais e subterrâneas da região. Não tem implicações para a saúde humana. Estão a ser tomadas medidas para a neutralização das águas com origem em captações subterrâneas.

O Versador, com competência delegada,  
  
 Patricia José Correia Pinto de Araújo

Data da publicação:  
 2014