



Effet de la pollution organique sur la formation des trihalométhanes et des composés organohalogénés : Cas des eaux de consommation de la ville de Casablanca au Maroc (Effect of organic pollution on trihalomethanes formation and halogenated organic compounds in feed water of Casablanca in Morocco)

**Fatiha Zidane^{a,*}, Karima Cheggari^b, Jean-François Blais^c, Naima Khlil^d,
Saïd Ibn Ahmed^b, Jalila Bensaid^a, Patrick Drogué^c,**

^aDépartement de Chimie, Faculté des Sciences Ain Chock, Université Hassan II, Maarif, Casablanca, Maroc

^bDépartement de Chimie, Faculté des sciences, Université Ibn Tofail, BP 133, Kenitra 14 000, Maroc

^cInstitut national de la recherche scientifique (INRS-Eau, Terre et Environnement), Université du Québec, 490 rue de la Couronne, Québec, Qc, Canada, G1K 9A9

^dDépartement de Biologie, Université Hassan II, Faculté de Médecine et de Pharmacie, Casablanca, Maroc

Received 3 Feb 2013, Revised 19 Nov 2013, Accepted 19 Nov 2013.

*Auteur correspondant : Email : zidanefatiha@hotmail.com, Tel : 212 6 61 330342; Fax : 212 22 5 985578

Abstract

The pollution of natural waters has considerably increased in the last decades. This causes an increase of the organic and inorganic pollutant concentrations in water. The chlorination of the surface waters for disinfection purpose can result in the production of organohalogen compounds, and mostly trihalomethanes (THMs), which present toxicological risks. The aim of this study is to study the chlorination break point and to measure disinfection by-products production following uses of different processes for treatment of water polluted by natural or anthropogenic organic matter, which could be present in surface water. After characterization, surface water samples have been polluted with 500 µg/L of different organic compounds, which are more or less oxidizable precursors (resorcinol > acetone > phenol). Results showed that chlorination break point and SPD production vary with the type of the pollutant and the configuration of the water treatment process. Finally, this study has clearly demonstrated that the use of a coagulation step before the chlorination step allows a decrease of the SPD production.

Keywords: Surface water, trihalométhanes THMs, chlorination, coagulation, phenol, Resorcinol, Acetone.

Résumé

La pollution des eaux naturelles a augmenté d'une manière importante ces dernières décennies, ce qui rend l'eau de plus en plus chargée en matières organiques et minérales. La chloration des eaux de surface en vue de sa désinfection peut conduire à la formation de composés organohalogénés (COX) et surtout de trihalométhanes (THM) présentant des risques toxicologiques. Ce travail a pour but d'étudier la demande en chlore et de suivre la formation des sous-produits de désinfection (SPD) suivant différentes filières du traitement d'une eau polluée par la matière organique, naturelle ou anthropique, susceptible d'être présente dans les eaux de surface. Après caractérisation, des échantillons d'eaux de surface ont été contaminés par 500 µg/L de différents composés organiques, précurseurs plus ou moins facilement oxydables (résorcinol > acétone > phénol). Les résultats ont montré que la demande en chlore et les teneurs en SPD varient en fonction de la nature des précurseurs et le type du procédé du traitement des eaux. Enfin, les résultats ont clairement montré l'intérêt d'opter pour l'application d'un procédé de coagulation avant chloration des eaux, ceci permettrait de réduire la formation des SPD.

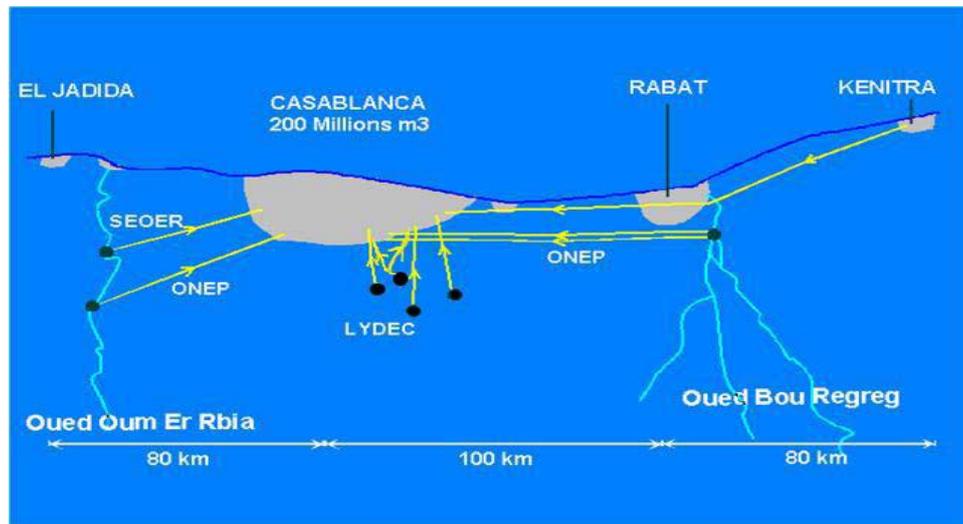
Mots clés : Eau de surface, trihalométhanes THM, chloration, coagulation, phénol, résorcinol, acétone.

1. Introduction

L'eau, principal élément constitutif de l'organisme, est absolument indispensable à la vie et au bien être des populations. La démographie croissante, le développement de l'industrie et de l'agriculture obligent à faire de plus en plus appel à des eaux d'origines diverses y compris les eaux de surface. Ceci est le cas au Maroc où l'alimentation en eau potable se fait en majorité par les eaux de surface [1].

Cependant, le manque de protection de ces eaux face à la pollution industrielle, contribue à la dégradation de leur qualité et à l'augmentation de certains micropolluants minéraux et surtout organiques dans les eaux destinées à la consommation humaine [2].

La majorité des eaux alimentant la ville de Casablanca sont des eaux de surface, qui proviennent de deux barrages : Bou Regreg et Oum Er Rbia [3]. Le schéma ci-dessous montre les différents complexes alimentant Casablanca en eau potable



Il est donc indispensable de procéder à un traitement convenable de ces eaux, afin de se conformer d'une part, aux normes de potabilité et, d'autre part, éviter tout risque sanitaire lié à une éventuelle toxicité. Cette dernière peut être due à des substances contenues dans l'eau, ou bien à des sous-produits de chloration formés après traitement.

Le traitement des eaux alimentant la ville de Casablanca se base sur la chloration, connue comme principale étape de traitement. Lorsque les eaux sont pompées à partir des barrages, elles sont oxydées à l'état brut par le chlore. Dans le cas où les teneurs en matières en suspension sont élevées dans l'eau, une étape de pré-coagulation est effectuée. Les eaux sont décantées suite à l'ajout de sulfate d'aluminium, puis filtrées à l'aide de filtres à sable afin d'éliminer les impuretés. Une deuxième étape de désinfection par le chlore (post-chloration) est effectuée avant le stockage et la distribution de l'eau [3].

La chloration se fait au niveau du captage, du refoulement ou de la distribution, avec de l'eau de javel ou du chlore gazeux. Par réaction avec la matière organique et les bromures contenus dans l'eau brute, le chlore conduit à la formation de sous-produits de désinfection (SPD) dont les principaux sont les THM chlorés et bromés, ainsi que des composés organohalogénés (COX). Les concentrations des sous-produits de chloration mesurés dans l'eau sont liées à l'intensité des réactions physico-chimiques conditionnées, notamment, par la dose du chlore ajoutée, le pH, le temps de contact et la température [4].

Au cours des 30 dernières années, la formation de THM c'est à dire le chloroforme (CHCl_3), le dichlorobromo-méthane (CHCl_2Br), le dibromochlorométhane (CHClBr_2), et le bromoforme (CHBr_3) a été intensivement étudiée par plusieurs auteurs [4,5]. Ces auteurs ont, en effet, montré que la formation des THM est importante et les réactions sont rapides dans des solutions contenant des matières humiques et le résorcinol (dihydroxybenzène). Cependant, en présence du phénol (monohydroxybenzène), la cinétique de la réaction de formation des THM et des COX est plus lente [6,7]. La pollution par les précurseurs hydrobenzéniques présents dans les eaux brutes, peut être aussi bien d'origine anthropique (pollution industrielle), que d'origine naturelle (dégradation de l'acide humique) [4,7]. De nombreuses études [5,6], ont montré que le mécanisme de formation du chloroforme à partir de la chloration du résorcinol est rapide, et que le rendement de formation des THM est plus élevé. Aussi, Hervé et al [7]. Ont montré que le taux de formation des THM, lors de la chloration en présence de résorcinol, est plus rapide que celle de l'acétone qui est plus rapide que dans le cas du phénol [7]. La réaction de chloration du phénol est lente, et sa première étape est la chloration successive du noyau aromatique qui, cette dernière, conduit à la formation du mono-, di-, et 2,4,6-trichlorophénol un des COX suivi dans la présente étude. Le suivi de la formation des chloro-phénols substitués est pertinent pour le traitement d'eau potable car ces composés peuvent être responsables de problèmes d'odeur et de goût [8].

Le but de cette étude est de suivre la formation des sous-produits de désinfection (THM et COX) en fonction de la nature des précurseurs, en contaminant des eaux de surface par des précurseurs difficilement oxydables par le chlore (phénol), moyennement oxydables par le chlore (acétone) et facilement oxydables par le chlore (résorcinol).

Le but de cette étude est de suivre la formation des sous-produits de désinfection (THM et COX) en fonction de la nature des précurseurs, en contaminant des eaux de surface par des précurseurs oxydables par le chlore soit difficilement, moyennement ou facilement en utilisant respectivement le phénol, l'acétone ou le résorcinol.

Dans un premier temps, nous avons suivi la formation de THM et COX dans une eau naturelle après un traitement basé sur la pré-chloration et la coagulation-floculation, suivi d'une post-chloration, procédé appliqué par les producteurs d'eau de la ville de Casablanca.

Le même suivi a été effectué en inversant les étapes c'est à dire en procédant à une coagulation-floculation avant la pré-chloration. Cette inversion a pour but de voir l'effet de la chloration directe des eaux brutes, et l'effet de la coagulation avant la chloration sur la qualité des eaux distribuées dans la ville de Casablanca.

Dans un deuxième temps, l'étude a porté sur le suivi de l'effet de la pré-chloration et la coagulation avant la chloration sur la formation des THM et COX dans des eaux de surface contaminées séparément par les précurseurs : phénol, acétone, résorcinol ainsi que par leur mélange en présence d'acide humique. Les mêmes étapes citées dans la première partie ont été appliquées à ces eaux contaminées. Ces contaminations ont été effectuées de sorte à représenter et s'approcher de la qualité des eaux brutes naturelles.

2. Matériels et Méthodes

2.1. Échantillonnage des eaux naturelles et contaminées

Deux types d'eaux naturelles ont été utilisés dans la présente étude. Le premier type est une eau brute du barrage d'Oum Er Rbia qui alimente la ville de Casablanca en eau potable. Le deuxième est une eau naturelle de la rivière Beauport à proximité de la ville de Québec au Canada. Cette eau a été analysée, puis traitée au laboratoire suivant le procédé appliqué au Maroc, avec ou sans contamination préalable par le phénol, l'acétone, le résorcinol, ainsi que par leur mélange en présence d'acide humique. Les échantillons d'eaux ont été transportés dans des contenants en polyéthylène et conservés au réfrigérateur à 4°C jusqu'à leur utilisation.

2.2. Chloration des eaux

La détermination de la demande en chlore a été effectuée par le traçage de la courbe de point de rupture (break point) en utilisant la méthode à la DPD (diéthyl-p-phenyldiamine) [9]. Cette méthode consiste à ajouter dans une série de flacons contenant le même volume d'eau, des doses croissantes de chlore et à mesurer ensuite le chlore résiduel à l'aide d'un appareil Testpak (Comparateur 2000+ Lovibond, Tintometer-Group, France) [3].

La chloration de l'eau a été effectuée par ajout d'une solution commerciale d'hypochlorite de sodium selon la demande en chlore de chaque type d'eau à des volumes de 1 L d'eau contaminée par les précurseurs avant et après coagulation.

2.3. Coagulation-floculation des eaux

L'effet de la coagulation-floculation sur l'élimination des précurseurs (phénol, acétone, résorcinol) et la production de THM et COX, a été étudié en appliquant un traitement de l'eau par le sulfate d'aluminium ($Al_2(SO_4)_3$) avant et après l'étape de chloration. Des essais avec un Jar-test ont permis de déterminer les doses optimales du coagulant. Le sulfate d'aluminium a été ajouté à des volumes de 1 L pour le traitement des échantillons d'eaux prélevés. Ces eaux ont ensuite été agitées pendant 5 min à l'aide du jar-test, puis soumises à la décantation pendant 24 h.

2.4. Méthodes analytiques

Les paramètres suivis dans la présente étude, aussi bien pour les eaux brutes que pour les eaux traitées sont, le pH, la conductivité, la turbidité, le chlore résiduel, le carbone organique total (COT), l'azote total (N_T), la demande chimique en oxygène (DCO), la matière minérale, les THM, les COX et les produits phénoliques pour l'eau contaminée par le phénol.

La mesure du pH a été réalisée en utilisant un pH-mètre Accumet Research modèle AR 25 Dual Channel pH/Ion meter de Fisher Scientific (Nepean, ON, Canada) équipé d'une double jonction Cole-Parmer avec une électrode de pH Ag/AgCl calibrée chaque jour entre 4 et 9 (Cole Parmer Instrument, Anjou, QC, Canada). La turbidité a été mesurée à l'aide d'un turbidimètre *Néphélométrique* à lumière infrarouge de marque Hach Lange (modèle 2100AN IS, gamme 0.001 à 1000 NTU, Noisy Le Grand, France). La conductivité des eaux a été mesurée à l'aide d'un appareil Oakton (modèle 510, Cole Parmer Instrument, Anjou, QC, Canada). Les teneurs en COT et N_T ont été déterminées à l'aide d'un analyseur de marque Shimadzu (modèle TOC-VCPH, Shimadzu Scientific Instruments Inc., Kyoto, Japon). La DCO a été mesurée selon la méthode 5220D [10] avec une courbe standard (0-1000 mg/L) à l'aide d'un spectrophotomètre UV de marque Varian (modèle Cary 50, Varian Canada Inc., Saint-Laurent, QC, Canada). La détermination de la composition élémentaire des eaux a été effectuée par spectrophotométrie à émission de plasma induit (ICP-AES) (Méthode EPA 6010 B) sur un appareil Varian (modèle Vista AX CCO Simultaneous ICP-AES, Palo Alto, CA, USA). Des contrôles de qualité ont été effectués en analysant des échantillons liquides certifiés (lot SC0019251, no. catalogue 900-Q30-002, multi-elements standard, SCP Science, Lasalle, QC, Canada).

2.5. Suivi des THM, des COX et des produits phénoliques

Les analyses des trihalométhanes (THM), des composés organohalogénés (COX) et des produits phénoliques ont été effectuées au laboratoire Exova (Québec, QC, Canada) par la méthode MA. 400 - COV 1.1. (CEAEQ, 2008). L'appareil utilisé pour cette analyse est du type Purge and Trap Teledyne Tekmar concentrator velocity XPT (modèle EMQ0656, Mason, Ohio, USA), couplé à un chromatographe en phase gazeuse de marque Agilent (modèle 6890N, Santa Clara, CA, USA), muni d'un détecteur à spectrométrie de masse Agilent (modèle 5973, Santa Clara, CA, USA). La limite de seuil de détection était de 0.1 µg/L pour la plupart des composés mesurés.

3. Résultats et Discussion

3.1. Paramètres physico-chimiques

Le **Tableau 1** représente la caractérisation de l'eau du barrage d'Oum Er Rbia à l'état brut et après son traitement par le même procédé du traitement appliqué au sein de la station du barrage. Ce traitement se base sur la pré-chloration directe suivie d'une coagulation par le sulfate d'aluminium puis une filtration sur sable et se termine par une post-chloration.

Tableau 1 : Caractéristiques des eaux naturelles d'Oum Er Ria

Paramètres	Eau d'Oum Er Rbia	
	Brute	Traitée ^a
pH	8.43	7.43
Conductivité (µs/cm)	1045	461
Turbidité (NTU)	0.97	0.34
DCO (mg O ₂ /L)	192	55.1
COT (mg/L)	4.7	3.5
NT (mg/L)	0.4	0.4
Chlore résiduel (mg/L)	0.0	0.7
Ca (mg/L)	36.9	28.4
Mg (mg/L)	13.2	8.52
K (mg/L)	2.01	1.01
Na (mg/L)	28.9	38.5
P (mg/L)	0.005	0.066
Fe (mg/L)	0.027	0.030
Al (mg/L)	0.103	0.032
Pb (mg/L)	0.008	<LD
Cd (mg/L)	<LD	<LD
Cr (mg/L)	0.0009	0.0015
Cu (mg/L)	0.0012	0.0012
S (mg/L)	16.8	24.3
Zn (mg/L)	0.003	0.012
Si (mg/L)	3.51	2.08

LD : Limite de Détection ; LD de Cd : 0,00001 ; LD de p : 0,0001

Les résultats montrent que l'eau d'Oum Er Rbia est riche en matières minérales et organiques. Les mesures de DCO et COT ont permis d'évaluer la teneur en matière organique. De même, les résultats ont montré que la DCO a diminué d'une manière importante (plus de 70% d'abattement de la DCO) après le traitement, alors que le COT a légèrement diminué. La diminution de la DCO peut s'expliquer par l'oxydation par le chlore qui se fait après la première étape du traitement qui est la pré-chloration, ce qui va être illustré par les résultats répertoriés dans les **tableaux 2 à 5** des eaux contaminées analysées par la suite.

Afin d'évaluer l'effet de la présence de la matière organique sur le traitement des eaux brutes, nous avons procédé à la contamination de l'eau brute de la rivière Beauport par différents précurseurs de THM susceptibles d'être présents dans les eaux de surface. Nous avons contaminé l'eau brute par le phénol, le résorcinol et l'acétone.

Ces eaux ont été traitées de deux manières. La première est celle du procédé appliqué à la station de production d'eau potable alimentant la ville de Casablanca au Maroc, alors que la deuxième méthode consiste en une inversion des étapes de pré-chloration et de coagulation-floculation. Les eaux ainsi caractérisées ont été désinfectées en traçant la courbe de point de rupture, ce qui a permis de déterminer la demande en chlore au point de rupture. Ces eaux ont été contaminées par différents précurseurs.

Le **tableau 2** représente les caractéristiques physico-chimiques de l'eau contaminée par 500 µg/L de phénol pendant les différentes étapes de traitement, selon les deux techniques de traitement décrites ci-dessus. Pour sa part, le **tableau 3** montre les caractéristiques physico-chimiques de l'eau contaminée par 500 µg/L de résorcinol, alors que le **tableau 4** représente les caractéristiques physico-chimiques de l'eau contaminée par 500 µg/L d'acétone selon les deux méthodes de traitement. Finalement, le **tableau 5** expose les caractéristiques physico-chimiques de l'eau contaminée par le mélange de 500 µg/La de phénol, 500 µg/L de résorcinol, 500 µg/L d'acétone et 20 mg/L d'acide humique et ce, toujours suivant les deux méthodes de traitement.

D'après ces tableaux, la composition de la matière minérale reste quasi-stable pour tous les types d'eau après les différentes contaminations, et les différentes étapes de traitement. De même, la caractérisation des eaux contaminées est assez similaire, en terme minérale, à l'eau naturelle du barrage Oum Er Rbia. Par contre, la DCO et le COT varient en fonction du type de précurseur de contamination.

Les résultats ont montré que la DCO et le COT augmentent en fonction de la nature des précurseurs et donnent des valeurs plus élevées pour le phénol par rapport au résorcinol et l'acétone.

Tableau 1 : Caractéristiques des eaux contaminées par 500 µg phénol/L

Paramètres	Eau contaminée par 500 µg phénol/L			
	Brute	Pré-chlorée	Traitée ^a	Chlorée après coagulation
pH	7.74	7.78	7.65	7.70
Conductivité (µs/cm)	534	498	1287	1534
Turbidité (NTU)	4.6	6.4	1.6	1.2
DCO (mg O ₂ /L)	64.2	39.8	24.9	25.3
COT (mg/L)	9.1	10.7	5.3	5.1
NT (mg/L)	1.3	1.5	1.4	1.3
Cl ajouté (mg/L)	0.0	2.6	3.0	2.5
Cl résiduel (mg/L)	0.0	0.9	1.2	0.6
Sulfate d'Al ajouté (g/L)	0.0	0.0	0.8	1.2
Ca (mg/L)	46.6	44.4	43.7	44.4
Mg (mg/L)	4.76	4.54	4.11	4.36
K (mg/L)	2.28	2.28	3.05	3.22
Na (mg/L)	21.1	21.2	114	188
P (mg/L)	0.044	0.009	0.079	0.069
Fe (mg/L)	0.256	0.704	0.017	0.039
Al (mg/L)	0.220	0.274	0.356	5.079
Pb (mg/L)	0.006	0.043	0.015	0.007
Cd (mg/L)	<LD ^b	<LD	<LD	<LD
Cr (mg/L)	0.0190	0.0048	0.0183	0.0204
Cu (mg/L)	0.006	0.013	0.003	0.007
S (mg/L)	32.2	39.4	9.82	15.9
Zn (mg/L)	0.019	0.026	0.021	0.030
Si (mg/L)	2.65	2.649	0.302	0.508

^aEau traitée = eau pré-chlorée, coagulée et post-chlorée.

^bLD = Limite de détection ; LD de Cd = 0.00001 mg/L; LD de P = 0.0001 mg/L ; LD de Pb = 0.00001 mg/L.

Tableau 2 : Caractéristiques des eaux contaminées par 500 µg résorcinol/L

Paramètres	Eau contaminée par 500 µg résorcinol/L			
	Brute	Pré-chlorée	Traitée ^a	Chlorée après coagulation
pH	7.42	7.46	7.51	7.47
Conductivité (µs/cm)	513	459	1225	1337
Turbidité (NTU)	4.18	7.98	1.45	1.48
DCO (mg O ₂ /L)	80.4	56.0	19.6	17.0
COT (mg/L)	7.4	7.3	7.5	4.0
NT (mg/L)	1.09	1.09	2.37	1.11
Cl ajouté (mg/L)	0.0	3.0	3.6	3.2
Chlore résiduel (mg/L)	0.0	0.3	0.1	0.4
Sulfate d'Al ajouté (g/L)	0.0	0.0	0.8	1.2
Ca (mg/L)	49.0	48.2	46.8	45.9
Mg (mg/L)	5.03	4.94	4.79	4.63
K (mg/L)	2.41	2.64	4.65	3.03
Na (mg/L)	24.1	26.2	183	202
P (mg/L)	0.033	0.054	0.037	0.064
Fe (mg/L)	0.411	0.441	0.379	0.156
Al (mg/L)	0.133	0.175	2.744	1.102
Pb (mg/L)	<LD	0.022	0.036	0.033
Cd (mg/L)	<LD	<LD	<LD	<LD
Cr (mg/L)	0.044	0.039	0.041	0.033
Cu (mg/L)	0.016	0.010	0.017	0.009
S (mg/L)	9.41	9.41	13.5	15.5
Zn (mg/L)	0.031	0.024	0.078	0.048
Si (mg/L)	2.89	2.82	1.37	0.77

Aussi, les résultats ont montré que la demande en chlore et la concentration en coagulant varient dans le même sens que la DCO et le COT. Afin de connaître l'effet de la chloration avant et après coagulation en présence de différentes pollutions, sur la formation des THM et COX, les eaux naturelles du barrage d'Oum Er Rbia et de la rivière Beauport ont été traitées après contamination. Un suivi des THM, des COX et des produits phénoliques (dans le cas de l'eau contaminée par le phénol) a été réalisé à chaque étape de la filière de traitement.

Tableau 3 : Caractéristiques des eaux contaminées par 500 µg acétone/L

Paramètres	Eau contaminée par 500 µg acétone/L			
	Brute	Pré-chlorée	Traitée ^a	Chlorée après coagulation
pH	7.46	7.44	7.44	7.37
Conductivité (µs/cm)	519	468	1412	1559
Turbidité (NTU)	4.47	7.85	1.26	0.80
DCO (mgO ₂ /L)	155	87.6	28.1	26.9
COT (mg/L)	7.2	6.9	7.0	6.8
NT (mg/L)	1.66	1.14	1.21	0.99
Cl ajouté (mg/L)	0.0	3.4	4.0	3.6
Chlore résiduel (mg/L)	0.0	0.7	1.0	2.4
Sulfate d'Al ajouté (g/L)	0.0	0.0	1.0	1.2
Ca (mg/L)	50.8	48.0	45.8	45.9
Mg (mg/L)	5.18	4.92	4.67	4.51
K (mg/L)	3.69	2.62	3.83	3.35
Na (mg/L)	26.1	26.4	218	257
P (mg/L)	0.042	0.050	0.046	0.041
Fe (mg/L)	0.405	0.459	0.480	0.472
Al (mg/L)	0.134	0.139	0.473	1.482
Pb (mg/L)	<LD	<LD	<LD	0.022
Cd (mg/L)	<LD	<LD	<LD	<LD
Cr (mg/L)	0.043	0.044	0.052	0.044
Cu (mg/L)	0.017	0.016	0.018	0.014
S (mg/L)	37.3	9.28	17.4	20.5
Zn (mg/L)	0.039	0.019	0.04	0.054
Si (mg/L)	2.87	2.75	0.31	0.74

^a Eau traitée = eau pré-chlorée, coagulée et post-chlorée

Tableau 4 : Caractéristiques des eaux contaminées par le mélange des précurseurs

Paramètres	Eau contaminée par le mélange des précurseurs			
	Brute	Pré-chlorée	Traitée ^a	Chlorée après coagulation
pH	7.65	7.44	7.23	7.38
Conductivité (µs/cm)	523	494	1080	1064
Turbidité (NTU)	9.20	16.01	1.12	1.02
DCO (mgO ₂ /L)	265	98.4	54.3	51.0
COT (mg/L)	15.8	17.7	7.4	6.1
NT (mg/L)	1.62	1.88	1.66	1.44
Cl ajouté (mg/L)	0.0	5.6	6.0	5.0
Cl résiduel (mg/L)	0.0	2.0	1.0	1.0
Sulfate d'Al ajouté (g/L)	0.0	0.0	1.2	1.4
Ca (mg L ⁻¹)	47.2	47.4	49.0	47.1
Mg (mg L ⁻¹)	4.75	5.34	5.38	4.73
K (mg L ⁻¹)	3.22	2.57	3.01	3.23
Na (mg L ⁻¹)	257	27.7	51.1	257
P (mg L ⁻¹)	0.026	0.107	0.095	0.029
Fe (mg L ⁻¹)	0.263	0.363	0.323	0.238
Al (mg L ⁻¹)	1.76	1.95	5.71	1.73
Pb (mg L ⁻¹)	<LD	<LD	<LD	0.02
Cd (mg L ⁻¹)	<LD	0.028	0.032	<LD
Cr (mg L ⁻¹)	0.060	0.033	0.036	0.052
Cu (mg L ⁻¹)	0.012	0.129	0.135	0.009
S (mg L ⁻¹)	21.7	11.2	18.3	19.8
Zn (mg L ⁻¹)	0.014	0.084	0.132	0.012

^a Eau traitée = eau pré-chlorée, coagulée et post-chlorée

3.2. Suivi des THM, COX et produits phénoliques

3.2.1. Eaux naturelles

La chloration des eaux naturelles génère la formation des SPD, et les THM représentent les SPD les plus souvent identifiés dans les eaux de surface.

Le [tableau 6](#) montre les concentrations des quatre principaux THMs (chloroforme, bromodichlorométhane, dibromochlorométhane et bromoforme) formés dans l'eau naturelle d'Oum Er Rbia suivant l'étape de la chloration (pré-chloration au début de traitement et la post-chloration à la fin).

Tableau 5 : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) des THMs dans l'eau naturelle d'Oum Er Rbia

Paramètres	Eau d'Oum Er Rbia	
	Brute	Traitée ^a
Chloroforme	0.27	8.5
Bromodichlorométhane	<0.10	9.8
Dibromochlorométhane	<0.10	7.0
Bromoforme	<0.10	0.81
Sommation des THM	0.27	26.1

^a Eau traitée = eau pré-chlorée, coagulée et post-chlorée

L'eau traitée d'Oum Er Rbia contient des concentrations relativement faibles de THMs. Les valeurs les plus élevées sont enregistrées pour le bromodichlorométhane (9.8 $\mu\text{g/L}$) et le chloroforme (8.5 $\mu\text{g/L}$). Ces concentrations en THMs sont dues au fait que le prélèvement de l'échantillon d'Oum Er Rbia a été fait pendant l'hiver. Baribeau (1995) a déjà montré que pendant l'hiver les eaux de surface forment moins de THMs par rapport à la période estivale. Ceci est dû à la hausse de la température et de la teneur en matière organique présente dans l'eau pendant la période estivale [11].

Zidane *et al.* (2010) ont déjà déterminé les concentrations de THM pour la même eau pendant la période d'été et ils ont trouvé des valeurs plus élevées par rapport à celles mesurées dans la présente étude. Une concentration en chloroforme de 26 $\mu\text{g/L}$ a été mesurée en période d'été en comparaison à 8.5 $\mu\text{g/L}$ observée en hiver dans la présente étude. De même, pour le bromodichlorométhane et la sommation des THM, ils sont passés respectivement de 9.8 $\mu\text{g/L}$ et 26.1 $\mu\text{g/L}$ pendant l'hiver à 46 $\mu\text{g/L}$ et 98 $\mu\text{g/L}$ en été [3].

Le barrage d'Oum Er Rbia reçoit en amont une pollution diverse à cause des activités industrielles.[12]

Pour cette raison, une contamination par différents précurseurs (phénol, résorcinol et acétone) de cette eau de surface a été nécessaire afin de vérifier l'effet de la présence de différents polluants (précurseurs) sur la formation de THM et COX.

3.2.2 Eaux contaminées

Le [tableau 7](#) montre les concentrations en THM et produits phénoliques dans les eaux de la rivière Beauport contaminées par 500 $\mu\text{g/L}$ de phénol et ce, selon les deux méthodes de traitement présentées précédemment.

D'après les résultats, l'eau contaminée par le phénol et traitée (par la méthode basée sur la pré-chloration directe suivie d'une coagulation, puis filtration sur sable et se termine par une post-chloration), contient des concentrations en THM inférieures à celles mesurées pour l'eau traitée d'Oum Er Rbia ([tableau 6](#)).

Tableau 6 : Concentrations ($\mu\text{g/L}$) des THM et des produits phénoliques dans les eaux contaminées par 500 μg phénol/L selon les deux méthodes de traitement citées ci-dessus

Paramètres	Eau contaminée par 500 μg phénol/L		
	Pré-chlorée	Traitée ^a	Coagulée et après chlorée
Chloroforme	7.8	8.0	4.2
Bromodichlorométhane	0.34	0.70	0.24
Dibromochlorométhane	<0.10	<0.10	<0.10
Bromoforme	<0.10	<0.10	<0.10
Sommation des THM	8.1	8.7	4.5
Phénol	310	400	400
o-Crésol	<0.4	<0.4	<0.4
m-Crésol	<0.3	<0.3	<0.3
p-Crésol	<0.4	<0.4	<0.4
2-Chlorophénol	41	63	72
3-Chlorophénol	<0.3	<0.3	<0.3
4-Chlorophénol	20	44	28
2,4-Diméthylphénol	<0.3	<0.3	<0.3

2,6-Dichlorophénol	19	40	12
2,4- et 2,5-Dichlorophénols	9.7	12	18
3,5-Dichlorophénol	<0.3	<0.3	<0.3
2,3-Dichlorophénol	<0.3	<0.3	<0.3
2-Nitrophénol	<0.3	<0.3	<0.3
3,4-Dichlorophénol	<0.3	<0.3	<0.3
2,4,6-Trichlorophénol	5.1	18	13
4-Nitrophénol	<0.4	<0.4	<0.4
2,3,6-Trichlorophénol	<0.3	<0.3	<0.3
2,3,5-Trichlorophénol	<0.3	<0.3	<0.3
2,4,5-Trichlorophénol	<0.3	<0.3	<0.3
2,3,4-Trichlorophénol	<0.3	<0.3	<0.3
3,4,5-Trichlorophénol	<0.4	<0.4	<0.4
2,3,5,6-Tétrachlorophénol	<0.4	<0.4	<0.4
2,3,4,6-Tétrachlorophénol	<0.3	<0.3	<0.3
2,3,4,5-Tétrachlorophénol	<0.3	<0.3	<0.3
Pentachlorophénol	<0.3	<0.3	<0.3

^a Eau traitée = eau pré-chlorée, coagulée et post-chlorée

De même, les résultats ont montré que les eaux ayant subi les trois scénarios de traitement présentent des teneurs importantes en produits phénoliques par rapport aux THM (phénol, 2-chlorophénol ; 4-chlorophénol ; 2,4 ,2,5 et 2,6-dichlorophénol). De plus, les résultats ont montré que la coagulation avant la chloration a un effet important sur la diminution des THM et aussi sur la plupart des produits phénoliques. Le chloroforme, le bromodichlorométhane, le 4-chlorophénol, le 2,6-dichlorophénol ont diminué d'environ la moitié pour l'eau traitée (chlorée après la coagulation) par rapport à l'eau chlorée avant la coagulation. Cette élimination d'une fraction des précurseurs de THM peut être expliquée par adsorption du phénol sur les hydroxydes de métaux [2].

Le [tableau 8](#) expose les concentrations en THM et COX dans les eaux contaminées par 500 µg/L de résorcinol selon les différentes étapes de traitement.

Tableau 7 : Concentrations (µ/L) des THM et des COX dans les eaux contaminées par 500 µg résorcinol/L selon les deux méthodes de traitement citées ci-dessus

Paramètres	Eau contaminée par 500 µg résorcinol/L		
	Pré-chlorée	Traitée ^a	Coagulée et après chlorée
Chloroforme	520	610	9.3
Bromodichlorométhane	5	12	<0.10
Dibromochlorométhane	<0.10	0.39	<0.10
Bromoforme	<0.10	<0.10	<0.10
Sommation des THM	525	622	9.3
Chlorure de vinyle	<0.2	<0.2	<0.2
1,1-Dichloroéthène	<0.10	<0.10	<0.10
Dichlorométhane	15	8.0	40
1,2-Dichloroéthène [trans]	<0.10	<0.10	<0.10
1,1-Dichloroéthane	<0.10	<0.10	<0.10
1,2-Dichloroéthène [cis]	<0.10	<0.10	<0.10
1,2-Dichloroéthènes (cis+trans)	<0.10	<0.10	<0.10
1,1,1-Trichloroéthane	<0.10	<0.10	<0.10
Tétrachlorure de carbone	<0.10	<0.10	<0.10
1,2-Dichloroéthane	<0.10	<0.10	<0.10
Benzène	<0.2	<0.2	<0.2
Trichloroéthène (TCE)	<0.10	<0.10	<0.10
1,2-Dichloropropane	<0.10	<0.10	<0.10
1,3-Dichloropropène [cis]	<0.10	<0.10	<0.10
Toluène	0.13	<0.10	0.14
1,3-Dichloropropène [trans]	<0.10	<0.10	<0.10
1,3-Dichloropropènes (cis+trans)	<0.10	<0.10	<0.10
1,1,2-Trichloroéthane	<0.10	<0.10	<0.10
1,3-Dichloropropane	<0.10	<0.10	<0.10

Tétrachloroéthène	<0.10	<0.10	<0.10
Chlorobenzène	<0.10	<0.10	<0.10
Éthylbenzène	<0.10	<0.10	<0.10
m- et p-Xylènes	<0.2	<0.2	<0.2
o-Xylène	<0.10	<0.10	<0.10
Xylènes (somme o+m+p)	<0.2	<0.2	<0.2
Styrène	<0.10	<0.10	<0.10
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	<0.10	0.39	<0.10
1,3,5-Triméthylbenzène	<0.10	<0.10	<0.10
1,2,4-Triméthylbenzène	<0.10	<0.10	<0.10
1,3-Dichlorobenzène	<0.2	<0.2	<0.2
1,2,3-Triméthylbenzène	<0.10	0.39	<0.10
1,4-Dichlorobenzène	<0.10	<0.10	<0.10
1,2-Dichlorobenzène	<0.10	<0.10	<0.10

^a Eau traitée = eau pré-chlorée, coagulée et post-chlorée

Les résultats ont montré que l'eau contaminée par le résorcinol entraîne des valeurs très élevées en chloroforme pour l'eau pré-chlorée et l'eau traitée (chloration suivie de la coagulation). La coagulation avant la chloration a fait diminuer d'une manière très importante la teneur en chloroforme, elle est passée de 610 µg/L pour l'eau pré-chlorée/coagulée à 9.3 µg/L pour l'eau coagulée/chlorée. Ces résultats indiquent que, le résorcinol s'élimine plus facilement (par coagulation) que les THM formés. En fait, lors de la chloration le résorcinol réagit avec le chlore et induit la formation de THM [4].

Lesquels sont plus hydrophiles (plus polaires) que le précurseur. Les composés hydrophiles sont difficilement éliminés par coagulation que les composés hydrophobes. Les THM s'adsorbent moins sur les hydroxydes métalliques. Ces résultats indiquent également qu'il existe une grande affinité entre le résorcinol et les hydroxydes métalliques générés lors du processus de coagulation.

Le [tableau 9](#) regroupe les concentrations en THM et COX dans les eaux de la rivière Beauport contaminées par 500 µg/L d'acétone.

Tableau 8 : Concentrations (µg/L) des THM et des COX dans les eaux contaminées par 500 µg acétone/L selon les deux méthodes de traitement citées ci-dessus

Paramètres	Eau contaminée par 500 µg acétone/L		
	Pré-chlorée	Traitée ^a	Coagulée et après chlorée
Chloroforme	140	88	22
Bromodichlorométhane	7.9	11	0.84
Dibromochlorométhane	<0.10	0.96	<0.10
Bromoforme	<0.10	<0.10	<0.10
Somme des THM	148	99	23
Chlorure de vinyle	<0.2	<0.2	<0.2
1,1-Dichloroéthène	<0.10	<0.10	<0.10
Dichlorométhane	19	5.6	4
1,2-Dichloroéthène [trans]	<0.10	<0.10	<0.10
1,1-Dichloroéthène	<0.10	<0.10	<0.10
1,2-Dichloroéthène [cis]	<0.10	<0.10	<0.10
1,2-Dichloroéthènes (cis+trans)	<0.10	<0.10	<0.10
1,1,1-Trichloroéthène	<0.10	<0.10	<0.10
Tétrachlorure de carbone	<0.10	<0.10	<0.10
1,2-Dichloroéthane	<0.10	<0.10	<0.10
Benzène	<0.2	<0.2	<0.2
Trichloroéthène (TCE)	<0.10	<0.10	<0.10
1,2-Dichloropropane	<0.10	<0.10	<0.10
1,3-Dichloropropène [cis]	<0.10	<0.10	<0.10
Toluène	0.11	<0.10	0.14
1,3-Dichloropropène [trans]	<0.10	<0.10	<0.10
1,3-Dichloropropènes (cis+trans)	<0.10	<0.10	<0.10
1,1,2-Trichloroéthane	<0.10	<0.10	<0.10
1,3-Dichloropropane	<0.10	<0.10	<0.10

Tétrachloroéthène	<0.10	<0.10	<0.10
Chlorobenzène	<0.10	<0.10	<0.10
Éthylbenzène	<0.10	<0.10	<0.10
m- et p-Xylènes	<0.2	<0.2	<0.2
o-Xylène	<0.10	<0.10	<0.10
Xylènes (somme o+m+p)	<0.2	<0.2	<0.2
Styrène	<0.10	<0.10	<0.10
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	<0.10	<0.10	<0.10
1,3,5-Triméthylbenzène	<0.10	<0.10	<0.10
1,2,4-Triméthylbenzène	<0.10	<0.10	<0.10
1,3-Dichlorobenzène	<0.2	<0.2	<0.2
1,2,3-Triméthylbenzène	<0.10	<0.10	<0.10
1,4-Dichlorobenzène	<0.10	<0.10	<0.10
1,2-Dichlorobenzène	<0.10	<0.10	<0.10

^a Eau traitée= eau pré-chlorée, coagulée et post-chlorée

Les résultats ont montré que les eaux contaminées par l'acétone contiennent des concentrations importantes en chloroforme et bromodichlorométhane. Ces résultats se situent entre les concentrations mesurées dans le cas de l'eau contaminée par le phénol et le résorcinol.

De même, les résultats ont montré que la coagulation avant la chloration a un effet important sur l'élimination des précurseurs, ce qui est confirmé par une diminution d'environ 75% de la formation du chloroforme et des THM.

Doré (1989) a déjà montré que le résorcinol est facilement et rapidement oxydable par le chlore, alors que le phénol est difficilement oxydable, et l'acétone et moyennement oxydable par le chlore, ce qui est confirmé dans la présente étude par les teneurs élevées de THM et chloroforme détectées pour le résorcinol, lesquelles sont plus élevées par rapport à celles détectées dans les eaux contaminées par le phénol et l'acétone [4].

Pour le chloroforme, le bromodichlorométhane et le dichlorométhane, les résultats montrent que quelle que soit la nature des précurseurs et le type de pollution, la coagulation avant la chloration fait diminuer d'une manière considérable la formation des THM, ce qui est clairement démontré par les faibles concentrations détectées en THM. Ceci peut s'expliquer par l'élimination d'une partie de la matière organique (précurseurs) par la coagulation, alors que dans le cas où la pré-chloration se fait en premier lieu (cas du procédé de traitement appliqué au Maroc), le chlore attaque directement la matière organique présente dans l'eau et oxyde les précurseurs qui ont une affinité vis-à-vis du chlore (cas du résorcinol), ce qui augmente les teneurs en THM formées lors du traitement.

Afin d'étudier des eaux brutes représentatives et proche de celles servant à l'alimentation en eau potable la ville de Casablanca, l'eau de la rivière Beauport a été contaminée par un mélange de 500 µg/L de différents précurseurs, soient le phénol, le résorcinol et l'acétone. De plus, un apport de 20 mg/L d'acide humique a été effectué afin de simuler la matière organique naturelle.

Le **tableau 10** montre les concentrations en THM et COX dans les eaux contaminées par les différents précurseurs. Les résultats ont montré qu'en présence de tous ces précurseurs, le chloroforme formé a une concentration inférieure à celle enregistrée dans l'eau contaminée par le résorcinol seul.

Tableau 9 : Concentrations (µg/L) des THM et des COX dans les eaux contaminées par le mélange de 500 µg/L de chaque précurseur (phénol, acétone, résorcinol) et 20 mg acide humique/L

Paramètres	Eau contaminée par tous les précurseurs		
	Pré-chlorée	Traitée ^a	Coagulée et après chlorée
Chloroforme	160	340	100
Bromodichlorométhane	0.55	2.7	1.7
Dibromochlorométhane	<0.10	<0.10	<0.10
Bromoforme	<0.10	<0.10	<0.10
Somme des THM	161	343	102
Chlorure de vinyle	<0.2	<0.2	<0.2
1,1-Dichloroéthène	<0.10	<0.10	<0.10
Dichlorométhane	32	5.3	4.6
1,2-Dichloroéthène [trans]	<0.10	<0.10	<0.10
1,1-Dichloroéthène	<0.10	<0.10	<0.10
1,2-Dichloroéthène [cis]	<0.10	<0.10	<0.10
1,2-Dichloroéthènes (cis+trans)	<0.10	<0.10	<0.10

1,1,1-Trichloroéthane	<0.10	<0.10	<0.10
Tétrachlorure de carbone	<0.10	<0.10	<0.10
1,2-Dichloroéthane	<0.10	<0.10	<0.10
Benzène	0.20	0.20	0.20
Trichloroéthène (TCE)	<0.10	<0.10	<0.10
1,2-Dichloropropane	<0.10	<0.10	<0.10
1,3-Dichloropropène [cis]	<0.10	<0.10	<0.10
Toluène	0.23	<0.10	<0.10
1,3-Dichloropropène [trans]	<0.10	<0.10	<0.10
1,3-Dichloropropènes (cis+trans)	<0.10	<0.10	<0.10
1,1,2-Trichloroéthane	<0.10	<0.10	<0.10
1,3-Dichloropropane	<0.10	<0.10	<0.10
Tétrachloroéthène	<0.10	<0.10	<0.10
Chlorobenzène	<0.10	<0.10	<0.10
Éthylbenzène	<0.10	<0.10	<0.10
m- et p-Xylènes	<0.2	<0.2	<0.2
o-Xylène	<0.10	<0.10	<0.10
Xylènes (somme o+m+p)	<0.2	<0.2	<0.2
Styrène	<0.10	<0.10	<0.10
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	<0.10	<0.10	<0.10
1,3,5-Triméthylbenzène	<0.10	<0.10	<0.10
1,2,4-Triméthylbenzène	<0.10	<0.10	<0.10
1,3-Dichlorobenzène	<0.2	<0.2	<0.2
1,2,3-Triméthylbenzène	<0.10	<0.10	<0.10
1,4-Dichlorobenzène	<0.10	<0.10	<0.10
1,2-Dichlorobenzène	<0.10	<0.10	<0.10

^a Eau traitée = eau pré-chlorée, coagulée et post-chlorée

Par contre, ces résultats ont montré qu'en présence de tous les précurseurs dans l'eau, le dichlorométhane formé présente une concentration plus élevée que dans le cas de l'eau contaminée par le résorcinol seul. Aussi, on constate que la coagulation avant la chloration diminue d'une manière importante la formation de THMs.

Conclusion

Les résultats de la présente étude ont montré qu'en présence de différents types de polluants organiques, la chloration directe des eaux brutes génère des THM et COX avec des teneurs importantes, en particulier le chloroforme.

De même, la proportion des THM dans les SPD est plus élevée que celle des COX et surtout dans le cas où le COT et la DCO sont élevées, comme dans les eaux naturelles du barrage Oum Er Rbia.

Lorsque les eaux sont contaminées par un mélange de précurseurs en présence d'acide humique pour représenter le cas d'une pollution diverse, des concentrations importantes en THM et chloroforme sont enregistrées, mais toujours inférieures à celles détectées dans les eaux contaminées uniquement par le résorcinol qui s'avère être un bon précurseur du chloroforme.

En conséquence, la présente étude montre que la formation des THM et COX dépend de la nature de la matière organique et du type de précurseurs présents dans les eaux (résorcinol > acétone > phénol) et, par la suite, la proportion du COT par rapport à la DCO.

Références

- Zidane F., Lekhlif B., Boulanger A., Chenguiti S. et Hachim R. Cahiers de l'Association Scientifique Européenne pour l'Eau et la Santé, 9(1), (2004) 47-58.
- Guergazi, S., Achour, S., Action oxydative du permanganate de potassium sur la matière organique des eaux naturelles. Courrier du Savoir 6, (2005) 53-59.
- Zidane F., Cheggari K., Blais J.F., Drogué p., Bensaid J. et Ibn Ahmed S. Can. J. Civil Eng., 37 (2010) 1149.
- Doré M. Chimie des oxydants et traitement des eaux. Technique et Documentation Lavoisier, Paris, France. (1989).
- Rook J.J., Jolley, R.L., water chlorination: environmental impact and health effects. ann arbor science publishers, ann arbor, michigan, 3 (1980) p 85.
- Reckhow, D.A., Singer, P.C., Jolley, R.L., Water chlorination: Environmental impact and health effects. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan, Vol. 5 (1985) 1229-1257.
- Hervé, G., Urs Von, G., Chlorination of phenols: Kinetics and formation of chloroform. Environ. Sci. Technol. 36 (5), (2002) 884-890.

8. Cimetière, N., (2009). Étude de la décomposition de la monochloramine en milieu aqueux et réactivité avec des composés phénoliques. Thèse de Doctorat, Université de Poitiers, France.
9. Norme Marocaine des eaux potables (NM 03.7.001).
10. APHA (1999). Standards methods for examination of water and wastewaters. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Pollution Control Federation (WPCF), Washington, D.C., États-Unis.
11. Baribeau H. Évolution des oxydants et des sous-produits d'oxydation dans le réseau de distribution d'eau potable de Ville de Laval. Thèse de Doctorat, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Canada (1995).
12. Benzha F. (2007). Hydrogéochimie d'un écosystème aquatique : cas des lacs réservoirs : IM fout douarat et sidi mâachou sur l'oued Oum Rbia. Impact du sédiment sur l'eutrophisation. Thèse de Doctorat, Université Hassan II, Casablanca, Maroc.

(2014) ; <http://www.jmaterenvirosci.com>