



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
جامعة الشهيد حمزة لخضر الوادي
Université Echahid Hamma Lakhdar - El Oued
كلية علوم الطبيعة والحياة
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
قسم البيولوجيا
Département de biologie

N° d'ordre :...
N° de série :...

MEMOIRE DE FIN D'ETUDE

En vue de l'obtention du diplôme de Master Académique en Sciences
biologiques

Spécialité : Biodiversité Et Environnement

THEME

*Contribution à l'étude de la qualité
des eaux de piscines d'el oued*

Présentés Par :

Mr LADJAL Abdel fattah

Mr LATRACHE Brahim

Devant le jury composé de :

Président : Mr. MEHDA .I.

M.A.A, Université d'El Oued.

Examineurs : M^{me}. MEKHADMI .N.

M.A.A, Université d'El Oued.

Promotrice : M^{me}. LAABED .S.

M.A.A, Université d'El Oued.

Invitée d'honneur : M^{me}. BOUSBIAE .A.

M.A.A, Université d'El Oued.

- Année universitaire 2016/2017-

SOMMAIRE

Dédicaces
Remerciements
Liste des figures
Liste des tableaux
Résumés
Introduction

CHAPITRE I: PRECISIONS SUR LES TYPES DE PISCINE ET LEURS FONCTIONNEMENT

Introduction.....	05
1- entretien de la qualite de l'eau des piscine.....	05
1.2. Désinfection de l'eau	06
1.2.1. Chlore.....	06
1.2.2 brome.....	07
1.2.3 PH	08
1.3 filtration de l'eau	09
1.4 mesures d'hygiène pour les baigneurs	10
1.5 Vidange du bassin.....	10
1.6 nettoyage des piscine	11

CHAPITRE II: EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES LIES AUX PISCINES

1-évaluation des risques physico-chimiques.....	12
1-1Identification des dangers.....	12
1.1.1 Dangers chimiques apportés par les baigneurs.....	13
1.1.2 Dangers liés aux produits de traitement de l'eau.....	14
1.1.2.1 Correcteurs de pH et flocculants.....	14
1.1.2.2 Produits de désinfection.....	14

1.1.2.2.1 Produits chlorés.....	15
1.2.2.2 Ozone.....	19
1.1.2.2.3 Brome.....	20
1.1.3 Dangers liés aux sous-produits de désinfection.....	21
1.1.3.1 Sous-produits de chloration.....	21
2-Evaluation des risques liés aux dangers microbiologiques.....	26
2.1 dangers bactériens.....	26
2.1.1 Escherichia coli.....	28
2.1.2 Shigella micro-organisme.....	28
2.1.3 Salmonella.....	29
3.1.1.1 Légionella pneumophila	30

CHAPITRE III: SURVEILLANCE DE LA QUALITE DE L'EAU DES PISCINE

1. Surveillance de la qualité de l'eau des spas.....	33
1.1.1 surveillance des paramètres physiques de l'eau	33
1.1.1.1 turbidité et température.....	33
1.1.2 surveillance des paramètres chimiques de l'eau.....	33
1.1.2.1 concentration de désinfectant	33
1.1.2.2 ph	34
1.1.2.3 potentiel d'oxydoréduction.....	34
1.1.3 surveillance des paramètres microbiologiques de l'eau.....	35

CHAPITRE IV: MATERIEL ET METHODES

1 - sites étudiés.....	36
1.1. La piscine d'El oued	36
1.2. La piscine Guemar.....	36
2 -strategie d'echantillonnage.....	37
2.1 . Les conditions de prélèvement.....	37

2.2. Conservation des échantillons.....	37
3. Methodes analytiques.....	37
3.1.analyse physico-chimiques.....	37
3.1. 1.détermination du PH.....	37
3.1.2. Mesure de la conductivité.....	37
3.1.2 dosage de titre alcalimétriques complet TAC	38
3.1.3. Dosage des chlorures.....	39
3.1.4. Dosage des nitrates (NO ₃ -).....	40
3.1.5.dosage du chlore libre.....	40
3.2. Analyses microbiologiques.....	40
3.2.1 dénombrement des coliformes.....	40
3.2.1.1- dénombrement des coliformes totaux (test présomptif).....	41
3.2.1.2- recherche des coliformes fécaux (tests confirmatifs).....	41
3.2.2.technique de recherche des streptocoques fécaux « test présomptif».....	41
3.2.3.technique de recherche des bactéries revivifiables à 22 et 37°c.....	42
4. Resultats	45
4.1 paramètres physico-chimiques de l'eau des piscines d'el oued et guemar.....	45
4-1-1 le ph	45
4-1-2- l'alcalinité totale (TAC).....	45
4-1-3- le chlore	46
4-1-4- autres paramètre.....	47
4-2- Les paramètres microbiologiques.....	47
4-2-1- La microbiologie des eaux de la piscine d'El oued.....	47
4-2-2- La microbiologie des eaux de la piscine de Guemar.....	48
Discussion et conclusion.....	49

Annexes

Références bibliographiques



DEDICACE

Au meilleur encadreur mme Saabed somaya

A ma très chère maman

Qu'ils trouvent en moi la source de leur fierté

A qui je dois tout

A ma sœur ahlame et mon frère Said

A qui je souhaite un avenir radieux plein de réussite

ET CHER AMI DOUYIEM OMAR

A mes Amis

A tous ceux qui me sont chers

REMERCIEMENTS

Louange à ALLAH, seigneur de l'univers,

*le tout puissant et miséricordieux, qui m'a inspirée et comblée de bienfaits, je lui rends
grâce.*

Au terme de ce travail, qu'il me soit permis d'exprimer mes plus vifs remerciements à

*Nous remercions nous encadreur Mme : LAABED SOUMAYA qui travail sans lever
avec nos, nos'aider et bon suivi de notre travail . Nous remercions les membres de jury
M r d'avoir accepter D'examiner notre travail .*

*nous plus profonds remerciements vont à nous familles , qui nous 'offert soutien, moral
et matériel ils ont suivie a vécu avec ardeur toutes les étapes de la réalisation de ce
mémoire.*

nos très chers parents:

Sans oublier notre vif remerciement à , AIDA BOUSBIAE „MEHDA SMAIL ,,

MOUANE Aïcha .

*Nous remercions notre amis : DOUYTEM PMAR ; AHMED MASSGONI ; LASUOD
ABDEL SALAM ; TJANI DERARR ; KHAZAN ABDEL ELJALIL .*

A toutes et à tous qui ont participé à la réalisation de ce travail :

Directeur de piscines : ILASSE ; SAMIR

A la fin nous tenons à exprimer nos remerciements à tous nos collègues

LISTE DES FIGURES

Numéro	Titre	Page
Figure 01 :	Les proportions de chlore libre et de brome libre efficaces en fonction du pH de l'eau .	09
Figure 02 :	Biofilm présent sur la paroi interne de la tuyauterie d'un piscine .	11
Figure 03 :	Variation du PH dans la piscine d'El oued et la piscine de Guemar.	45
Figure 04 :	Variation des concentrations du TAC dans la piscine d'El oued et la piscine de Guemar	45
Figure 05 :	Les concentrations du Chlore dans la piscine d'El oued et la piscine de Guemar	46

LISTE DES TABLEAUX

Numéro	Titre	Page
Tableaux 01 :	Catégories de produits chimiques pouvant représenter un danger en piscine	12
Tableaux 02 :	Quantité d'azote apportée par baigneur	14
Tableaux 03 :	Normes et limites de référence microbiologiques concernant l'eau des spas pour quelques pays d'Europe et les Etats-Unis	37
Tableaux 04 :	Valeurs minimales, maximales et moyennes des Paramètres physico-chimiques étudiés pour les eaux de la piscine d'El oued et la piscine de Guemar	47
Tableaux 05 :	La qualité microbiologique des eaux de la piscine d'El oued	47
Tableaux 06 :	La qualité microbiologique des eaux de la piscine de Guemar. ++++: Grand nombre non quantifiable de colonies.	48

Résumé

Cette étude vise à évaluer la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux des piscines d'El oued. Les prélèvements ont été effectués du 21 novembre 2016 au 19 février 2017 à la piscine du chef lieu d'El oued et celle de la commune de Guemar.

L'étude comparative des résultats des paramètres physico-chimiques tel que le PH, TH, TAC, NO₃,chlore et chlorures montre qu'ils ne sont souvent pas conformes aux normes recommandées.

Les résultats des paramètres bactériologiques montrent des différences qualitatives entre les eaux des deux piscines révélant un manque d'hygiène et une efficacité insuffisante du désinfectant utilisé des ces eaux.

Mot clés: Qualité des eaux, piscine El oued, piscine Guemar, paramètres physico-chimiques, paramètres bactériologiques.

Abstract

The purpose of this study is to know the physicochemical and bacteriological quality of swimming pools of El oued. The samples was taken between 21/11/ 2016 and 19/02/2017.

In El oued and Guemar swimming pools.

The comparative study between waters of the two swims reveal that the physicochemical parameters water's are not corresponding with norms

The bacteriological study make appear also, a qualitative differences between the two swims, due to lack of hygiene and insufficient efficacy in disinfectant used.

Key words: water quality, swimming pool of El oued, swimming pool of Guemar, physicochemical parameters, bacteriological parameters.

ملخص

إن الهدف من هذه الدراسة هو معرفة نوعية الفيزيوكيميائية و البكتيريولوجية لمياه مسابح الوادي ان اخذ العينات كان من تاريخ 21 نوفمبر 2016 الي 19 فيفري 2017 لكل من مسبح الوادي وبلدية قمار لقد بينت الدراسة المقارنة بالنسبة للمؤشرات الفيزيوكيميائية كمعدل الحموضة ،التاك ، مؤشر درجة صلابة الماء ، النترات ، الكلور و الكلورير أن المياه لا تتناسب مع المعايير الموضوعية ، كما أن الدراسة البكتيريولوجية أوضحت اختلافات نوعية بين الموقعين راجعة الي قلة النظافة نقص فعالية المطهر المستعمل.

الكلمات المفتاحية : نوعية الماء ، مسبح الوادي ، مسبح قمار ، خصائص فيزيوكيميائية ، خصائص بكتيريولوجية

Introduction générale

A coté de l'usage dicté par l'alimentation et l'hygiène, l'eau est utilisée depuis des millénaires à des fins récréatives. Les activités ludiques et sportives en rapport avec l'eau sont nombreuses et variées. La baignade est largement répandue. Au delà de sa fonction récréative, elle joue un rôle social important car elle peut être pratiquée à toutes les tranches d'âge, et peut être recommandée aux personnes souffrant d'handicaps, aux femmes enceintes voir au bébés.

si l'utilisation de l'eau à des fins récréatives est sources de bienfait et si la pratique des sports aquatiques tels que la natation est à juste titre encouragée, chez les enfants, notamment dans le cadre scolaire, ces activités présentent **Afsset.(2007)**. cependant des risques diverses, liée à la qualité de l'eau suscitant une attention particulière . parmi ces dangers qui guettent le baigneurs, les dangers environnementaux qui interviennent du fait d'agents biologiques, chimiques, ou physiques. Cependant, et dans cette optique notre travail s'inscrit.

Cette contribution scientifique se divise en deux partie, la première contenant trois chapitres représente une synthèse bibliographique. Le premier chapitre se consacre à des généralité sur les piscines. Le deuxième chapitre évoque les risques sanitaires liées à l'usage des piscine, tandis que le troisième expose les modalités de surveillances de la qualité de l'eau des piscines.

La deuxième partie constitue la partie pratique de ce travaille et regroupe trois chapitres. le premier traite la méthodologie utilisée pour répondre aux objectifs, le deuxième chapitre expose les résultats et enfin le troisième chapitre qui représente la discussion de ces résultats ainsi qu'une conclusion sur ce travaille.

CHAPITRE I : PRECISIONS SUR LES TYPES DE PISCINE ET LEURS FONCTIONNEMENT

Introduction

La terminologie des bassins d'eau utilisés à des fins récréatives est parfois confondante. Le terme « piscines » est ici l'équivalent français des termes anglais « hot tub » ou « piscines pool », c'est-à-dire un bassin d'eau, intérieur ou extérieur, conçu pour se baigner en position assise plutôt que pour nager. Des jets sont présents et l'eau est chauffée à plus de 32 °C. L'eau est traitée, mais n'est pas systématiquement changée à chaque utilisation **(WHO.,2006.)**. Les termes « bain à remous », « jacuzzi » ou « whirlpool piscines » peuvent également être considérés comme des synonymes. Le terme « bain tourbillon » serait cependant à éviter. Cette étude exclut les sources d'eau thermale en milieu naturel (natural piscines, thermal piscines ou hot springs) où l'eau fait souvent l'objet d'une désinfection minimale. Elle exclut aussi les baignoires à remous (whirlpool baths), installations résidentielles pour une ou deux personnes qui sont vidées après chaque utilisation. Au niveau des écrits scientifiques, le terme « piscines » semble celui qui soit le plus souvent rencontré. Les piscines peuvent être considérés comme publics ou privés (résidentiels). Des exemples de piscines publics sont ceux situés dans les centres sportifs, les hôtels ou les campings. Les piscines publics font souvent l'objet d'une réglementation en lien avec leur entretien, contrairement aux piscines privés **(Gouvernement du Québec., 2006.)**.

1- ENTRETIEN DE LA QUALITE DE L'EAU DES PISCINE

Malgré le risque lié aux agents infectieux décrits précédemment, un entretien adéquat des piscine est reconnu efficace pour prévenir la majorité des problèmes de santé reliés à ces bassins **(WHO.,2006.)**. Ainsi, les éclosions de légionellose ont fréquemment été reliées à un entretien sous-optimal du piscine en cause. Le nettoyage (particulièrement le retrait des biofilms), le renouvellement de l'eau, la filtration, la ventilation (si le piscine est intérieur) et la désinfection sont des mesures préventives essentielles dont l'efficacité n'est pas contestée **(Fields,B.,2002)**. La HPA (**Health.P.,2006**). a publié un document qui décrit bien l'entretien recommandé des piscine. Il existe également plusieurs autres guides relatifs à leur entretien.

Les principales recommandations traitant de l'entretien des piscine sont présentées au cours de cette section. Il est important de noter qu'il y a peu de données probantes sur les facteurs les

plus déterminants qui permettent de limiter la prolifération bactérienne, la plupart étant des opinions d'experts.

La section qui suit s'applique aux piscine publics. Les piscine privés ou résidentiels, habituellement destinés à un usage familial, font l'objet de recommandations généralement moins sévères au regard de leur entretien.

1.1. Désinfection de l'eau

La désinfection permet d'inactiver les microorganismes présents dans l'eau malgré les autres mesure d'entretien utilisées. la grande majorité des responsables de piscine utilisent du chlore ou d brome, deux halogènes, pour la désinfection (**Giroux, J.P. 2009**).

1.1.1. Chlore

Les produits du chlore disponibles sont de deux ordres : le chlore conventionnel et l chlore stabilisé . Le chlore conventionnel peut être de l'hypochlorite de sodium, de calcium ou de lithium ou être produit à partir de chlorure de sodium (NaCl). Le chlore libre libéré dans l'eau, qui comprend à la fois l'acide hypochloreux (HOCl), une molécule très désinfectante, et l'ion hypochlorit (OCl⁻), une molécule moins active, permet la désinfection du piscine . Le chlore stabilisé l'est par l'acide cyanurique qu'il contient, une molécule qui protège le chlore de sa destruction par les rayons ultraviolets (UV) du soleil (l'acide cyanurique est aussi appel « stabilisant »). Par conséquent, ce produit n'est recommandé que pour les bassins extérieurs Lorsque l'acide cyanurique s'accumule dans l'eau, le chlore stabilisé perd de son efficacité À des concentrations d'acide cyanurique inférieures à environ 100 mg/l, le pouvoir désinfectant del'eau semble par contre maintenu . Le contrôle de la concentration d'acide cyanurique doit se fair par ajout d'eau fraîche dans le bassin puisqu'il s'accumule très rapidement¹⁵⁰. Le chlore stabilisé es interdit pour la désinfection des piscine dans certains États américains et en Australie du Sud . Les recommandations officielles pour la concentration de chlore libre dans les piscine varien généralement de 1 à 5 mg/l., les bassins chauffés à plus de 35 °C doivent avoi une concentration de chlore libre de 2 à 3 mg/l⁶³. En France, une concentration entre 0,4 et 1,4 mg/l (chlore non stabilisé) ou de ≥ 2 mg/l (chlore stabilisé) est recommandée. Le chlore peut facilement se lier à de la matière organique présente dans les piscine. Ceci

conduit à la formation de différents composés, notamment les chloramines qui sont aussi désignées par le terme « chlore combiné ». Ces composés provoquent des effets irritatifs chez les baigneurs (toux, irritation des yeux, etc.) de même qu'une odeur désagréable. Plusieurs réglementations prescrivent une norme pour la concentration de chloramines dans les bassins artificiels. la valeur maximale est de 0,5 mg/l pour les bassins intérieurs et de 1 mg/l pour les bassins extérieurs⁶³. Bien qu'indésirables dans les piscines, la monochloramine est utilisée avec un certain succès pour le contrôle de la prolifération de *Legionella* spp. dans certains réseaux d'eau.

L'utilisation de traitements chocs à l'aide du chlore, c'est-à-dire l'augmentation de la concentration de chlore libre au-dessus de 10 mg/l pour quelques heures, est fréquente dans les piscines. Ces traitements permettent entre autres de transformer les chloramines en chlore libre actif, phénomène associé au concept de break point chlorination. Ils représentent également un moyen efficace d'éliminer les algues présentes dans les bassins d'eau. Cette pratique ne peut cependant remplacer une désinfection continue adéquate de l'eau du piscine (WHO.,2006.).

1.1.2 Brome

Le produit le plus souvent utilisé par les responsables de piscine qui choisissent la désinfection au brome est le 1-bromo-3-chloro-5,5-diméthylhydantoïne, plus communément appelé BCDMH. Cette molécule libère à la fois du chlore libre et du brome libre, soit du HOCl et de l'acide hypobromeux (HOBr). Toutefois, la concentration de brome dépasse largement celle du chlore libre. Au même titre que le chlore libre, le brome libre peut se lier à de la matière organique et former des bromamines, aussi désignées par le terme « brome combiné ». Les formes libres et combinées de brome sont mesurées puisque les bromamines possèdent une activité désinfectante intéressante. Les exigences réglementaires et les limites de référence portent donc sur le brome total. Pour le chlore, la forme libre seulement est mesurée puisque les formes combinées (ou chloramines) offrent un pouvoir désinfectant très faible. Le brome provoquerait moins de symptômes irritatifs que le chlore, même à des concentrations quatre fois supérieures à ce dernier. Les formes combinées de désinfectants, qui sont responsables d'effets irritatifs, sont plus instables dans le cas du brome et ont donc moins

tendance à s'accumuler dans les bassins. Par contre, le brome peut occasionner des réactions cutanées allergiques.

L'allergie au brome fait donc partie du diagnostic différentiel des problèmes de peau reliés aux piscine, qui inclut également la folliculite à *P. aeruginosa*. Pour différentes raisons, telles que le poids élevé de l'atome de brome et la mesure du brome total plutôt que du brome libre, une plus grande concentration (en mg/l) de brome que de chlore est nécessaire pour obtenir le même pouvoir désinfectant, soit environ le double. Clark et Smith mentionnent qu'une concentration d'au moins 2,2 mg/l de brome serait requise pour contrôler la prolifération de *P. aeruginosa* dans les piscine. Certains auteurs ont remis en question l'efficacité du brome dans les piscines et les spas, plus particulièrement en lien avec *P. aeruginosa*.

Goeres et mentionnent cependant que du travail reste à faire pour comprendre l'efficacité des désinfectants dans les piscine. Par ailleurs, le brome actif est très rapidement détruit par l'action des rayons UV du soleil, ce qui limite son utilité pour les piscine extérieurs. La concentration recommandée de brome total est plus variable selon les pays que celle du chlore libre. elle est de 3 à 5 mg/l⁶³. Toutefois, une concentration de brome aussi élevée que 10 mg/l est souvent acceptée dans certaines réglementations. La concentration minimale de brome tolérée en Australie du Sud est de 8 mg/l, ce qui représente la norme la plus élevée qui a été trouvée dans le cadre de cette recension des écrits. À l'image de l'acide cyanurique libéré par le chlore stabilisé, le BCDMH libère du diméthylhydantoïne. Sa concentration ne doit pas dépasser 200 mg/l puisque cette molécule peut nuire à la désinfection. Par contre, aucune technique simple et accessible n'existe pour effectuer cette analyse (**WHO.,2006.**).

1.1.3 pH

Afin que le désinfectant utilisé soit efficace, le pH de l'eau doit être bien contrôlé. Selon le pH, la forme prédominante de chlore peut être le HOCl, une molécule très désinfectante, ou l'OCl⁻, un ion beaucoup moins efficace²¹. Si le pH d'une eau passe de 7 à 8, le pourcentage de chlore efficace (HOCl) passe de 75 à 23 %, une différence importante. La Figure 3 illustre la proportion de désinfectant efficace (active désinfectant) en fonction du pH. Comparativement au chlore, les produits du brome conservent leur efficacité à des pH plus élevés, ce qui constitue un avantage

(Johnson, J., 1971). La forme active HOBr passe à la forme d'ion hypobromite (OBr-) à un pH autour de 9.

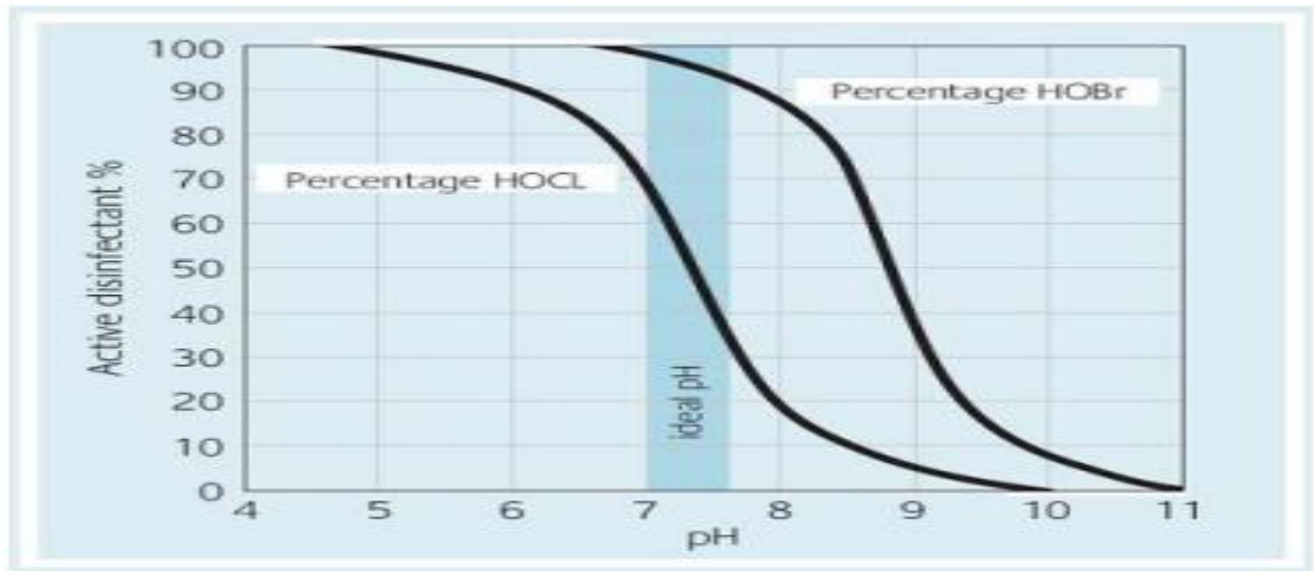


Figure 1: Les proportions de chlore libre et de brome libre efficaces en fonction du pH de l'eau Source : HPA, (Health.P.,2006).

Un pH entre 7,2 et 7,8 semble représenter un juste équilibre entre l'efficacité désinfectante et le confort du baigneur, tout en évitant la corrosion du spa de même que la formation excessive de chloramines. L'OMS proposent d'ailleurs cette fenêtre optimale de pH. La France prescrit quant à elle un pH entre 6,9 et 8,2 pour les bassins artificiels.

1.2 Filtration de l'eau

La filtration, en plus d'offrir aux baigneurs une eau plus claire, améliore l'efficacité des désinfectants utilisés en retirant les particules nuisibles des bassins. La matière organique non filtrée réagit avec les désinfectants présents dans l'eau, ce qui diminue leur capacité à inactiver les microorganismes pathogènes. Les deux principaux types de filtres utilisés pour les piscine sont les filtres à sable et les filtres à cartouches. Leur importance est capitale afin de limiter l'accumulation de matière organique dans les piscine, compte tenu du rapport du volume d'eau sur le nombre de baigneurs qui est le plus souvent très faible. L'efficacité de la filtration peut être améliorée par l'utilisation de coagulants qui rendent certains contaminants moins solubles. La mesure de la turbidité permet de connaître la quantité de particules en suspension dans

l'eau, un reflet de l'efficacité de la filtration. Certains appareils mesurent la turbidité par néphélogéométrie, l'unité de mesure étant l'unité de turbidité néphélogéométrique (UTN).

(Health.P.,1996).

la turbidité des bassins artificiels ne doit pas dépasser 1 UTN. La circulation de l'eau est un autre élément important. Il est essentiel qu'elle soit efficace afin d'assurer la filtration régulière de l'eau du bassin. De plus, la stagnation de l'eau favorise le développement de biofilms sur les parois et dans la tuyauterie du spa. La HPA recommande que le cycle de l'eau ne dépasse pas six minutes alors que pour d'autres organisations, la limite fixée peut aller jusqu'à une heure.

1.3 Mesures d'hygiène pour les baigneurs

Au-delà d'un système de traitement efficace, prendre des mesures pour éviter la contamination de l'eau par de la matière organique est considéré comme essentiel. La douche avant la baignade est une action qui permet de maintenir une eau de bonne qualité dans les piscine puisque qu'elle libère les usagers de plusieurs contaminants, comme les cosmétiques ou la crème solaire. Des mesures comme les bains de pieds ou pédiluves limitent aussi la contamination de l'eau. La limitation du temps de baignade et l'accessibilité des toilettes sont d'autres exemples de mesures permettant d'améliorer la qualité de l'eau d'une piscine. Enfin, il est important d'interdire l'accès au bassin à des personnes souffrant de maladies pouvant être propagées par l'eau, la gastro-entérite par exemple.

1.4 Vidange du bassin

Toutes les mesures précédemment mentionnées ne suffisent pas à assurer à long terme une eau dépourvue de microorganismes nuisibles et d'autres contaminants. L'OMS et la HPA recommandent qu'un changement d'eau complet soit effectué hebdomadairement. De plus, la moitié de l'eau devrait être changée quotidiennement¹⁴⁹. Ces mesures visent surtout à contrôler le risque que représente la prolifération de *Legionella* spp. D'autres organisations proposent d'estimer le délai correct entre les vidanges à l'aide de formules tenant compte du volume du spa et de son achalandage **(Goeres, D.,2007).**

(Volume du spa [gallons américains]/achalandage quotidien) /3= période entre les vidanges (jours)

Pour un spa conventionnel (environ 1 500 litres ou 396 gallons américains), ceci correspond à une vidange du piscine après la visite de 132 baigneurs. Si l'achalandage est d'environ 10 baigneurs par jour, l'intervalle entre les vidanges ne devra pas dépasser deux semaines.

1.5 Nettoyage des piscine

Le nettoyage efficace des piscine représente un défi puisqu'un biofilm peut se développer rapidement dans leur tuyauterie. Celle-ci est souvent peu accessible à des fins de nettoyage. La Figure 2 montre un biofilm visible sur la paroi interne d'une conduite d'un piscine deux semaines seulement après son installation(**Health.P.,2006**).

L'Organisation mondiale de la Santé recommande de nettoyer le bassin de même que la tuyauterie chaque semaine afin d'éviter le développement de biofilms qui peuvent abriter des bactéries pathogènes. Il est également suggéré de changer la tuyauterie du piscine chaque année . Ces recommandations sévères sont habituellement proposées dans des documents qui traitent plus particulièrement du risque lié à la prolifération de Legionella spp.



Figure 2: Biofilm présent sur la paroi interne de la tuyauterie d'un piscine

Source :HPA,(Health . P,2006).

Par ailleurs, le filtre du spa peut devenir un réservoir pour Legionella spp. Il est donc suggéré de nettoyer ce filtre chaque jour. Finalement, la HPA (**Health.P.,2006**). recommande un nettoyage quotidien des surfaces du spa qui ne touchent pas à l'eau à l'aide d'une solution de chlore libre de 5 à 10 mg/l.

Chapitre II Evaluation des risques sanitaires liés aux piscines

1-Evaluation des risques physico-chimiques

Les principaux risques sanitaires sont liés à la présence de dangers chimiques ou biologiques, dans l'eau des bassins, l'air et les surfaces. Ces dangers peuvent être apportés par l'eau d'alimentation des bassins et le circuit hydraulique, les baigneurs et le personnel technique, l'air, les produits de traitement ou tout autre élément entrant dans l'environnement de la piscine. Pour mémoire, les risques liés aux noyades et chutes sont exclus du champ de la saisine.

1.1 Identification des dangers

Des composés chimiques peuvent être apportés par les baigneurs, par l'eau d'alimentation des bassins ainsi que par les produits d'entretien et de désinfection. Ces derniers peuvent donner lieu à la formation de sous-produits de désinfection potentiellement toxiques. Certains de ces composés peuvent constituer un danger pour la santé. Le tableau 1 résume les principales classes de produits entrant dans cette catégorie.

Tableau 1 : Catégories de produits chimiques pouvant représenter un danger en piscine

<i>Substances</i>
Correcteurs de pH (acides et bases)
Floculant
Anti-mousses
Anti-algues
Détergents
Détartrants
Désinfectants
Sous-produits de désinfection
Produits de soins corporels

1.1.1 Dangers chimiques apportés par les baigneurs

L'urine, la pollution fécale, la sueur, les sécrétions rhinopharyngées, les phanères (cheveux, poils), les squames, les produits d'hygiène corporelle, constituent les principales sources de matières organiques et minérales apportées par les baigneurs. Pour tenter de rendre compte de l'apport de pollution par les baigneurs, la notion « d'équivalent-baigneur » a été définie comme étant l'activité statistique de n baigneurs, équivalente à celle d'un individu qui se baignerait seul, sans interruption pendant une heure (Seux R., 1988). Ainsi, les flux spécifiques de la pollution apportée par un équivalent-baigneur seraient compris entre :

- 0,55 à 1,0 g de carbone organique total ;
- 0,8 à 0,9 g d'azote Kjeldhal ;
- 0,15 à 0,20 g d'azote sous forme d'ammoniac ;
- 1,0 à 1,6 g d'urée ;

Cette pollution consommerait de l'ordre de 7 g de chlore par heure et 10,5 g par 24 heures. Selon Beech, un nageur séjournant 2 heures dans une piscine excrète entre 20 et 80 mL d'urine et produit entre 0,1 à 1 L de sueur (1 L pour les nageurs de haut niveau) (Beech, 1980).

L'urine et la sueur, constituées essentiellement de composés azotés (tableau 2), peuvent interagir avec les produits chimiques utilisés comme agents de traitement de l'eau des bassins (OMS, 2006). Certaines de ces interactions peuvent conduire à la formation de sous-produits potentiellement toxiques pour l'homme.

Tableau 2 : Quantité d'azote apportée par baigneur (OMS, 2006).

Composés	Sueur		Urine		Baigneur
	Azote(mg.L-1)	Azote(%)	Azote (mg.L-1)	Azote (%)	(%)Azote (mg)
Urée	680	68	10240	84	320 - 840
Ammoniaque	180	18	560	5	30 - 60
Créatinine	7	1	640	5	15 - 50
Acide Aminé	45	5	280	2	10- 25
Autres composés	80	8	500	4	20 - 45
Azote total	992	100	100	12220	400- 1000

1.1.2 Dangers liés aux produits de traitement de l'eau

Les produits de traitements de l'eau sont présentés dans ce chapitre selon leur ordre d'introduction couramment observé dans les circuits de traitement.

1.1.2.1 Correcteurs de pH et flocculants

Les flocculants et les correcteurs de pH peuvent présenter un danger sanitaire de par leur nature chimique, les modifications physico-chimiques de l'eau qu'ils provoquent ou lors de mélange accidentel dans les zones techniques des piscines. Ces produits peuvent être cause d'irritations cutanéomuqueuses (INRS, 2008) .

1.1.2.2 Produits de désinfection

Seuls les dangers liés aux produits de désinfection autorisés en France ont été retenus dans ce chapitre.

1.1.2.2.1 Produits chlorés

➤ Chlore gazeux

Le chlore gazeux est un gaz très corrosif, irritant et toxique par inhalation. Les dangers liés à ce composé résultent principalement de sa manipulation par le personnel.

Toxicité chez l'animal

Une exposition au chlore à des doses non létales entraîne chez le rat et la souris une baisse de la prise de poids et des irritations oculaires et respiratoires (INRS, 2008). L'exposition répétée induit une aggravation des symptômes respiratoires.

Toxicité chez l'homme

L'exposition à de faibles concentrations (< 45 mg.m⁻³) provoque une irritation des muqueuses nasales, oculaires et pharyngées. Des concentrations supérieures à 90 mg.m⁻³ entraînent immédiatement des sensations de brûlure et des douleurs au niveau des muqueuses oculaires, des voies respiratoires et buccales (INRS, 2008). L'exposition chronique au chlore gazeux induit des effets liés à ses propriétés irritantes : acné chlorée, conjonctivite, kératite et blépharite, érosion de l'émail et de la dentine (INRS, 2008).

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

Le chlore n'est actuellement pas considéré comme un cancérigène professionnel (INRS, 2008) et n'est pas classé comme tel par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC, 2009). Cependant, une association possible entre l'ingestion d'eau chlorée et l'apparition de cancers du rectum et de la vessie ne serait pas à exclure (McGeehin *et al.*, 1993; Mughal,1992).

A ce jour, aucune donnée sur la génotoxicité et la mutagénicité n'est mentionnée dans la littérature.

Toxicité sur la reproduction et tératogénicité

Une seule étude réalisée chez des lapins, relative aux effets de l'inhalation de chlore sur la reproduction a été publiée mais n'a pas permis de conclure, le nombre d'animaux testés étant insuffisant (INRS, 2008).

➤ Hypochlorite de sodium ou de calcium***Toxicité chez l'animal***

L'ingestion d'hypochlorite de sodium à fortes doses provoque, chez le chien, des brûlures au niveau du pharynx, de l'œsophage et de l'estomac (INRS, 2006a). L'exposition prolongée à l'hypochlorite de sodium à faible doses n'induit pas d'effet au niveau de l'épiderme chez le cobaye. L'ingestion dans l'eau de boisson n'induit aucune modification des paramètres sériques ou de prises de poids chez le rat (INRS, 2006a). L'hypochlorite de sodium inhibe l'activité phagocytaire et, en particulier, tumoricide des macrophages pulmonaires, hépatiques et spléniques de la souris à partir de la 3^e semaine d'exposition. Chez le rat, il n'y a pas de baisse d'activité phagocytaire des macrophages péritonéaux (INRS, 2006a).

Toxicité chez l'homme

Les solutions concentrées d'hypochlorite (9,6% de chlore actif) sont irritantes et corrosives pour les yeux, la peau et le tractus respiratoire et peuvent entraîner, par contact direct, des brûlures sévères de la peau et des muqueuses, notamment au niveau oculaire.

L'inhalation de solutions concentrées peut provoquer une altération des voies respiratoires (irritation bronchique, sensation d'étouffement, toux persistante) et des irritations nasales et oculaires. L'ingestion d'une solution concentrée d'hypochlorite de sodium ou de calcium peut provoquer des vomissements et des lésions au niveau du tractus gastro-intestinal (ATSDR, 2010).

Selon les concentrations, le mélange d'une solution d'hypochlorite de sodium ou de calcium avec une solution acide (acide sulfurique ou chlorhydrique) provoque un dégagement de chlore gazeux qui peut induire une forte irritation bronchique, voire un œdème aigu du poumon, d'apparition parfois retardée. De même, le mélange de solutions d'hypochlorite de sodium ou d'eau de Javel concentrée à 9,6 % de chlore actif avec une solution d'ammoniacale provoque la formation de chloramines (INRS, 2006a). L'exposition répétée à l'eau de Javel peut être cause de lésions unguéales réversibles. Diverses dermatoses sont décrites chez des personnes employant de façon chronique l'eau de Javel (INRS, 2006a).

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

Selon le CIRC, les sels d'hypochlorites de sodium et de calcium font partie du groupe 3 des substances chimiques (« ne pouvant pas être classées comme cancérigènes pour l'homme » (CIRC, 2009).

A ce jour, aucune donnée de génotoxicité et de mutagénicité n'est mentionnée dans la littérature.

Toxicité sur la reproduction et tératogénicité

Chez le rat, l'hypochlorite de sodium n'a pas d'effet sur la fertilité ni sur l'appareil reproducteur des deux sexes. Chez la souris mâle, il induit, des anomalies du sperme à forte dose. Administré pendant 2,5 mois dans l'eau de boisson (100 mg. L⁻¹), avant et pendant la gestation, il provoque une légère baisse de poids foetal et une faible augmentation des variations du squelette et des tissus mous chez le rat. Une étude réalisée, avec la même concentration, sur 7 générations de rats, n'a pas montré d'effet sur la croissance ou la survie des animaux (INRS, 2006).

➤ **Dichloroisocyanurate de sodium ou de potassium**

Toxicité chez l'animal

Une étude citée dans le programme international sur la sécurité chimique (IPCS) et réalisée chez le cobaye, rapporte que le DCCNa ne cause pas de sensibilisation cutanée (Reptox, 2010).

L'ingestion de solution de DCCNa à des concentrations variant de 400 à 8 000 ppm n'a pas entraîné chez le rat de symptomatologie clinique, ni de lésion macroscopique (AFNOR, 1996; Reptox, 2010).

Le DCCNa est rapidement hydrolysé en cyanurate de sodium. Des études menées chez le rat concluent que ce composé n'induit pas d'effet génotoxique, cancérigène ou tératogène (EFSA, 2007). Une étude réalisée sur deux ans chez le rat montre que la dose pour laquelle aucun effet indésirable n'est observé (NOAEL) pour le cyanurate de sodium est de 154 mg.kg-1.jour-1.

Toxicité chez l'homme

La DL50 par voie orale a été estimée à 3,57 g.kg-1 et la dose sans effet pour l'homme à 0,074 mg.kg-1 au delà de huit heures. Il n'a pas été montré d'effets irritants sur la peau ni sur l'œil lorsque des solutions de DCCNa sont appliquées à des concentrations de 1 400 à 4 000 ppm (Baylac, 2002)

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

Une administration chronique de 400 à 5 375 ppm de DCCNa par voie orale chez le rat n'induit pas d'apparition de cancer (Cascieri *et al.*, 1985). Il n'y a pas d'effet cancérigène connu chez l'homme (INRS, 1988). Le DCCNa n'entre pas dans la liste des composés classés par le CIRC (CIRC, 2009).

A ce jour, aucune donnée de génotoxicité n'est mentionnée dans la littérature. Aucune donnée bibliographique concernant un effet mutagène *in vitro* sur cellules de mammifères ou *in vivo* n'a été trouvée (Reptox, 2010).

Toxicité de la reproduction et tératogénicité

Une seule étude a été menée chez la souris gravide. L'ingestion pendant la gestation de 400 mg.kg-1.j-1 de DCCNa entraîne une mortalité de près de 50 % des mères, leur masse corporelle ayant diminuée significativement. Un retard significatif de l'ossification a été observé chez les fœtus des mères exposées. Une augmentation significative du poids relatif et absolu de certains organes chez les fœtus a été également observée (Tani *et al.*, 1981)

1.2.2.2 Ozone

Toxicité chez l'animal

Une exposition prolongée à de faibles doses d'ozone produit des lésions pulmonaires plus étendues et plus sévères qu'une exposition aiguë à forte concentration (INRS, 1997).

Toxicité chez l'homme

L'ozone présente un danger en cas d'inhalation dès 0,2 mg.m-3 d'air. On observe une perturbation des fonctions olfactives, une gêne respiratoire, voire des lésions pulmonaires. Ces signes cliniques peuvent se manifester dès le seuil de perception olfactif de 0,02 mg.m-3 (INRS, 1997). Lors d'exposition chronique à l'ozone, des altérations de la fonction pulmonaire et l'apparition d'asthme ont été observées (INRS, 1997).

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

Quelques études montrent que l'exposition à l'ozone conduit à l'apparition d'adénomes pulmonaires chez le rat et la souris (Hassett, 1985; Last *et al.*, 1987; Monchaux, 1994). Cependant, les résultats des études épidémiologiques ne permettent pas de conclure à un effet cancérigène de l'ozone chez l'homme (INRS, 1997).

A ce jour, aucune donnée de génotoxicité et de mutagénicité n'est mentionnée dans la littérature.

Toxicité de la reproduction et tératogénicité

Chez le rat, l'inhalation répétée d'ozone à fortes doses (entre 2 et 4 mg.m⁻³) provoque la mort de l'embryon et un retard de l'ossification. Chez la souris, l'inhalation d'ozone entre 0,2 et 0,4 mg.m⁻³ augmente la mortalité néonatale (INRS, 1997).

1.1.2.2.3 Brome

Le brome est un liquide très volatil dont les vapeurs sont corrosives et toxiques pour les voies respiratoires.

Toxicité chez l'animal

Il n'y a pas de données relatives à l'exposition chronique au brome chez l'animal. Seules des études concernant l'ingestion, l'inhalation ou le contact cutané de brome à forte dose ont été publiées (INRS, 2006b). L'ingestion de brome semble exercer une faible toxicité aiguë chez l'animal tandis que l'inhalation de brome provoquerait des atteintes pulmonaires et des hémorragies gastriques chez le lapin et le cobaye.

Toxicité chez l'homme

Une concentration de l'ordre de 0,5 mg.L⁻¹ de brome dans les piscines provoque une irritation des yeux (Lenntech, 2009) et des réactions inflammatoires des muqueuses (INRS, 2006b).

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

Le brome n'a pas été évalué d'un point de vue toxicologique par le CIRC (CIRC, 2009), mais une étude mentionne le potentiel clastogène du brome sur des cellules somatiques d'*Allium cepa* (Grant, 1982). *Toxicité de la reproduction et tératogénicité*

A ce jour, aucune donnée relative aux effets du brome sur la reproduction et le développement n'est mentionnée dans la littérature.

1.1.3 Dangers liés aux sous-produits de désinfection

De nombreuses études montrent que les produits désinfectants halogénés (chlore, brome) peuvent réagir avec les composés organiques présents dans l'eau et donner naissance à de très nombreux sous-produits (plus de 600 identifiés actuellement), dont la toxicité n'est pas toujours connue, ni évaluée. Ces réactions ont été particulièrement étudiées dans le cadre de la désinfection de l'eau potable (InVS, 2007, 2009; Richardson *et al.*, 2007)

1.1.3.1 Sous-produits de chloration

Très peu de données existent concernant les sous-produits de chloration trouvés dans les eaux de piscine tant sur le plan qualitatif que quantitatif. Parmi eux, certains sont présents dans l'eau en concentration relativement élevée comme les chloramines organiques et minérales, en particulier la trichloramine, les THM, les acides haloacétiques (AHA), l'hydrate de chloral et les acides haloacétonitriles (HAN). D'autres comme la N-nitrosodiméthylamine (NDMA) (Walse et Mitch, 2008), la chloropicrine, le chlorure de cyanogènes ou les N-chloroamines peuvent être présents dans les eaux de piscines à des concentrations plus faibles (De Laat *et al.*, 2009).

➤ Les chloramines

Les chloramines constituent un mélange de substances, décrites dans le chapitre 4.1.4.1. Leur concentrations dans l'eau et l'air des piscines varient en fonction de plusieurs paramètres : taux de chloration, température de l'eau et de l'air, fréquentation, hygiène des baigneurs, taux de renouvellement de l'eau et de l'air (Agabiti *et al.*, 2001; Massin *et al.*, 1998). La monochloramine et la dichloramine sont instables dans l'eau et réagissent rapidement pour former la trichloramine, produit majoritaire et très volatil. Aucune information n'est actuellement disponible sur le passage transcutané des chloramines (Bonvallet *et al.*, 2009).

Toxicité chez l'animal

La trichloramine a un effet irritant chez le rat exposé par voie respiratoire (Barbee *et al.*, 1983). Les auteurs rapportent une concentration létale de 550 mg.m⁻³ pour une heure d'exposition, l'œdème pulmonaire étant la cause majoritaire de décès. On observe également une baisse de la fréquence respiratoire chez le rat exposé à la trichloramine pendant une heure par voie respiratoire (Gagnaire *et al.*, 1994).

Toxicité chez l'homme

La trichloramine est responsable d'irritations oculaires et respiratoires (Hery *et al.*, 1995; Jacobs *et al.*, 2007; Massin *et al.*, 1998; Thoumelin *et al.*, 2005) dont se plaint souvent le personnel des piscines couvertes.

Des études montrent que la présence de chloramines dans l'air des piscines est associée à une augmentation de la prévalence des manifestations allergiques (conjonctivites, rhinites, laryngites, etc.) et de l'asthme chez les nageurs de haut niveau (Goodman et Hays, 2008; Thickett *et al.*, 2002; Zwick *et al.*, 1990). D'autres études ont révélé des atteintes pulmonaires chez des nageurs (Carbonelle *et al.*, 2002, Carbonelle *et al.*, 2008; Voisin et Bernard, 2008).

➤ **Les trihalométhanes**

Les THM sont les sous-produits de chloration les plus recherchés dans l'eau et dans l'air des piscines, en raison de leurs risques potentiels pour la santé. Les THM principalement trouvés dans l'eau sont au nombre de 4 : chloroforme, bromoforme, bromodichlorométhane et dibromochlorométhane. Ils sont tous très volatils (Santé Canada, 2006). Les THM représentent environ 5 à 10 % des composés organo-halogénés (AOX) totaux présents dans l'eau des piscines chlorées.

Le chloroforme représente le produit majoritaire parmi des THM formés (Judd et Black, 2000). Dans les piscines, la concentration en THM varie avec certains paramètres : elle augmente linéairement avec le nombre de baigneurs (Chu et Nieuwenhuijsen, 2002), avec une augmentation du pH de l'eau (Zwiener *et al.*, 2007) ainsi qu'une élévation de la température (Yang *et al.*, 2007)

➤ **L'hydrate de chloral**

L'hydrate de chloral est une substance peu volatile et soluble dans l'eau (Santé Canada, 2008a). Ce composé est le troisième sous-produit de chloration en termes de concentrations mesurées dans les eaux de piscines. L'hydrate de chloral est utilisé comme hypnotique et sédatif en médecine vétérinaire. Après ingestion, l'hydrate de chloral est principalement métabolisé par le foie en acide trichloroacétique (Merdink *et al.*, 2008).

Toxicité chez l'animal

L'exposition subchronique par voie orale de rongeurs à l'hydrate de chloral provoque une hépatomégalie et une cytolyse hépatique accompagnées de perturbations enzymatiques (Daniel *et al.*, 1992b ; Poon *et al.*, 2002).

Toxicité chez l'homme

A partir de 10,7 mg.kg-1.j-1, l'hydrate de chloral entraîne des effets sédatifs et hypnotiques. L'administration orale de fortes doses (2,5 g) provoque des irritations

gastriques, des nausées et des vomissements, voire des hémorragies gastro-intestinales et des perforations gastriques (Santé Canada, 2008a).

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

L'hydrate de chloral est génotoxique à partir de 1000 à 1300 $\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ sur les tests *in vitro* (Harrington-Brock *et al.*, 1998). Seule une étude subchronique réalisée chez la souris montre l'induction de tumeurs hépatiques suite à l'exposition de 100 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ d'hydrate de chloral (Daniel *et al.*, 1992a). Deux études chroniques réalisées chez la souris montrent les mêmes effets à partir de 25 et 50 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ (Daniel *et al.*, 1992a; Leakey *et al.*, 2003; National Toxicology Program, 2002). Chez l'homme, il n'existe à ce jour aucune étude démontrant un effet cancérigène de l'hydrate de chloral (Santé Canada, 2008a). L'hydrate de chloral est classé 3 (« substance inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme ») par le CIRC (CIRC, 2009). L'US EPA ne se prononce pas (IRIS EPA, 2010).

Toxicité de la reproduction et tératogénicité

Une réduction de la mobilité des spermatozoïdes, une augmentation de l'incidence des malformations cardiaques et une toxicité neurologique sont observées chez le rat après ingestion de 21 à 188 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ d'hydrate de chloral (Johnson *et al.*, 1998; Kallman *et al.*, 1984; Klinefelter *et al.*, 2004).

➤ Les ions bromates

Le bromate de sodium détecté dans l'eau de piscine est formé par réaction du chlore avec les ions bromures, ces derniers étant présents, sous forme d'impuretés, dans certaines solutions commerciales de sels d'hypochlorites de sodium ou dans l'eau d'alimentation. Les ions bromates sont solubles dans l'eau et sont difficilement éliminés par les procédés de traitement de l'eau (Afssa, 2009a ; Santé Canada, 1998). Le bromate de sodium n'est pas volatil. C'est un agent oxydant fort qui réagit avec la matière organique, et conduit à la formation d'ions bromures (Santé Canada, 1998). L'OMS et l'Afssa recommandent de ne pas dépasser le seuil de 10 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans l'eau de boisson (Afssa, 2009; OMS, 2006).

Toxicité chez l'animal

Chez le rat, les ions bromates administrés par voie orale sont cancérigènes dès une dose de 1,5 mg.kg-1.j-1, contrairement à la souris où la relation dose-réponse n'est pas claire (DeAngelo *et al.*, 1998).

Toxicité chez l'homme

Administrés par voie orale, les ions bromates sont absorbés au niveau du tractus gastro-intestinal. Leur élimination se fait essentiellement par voie rénale et sous forme inchangée (Lichtenberg *et al.*, 1989). L'absorption d'ions bromates à forte dose peut entraîner une baisse de l'audition, une insuffisance rénale, une dépression du système nerveux central et des signes cardio-vasculaires (Campbell, 2006). Aucune étude épidémiologique n'a mis en évidence les effets spécifiques des bromates sur la santé humaine.

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

Les ions bromates sont mutagènes et provoquent des aberrations chromosomiques (Ishidate et Harnois, 1987; Kasai *et al.*, 1987; Sai *et al.*, 1992; Sai *et al.*, 1994; Santé Canada, 1998; Umemura *et al.*, 1995). Plusieurs études ont également montré l'induction d'un effet clastogène et aneugène (Awogi *et al.*, 1992; Fujie *et al.*, 1988; Hayashi *et al.*, 1988; Nakajima *et al.*, 1989; Sai *et al.*, 1992; Santé Canada, 1998; Speit *et al.*, 1999). Le CIRC classe les ions bromates dans le groupe 2B (« substance pouvant être cancérigène pour l'homme ») (CIRC, 2009) et l'US EPA dans le groupe B1 (« cancérigène probable pour l'homme ») (IRIS EPA, 2010).

Toxicité de la reproduction et tératogénicité

Le National Toxicology Program (1996) a mis en évidence une diminution de la densité du sperme lors de l'ingestion d'ions bromates chez le rat (National Toxicology Program, 1996). Aucun effet reprotoxique n'a été démontré à ce jour chez l'homme (Santé Canada, 1998)

2-Evaluation des risques liés aux dangers microbiologiques

Les dangers d'origine microbiologique liés aux piscines sont majoritairement identifiés sur la base de résultats épidémiologiques. Ces données publiées sont souvent incomplètes et proviennent principalement de pays dans lesquels les teneurs en désinfectants sont souvent différentes de celles utilisées dans les piscines françaises. Les pathologies les plus fréquemment rencontrées après baignade en piscine sont des infections cutanées : mycoses, dermatoses virales ou bactériennes et verrues plantaires. Viennent ensuite les otites, angines, rhinites, conjonctivites puis les gastro-entérites et les pneumopathies. Enfin, exceptionnellement, des cas de méningites et des hépatites virales ont été rapportés (Spinasse, 2000)

2.1 Dangers bactériens

Les bactéries peuvent être présentes dans l'eau à des concentrations élevées si le traitement désinfectant est insuffisant ou au moment de la contamination car la désinfection n'est pas immédiate. Elles sont capables de former des biofilms sur les surfaces en contact avec l'eau qui les protègent de l'action du désinfectant et de coloniser l'ensemble de l'installation (bassin, filtres, pompes, canalisations). Certaines bactéries comme les légionelles et les mycobactéries atypiques se multiplient dans les amibes présentes dans l'eau (Centre National de Référence des Mycobactéries et de la Résistance des Mycobactéries aux Antituberculeux, 2008).

2.1.1 Escherichia coli,

Escherichia coli est une bactérie de la microflore digestive de l'homme et de nombreuses espèces animales. Certaines souches d'*E. coli* sont pathogènes et responsables, par ingestion, d'infections intestinales. *Escherichia coli* O157:H7 est l'un des principaux sérotypes responsables de pathologies chez l'homme.

Modes de contamination

Les principaux modes de transmission à l'homme d'*E. coli* sérotype O157:H7 concernent la consommation d'aliments contaminés, le contact interhumain, l'ingestion d'eau contaminée et le contact avec des animaux porteurs. Aux États-Unis, ces différents modes de transmission représentent respectivement 66%, 20%, 12% et 2% des cas recensés (Afssa, 2003). La quantité disséminée par une personne infectée est de l'ordre de 10⁷ à 10⁸ microorganismes par gramme de matière fécale (Baraduc, 2000). Dans les piscines, la présence d'*E. coli* sérotype O157:H7 est principalement liée à l'émission de fèces humaines dans l'eau. La contamination, de type oro-fécale, se fait par l'ingestion d'eau (OMS, 2006b). *Données sur l'infectivité* La dose infectieuse est souvent difficile à établir car elle varie selon les souches et le mode de transmission. La dose minimale infectieuse du sérotype O157:H7 par ingestion semble être plutôt faible (quelques bactéries à plusieurs centaines de bactéries) (Afssa, 2003). Toutefois, la qualité des données recueillies en terme de dénombrement ou de caractérisation de la population infectée (enquêtes épidémiologiques, infections volontaires ou accidentelles, infections animales expérimentales, modèles mathématiques de relation dose-réponse, etc.) suggère de rester prudent sur l'attribution de valeurs plus précises (Afssa, 2003).

Pathologies associées aux baignades en piscine

E. coli sérotype O157:H7 est responsable de colites hémorragiques sporadiques ou épidémiques avec risque d'aggravation dans moins de 10% des cas (Baraduc 2000), surtout chez les jeunes enfants et les personnes âgées. La période d'incubation est de 1 à 10 jours (Afssa, 2003). Plusieurs cas sporadiques d'infection à *E. coli* sérotype O157:H7 contractés en piscines, par ingestion accidentelle d'eau, sont relatés dans la littérature depuis 1992 mais aucun cas ne semble être rapporté en France (InVS, 2006). Par ailleurs, aucune enquête épidémiologique n'a été entreprise pour estimer la fréquence d'*E. coli* O157:H7 dans l'eau de piscine et le risque sanitaire qu'il représente. En 1993, au Royaume-Uni, 3 enfants ont déclaré des colites hémorragiques et 3 autres des syndromes hémolytiques et urémiques (SHU), après fréquentation d'une pataugeoire. Une souche d'*E. coli* sérotype O157:H7 a été isolée des selles

de 5 des 6 malades. Des prélèvements d'eau de la pataugeoire incriminée ont révélé, à la fois la présence de souches d'*E. coli* (aucune des souches ne correspondait au sérotype O157:H7) et une très faible teneur en chlore libre (OMS, 2005).

2.1.2 Shigella *Micro-organisme*

Les shigelles sont des bactéries d'origine humaine douées d'un fort pouvoir invasif au niveau de l'épithélium colique et rectal. Quatre espèces ont été décrites sur la base des caractéristiques biochimiques et antigéniques : *S. dysenteriae*, *S. flexneri*, *S. boydii* et *S. sonnei*. L'espèce la plus présente dans les pays industrialisés est *S. sonnei* (Baraduc R., 2000). En milieu synthétique de laboratoire, la température optimale de croissance des shigelles est de 37°C environ (Baraduc, 2000). La sensibilité au chlore des *S. sonnei* est proche de celle d'*E. coli*, au cours d'une même expérience réalisée selon des modalités identiques (King *et al.* 1988).

Modes de contamination

La contamination se fait habituellement par ingestion d'eau mais aussi d'aliments souillés (Baraduc, 2000). Le taux de dissémination par les personnes infectées est de 106 par gramme de matière fécale (OMS, 2006b). Dans les piscines, la présence de shigelles est due à l'émission de fèces humaines dans l'eau des bassins. La contamination de type oro-fécale, se fait par l'ingestion d'eau (OMS, 2006b).

Données sur l'infectivité

La dose minimale infectieuse par ingestion varie selon les souches. Elle est comprise entre 10 et 200 UFC selon l'agence canadienne de la santé publique (Agence de la santé publique du Canada, 2001a). *Pathologies associées aux baignades en piscine* Les shigelles sont responsables d'infections intestinales de gravité variable, dépendante de l'espèce et de la souche. L'invasion de l'épithélium colo-rectal par les shigelles déclenche une recto-colite inflammatoire aiguë fébrile pouvant évoluer jusqu'au syndrome dysentérique. Les symptômes surviennent quelques heures à quelques jours après l'exposition (Baraduc, 2000). En France, comme dans les autres pays, aucun cas au cours d'une baignade en piscine n'a été référencé dans les

données consultables sur les sites internet de l'InVS et de l'OMS (InVS, 2010; OMS, 2010). Par ailleurs, aucune étude n'a été entreprise pour rechercher la présence des shigelles dans l'eau de piscines.

2.1.3 Salmonella

Les salmonelles sont des bactéries ubiquitaires, vivant dans le tractus intestinal des vertébrés. Dans les pays industrialisés, *Salmonella typhimurium* et *Salmonella enteritidis* sont les principaux agents responsables de gastro-entérites aiguës (OMS, 2005). La température optimale de croissance des salmonelles est de 35 à 37°C (Baraduc, 2000). King *et al.* (1988), au cours d'une même expérience réalisée selon des modalités identiques, montrent que la sensibilité au chlore de *Salmonella typhimurium* est proche de celle d'*E. coli* (King *et al.*, 1988).

Modes de contamination

La contamination oro-fécale se fait par ingestion d'aliments contaminés dans plus de 90% des cas. Une transmission par de l'eau non traitée contaminée par des selles de malades ou de porteurs sains est également signalée, les salmonelles pouvant y survivre plusieurs mois (Baraduc, 2000). En Europe, un pic saisonnier est observé en été et en automne (Afssa, 2009b). Le taux de dissémination par les personnes infectées est de 10⁶ à 10⁹ bactéries par gramme de matière fécale (OMS, 2005). Dans les piscines, la présence de salmonelles est due à l'émission de fèces humaines ou de fientes d'oiseaux dans l'eau des bassins ; la contamination, de type oro-fécale, se faisant par l'ingestion d'eau contaminée (OMS, 2005).

Données sur l'infectivité

La dose infectieuse est souvent difficile à établir car elle varie selon les souches et le mode de transmission. Selon l'agence canadienne de la santé publique (Agence de la santé publique du Canada, 2006), la dose minimale infectieuse est estimée à 10⁴ UFC. L'Afssa indique que les troubles peuvent se déclarer du fait de l'ingestion de 10 à 10¹¹

bactéries suite à l'analyse des données obtenues lors d'enquêtes consécutives à la survenue d'épidémies (Afssa, 2009b).

Pathologies associées aux bains en piscine

La salmonellose est une gastro-entérite aiguë caractérisée par un début brutal. Les symptômes se caractérisent par de la fièvre, des douleurs abdominales, des diarrhées, des nausées et des vomissements. La sévérité de la maladie dépend du sérotype de la salmonelle, du nombre de bactéries ingérées et de la sensibilité de l'hôte. Chez les personnes au système immunitaire affaibli (jeunes enfants, personnes âgées, sujets

immunodéprimés), l'infection à *Salmonella* peut être sévère (Afssa, 2009b). Les symptômes apparaissent 1 à 2 semaines après l'exposition (OMS, 2005). Au Danemark, 5 cas associés à la fréquentation de piscines ont été rapportés entre 1991 et 1994. Dans 3 des 5 cas mentionnés, *Salmonella enteridis*, *Salmonella typhimurium* et *Salmonella saint-paul* étaient incriminés (OMS, 2005). Aucun cas lié à la baignade en piscine ne semble être rapporté en France (InVS, 2008).

3.1.1.1 *Legionella pneumophila*

Les légionelles sont des bactéries d'origine hydrotellurique, ubiquitaires, présentes communément dans les lacs, les rivières et les sols humides. Une soixantaine d'espèces et sérogroupes ont été décrits ; 20 espèces différentes ont été associées à des cas de légionellose chez l'homme. *Legionella pneumophila* séro groupe 1 est l'espèce responsable à 90% des légionelloses chez l'homme (Jarraud *et al.*, 2000). Ce sont des bactéries intracellulaires ayant pour hôte les amibes, ce qui facilite la transmission hydrique et les protège des environnements hostiles. Par ailleurs, cette bactérie est présente, dans l'environnement, à l'intérieur de biofilms qui agissent comme une niche protectrice vis-à-vis des désinfectants (Jarraud *et al.*, 2000). *L.pneumophila* prolifère dans d'eau dont la température est comprise entre 25 et 45°C, son optimum de température étant de 36°C (Jarraud *et al.*, 2000).

Plusieurs études en laboratoire montrent que *L. pneumophila* est moins sensible au chlore qu'*E. coli*. Une concentration de 0,1 mg.L-1 en chlore libre permet une réduction de 99% (2 log) de diverses souches de *L. pneumophila* après un temps de contact de 40 minutes à 21°C et pH 7,6 (Kuchta *et al.*, 1983). Des essais de chloration sur *L. pneumophila* montrent une réduction de 99% (2 log) à 25°C et à pH 7,2 après un traitement au chlore libre à 0,3 mg.L-1 pendant 30 minutes (Domingue *et al.*, 1988). Des concentrations plus faibles ont mis en évidence un effet seulement bactériostatique. Le chlore est efficace entre 0,1 et 10 mg.L-1 pour un temps de contact compris entre une minute et quelques heures pour l'eau potable ou les eaux techniques (eaux de tours aéro-réfrigérantes) (Kim *et al.*, 2002). La résistance au chlore de *L. pneumophila* peut être accrue lorsque la bactérie est hébergée par des amibes. Par exemple, *L. pneumophila* est protégée de l'action du chlore jusqu'à une concentration d'au moins 50 mg.L-1 à l'intérieur de kystes d'*Acanthamoeba polyphaga* (Kilvington et Price, 1990). Cette résistance au chlore est variable en fonction de l'hôte abritant la légionelle : une résistance supérieure au chlore a été mise en évidence lorsque la bactérie est hébergée à l'intérieur de *Hartmannella vermiformis* par rapport à celle observée lorsqu'elle est à l'intérieur d'*Acanthamoeba castellanii* (Chang *et al.*, 2009).

Modes de contamination

La voie majoritaire de transmission à l'homme est la voie aérienne. Il n'existe pas de transmission interhumaine connue. La transmission se fait par inhalation d'un aérosol d'eau contaminée par la bactérie, composé de particules (diamètre inférieur ou égal à 5 µm) assez petites pour atteindre les alvéoles pulmonaires (Jarraud *et al.*, 2000). Dans les piscines, la voie principale d'exposition n'est pas l'eau des bassins mais l'eau chaude sanitaire des douches avec inhalation d'aérosols contaminés (Leoni *et al.*, 2001).

Données sur l'infectivité

Les données sur l'infectivité sont peu nombreuses. Le risque de légionellose varie en fonction des caractéristiques de l'exposition (concentration bactérienne, durée, physiologie des bactéries aéroportée, propriétés physiques de l'aérosol, etc.) de l'état immunitaire des personnes exposées et vraisemblablement aussi de la souche de *L.*

pneumophila. La dose minimum infectieuse par voie aérienne n'est pas connue. Toutefois, une doseréponse a été publiée en 2007 à l'aide de reports de cas contractés lors de la fréquentation de bains à remous mais elle doit être encore affinée (Armstrong et Haas, 2007).

Pathologies associées aux bains en piscine

L'âge, le diabète, l'usage du tabac, les cancers, l'immunodépression constituent des facteurs prédisposant aux infections (Jarraud *et al.*, 2000). La légionellose se manifeste par un état grippal, forme bénigne appelée Fièvre de Pontiac ou par une forme plus sévère avec pneumopathie et complications éventuelles dénommée légionellose. L'incubation peut durer 2 à 10 jours (Jarraud *et al.*, 2000). Le rapport de l'OMS (2006) relate le cas d'un homme de 57 ans vivant au Japon et ayant contracté une légionellose. L'enquête a révélé qu'il avait failli se noyer 6 jours auparavant dans le bassin d'une piscine publique.

Une étude similaire a été réalisée en 2001 sur des bassins en Italie (Leoni *et al.*, 2001). Sur 48 échantillons d'eau de piscines analysés, seulement deux résultats étaient positifs ; la teneur en chlore de ces bassins était d'environ 0,30 mg.L-1. Les légionelles détectées étaient *L. micdadei* (15 UFC/L) et *L. bozemanii* (10 UFC/L). Des analyses associées ont été effectuées sur l'eau chaude sanitaire des douches attenantes aux bassins : 27 échantillons étaient positifs sur 48 (8 établissements contaminés sur 12), avec des concentrations en légionelles comprises entre 10 à 19250 UFC.L-1. Les souches isolées étaient *L. pneumophila*, *L. micdadei*, *L. bozemanii*, *L. gormanii* ou *L. micdadei*.

A Paris, une surveillance menée entre 1981 et 1985 sur la qualité de l'eau de bassins classiques a montré que l'eau traitée au chlore ou au brome était peu fréquemment contaminée (1 échantillon sur 42) à la différence de celle traitée par le procédé électrophysique cuivre/argent (18 échantillons sur 43) (Nahapetian *et al.*, 1986).

CHAPITRE III SURVEILLANCE DE LA QUALITE DE L'EAU DES PISCINE

1. SURVEILLANCE DE LA QUALITÉ DE L'EAU DES SPAS

Il est recommandé de créer un plan global d'entretien et de suivi (water safety plan) qui documente toutes les mesures à prendre pour assurer une exploitation sécuritaire de bassins d'eau comme les spas. Les divers éléments permettant d'effectuer la surveillance de la qualité de l'eau d'un spa sont décrits plus bas.

1.1. Surveillance des paramètres physiques de l'eau

1.1.1. Turbidité et température

La mesure de la turbidité est un moyen simple de savoir s'il y a eu détérioration de la qualité de l'eau et si la filtration fonctionne adéquatement. Au Québec, elle doit être mesurée bimensuellement (mensuellement pour un spa intérieur) par un laboratoire accrédité.

En ce qui concerne la température, il est recommandé qu'elle ne dépasse pas 40 °C. Le dépassement d'une telle valeur peut occasionner des coups de chaleur et des décès secondaires à un évanouissement dans le bassin.

1.1.2 Surveillance des paramètres chimiques de l'eau

1.1.2.1 Concentration de désinfectant

Deux approches sont possibles pour surveiller la concentration de désinfectant : les mesures manuelles et les systèmes automatisés. La désinfection avec des systèmes automatisés est fortement recommandée, surtout dans le cas de spas plus achalandés. La concentration de désinfectant est suivie en temps réel et affichée sur un moniteur. Ceci exclut donc les petits appareils flottant à la surface des spas qui libèrent du chlore ou du brome⁴¹. Par contre, l'emploi d'un système automatisé n'élimine pas la nécessité de faire des mesures manuelles périodiques. Certaines législations imposent ces systèmes automatisés alors que d'autres demandent une mesure manuelle fréquente de la concentration de désinfectant, par exemple à chaque période de deux heures. La mesure de la concentration de désinfectant est simple et rapide. La méthode la plus courante est celle qui utilise le N-N diéthyl-p-phénylènediamine (DPD) comme réactif. Malgré la mesure

manuelle fréquente de la concentration de désinfectant, une prolifération microbienne peut survenir, sachant que 3 mg/l de chlore peuvent se dissiper en 30 minutes dans certaines circonstances.

Certains équipements couramment appelés « systèmes au sel » produisent du chlore libre par l'électrolyse du NaCl. La concentration de NaCl est constamment indiquée, mais celle de chlore libre ne l'est pas. Il est donc important d'effectuer des mesures manuelles régulières de chlore libre pour ces systèmes.

1.1.2.2 pH

Les systèmes automatisés incluent fréquemment la mesure du pH en continu. Pour des bassins plus petits comme les spas, il peut être acceptable de mesurer manuellement le pH de l'eau afin de s'assurer qu'il favorise une bonne activité désinfectante.

1.1.2.3 Potentiel d'oxydoréduction

Les halogènes (le brome et le chlore) utilisés pour la désinfection de l'eau agissent entre autres en oxydant les bactéries présentes. Le potentiel d'oxydoréduction ou potentiel redox (POR) mesure l'activité oxydante de l'eau, dont le chlore et le brome sont en grande partie responsables. En plus de la concentration de désinfectant, le pH, la concentration d'acide cyanurique, les contaminants présents et les autres oxydants utilisés influencent la mesure du POR, ce qui en fait un paramètre intégrateur du pouvoir désinfectant de l'eau. La mesure du POR se fait habituellement en continu à l'aide d'un système automatisé. Cette mesure continue ne libère pas le responsable du spa d'effectuer des mesures manuelles de la concentration de désinfectant. L'Organisation mondiale de la Santé mentionne qu'un POR d'au moins 680 millivolts (mV) (ce seuil peut aller jusqu'à 720 mV selon le type de sonde utilisé) réfère à une eau au pouvoir oxydant adéquat. La province de l'Ontario propose un seuil de 700 mV pour les spas⁶⁰. Au Québec, un POR de plus de 750 mV est recommandé pour ces bassins. Le POR a cependant fait l'objet de beaucoup moins de recherche que d'autres paramètres en ce qui concerne les piscines et les spas.

1.1.3 Surveillance des paramètres microbiologiques de l'eau

À la lumière des réglementations et documents consultés, les microorganismes faisant l'objet de normes ou limites de référence et leur seuil maximal toléré sont assez variables selon l'État, la province ou le pays. Au Canada, certaines provinces ne fixent aucune norme microbiologique pour les piscines ou les spas alors que d'autres en incluent plusieurs. Le Tableau 3 présente les normes et limites associées à divers paramètres microbiologiques pour quelques pays d'Europe et les États-Unis. Celui-ci est inspiré d'un tableau provenant d'un document de l'OMS et des recommandations de la HPA69. La France n'est pas incluse dans ce tableau. Le règlement français sur les bassins artificiels fixe une norme pour les bactéries aérobies revivifiables (< 100/ml), les coliformes totaux (< 10/100 ml), les coliformes fécaux (0/100 ml) et les staphylocoques pathogènes (0/100 ml). Il est également mentionné que tout germe pathogène doit être absent du bassin.

Tableau 03 : Normes et limites de référence microbiologiques concernant l'eau des spas pour quelques pays d'Europe et les États-Unis

Pays	Legionella spp. (UFC)	Décompte des bactéries aérobies (UFC/ml)	Conformes (UFC/100 ml)	E.cott (UFC/100 ml)	Entérocoqus (UFC/100 ml)	P.aeruginosa (UFC/100 ml)	V.aureus (UFC/100 ml)
République tchèque	<1000/l	100		0		0	0
Autriche	0/100ml	100		0		0	
Portugal		<100		0	0	0	0
Espagne	100-1000/l	100	50	0	10	0	0
Suisse	0/ml	<100		0		0	
USA	0	<100 sortie du filtre		0		0	
Allemagne	1000/l			0		0	
Hongrie				1		2	2
Angleterre	<1000/l fermeture	<10	<10	0		10	

CHAPITRE IV : MATERIEL ET METHODE

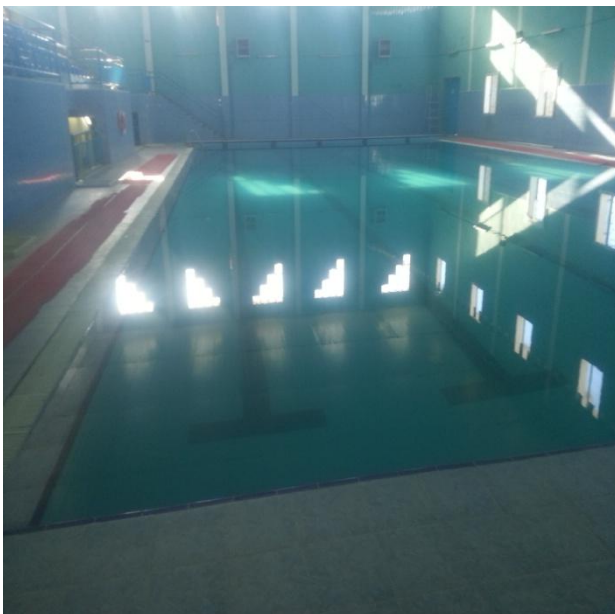
1 - Sites étudiés

1.1 La piscine d'El oued

La piscine d'El oued située à la cité 19 mars centre ville d'El oued est une piscine ouverte toute l'année, même l'hiver sauf pour certains jours (fériés...) et pouvant accueillir 250 spectateurs . Son bassin dédié à la natation sportive, mesure 25 mètres de long et 12.5 mètres de large (5 lignes d'eau) avec un volume total de 500m³. L'espace locale est doté de 8 douches. La piscine est alimentée par l'eau d'un forage réalisé dans l'espace extérieur de la piscine.

1.2 La piscine Guemar

Cet espace ludique se situe au centre ville de Guemar. il est identique à la piscine d'El oued sauf pour les eaux d'alimentation du bassin qui viennent pour cette dernière du château d'eau municipal de Guemar.



La piscine d'El oued et de Guemar

2 -STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE

2.1 . Les conditions de prélèvement

Les prélèvements d'eau ont été effectués chaque semaine du 21 novembre 2016 au 19 février 2017 . Les échantillons d'eau ont été pris à une distance de 50 cm environ du bord de la piscine et en prélevant à 30 cm environ sous la surface de l'eau. Aussitôt le prélèvement fait, les différents flacons conditionnés pour chaque type d'analyses ont été ensuite remplis et stockés dans une glacière.

2.2. Conservation des échantillons

Dès leur arrivée au laboratoire, les échantillons ont été stockés à 4 °C. Les analyses physicochimiques et bactériologiques ont été effectuées la plupart du temps dans un délai de 24 heures à 48 heures au laboratoire (Fatilab) pour les échantillons de la piscine d'El oued et au laboratoire (Algérienne des Eaux de la wilaya d'El Oued) pour les échantillons de la piscine de Guemar.

3. METHODES ANALYTIQUES

3.1.ANALYSE PHYSICO-CHIMIQUES

3.1. 1.Détermination du pH

Le pH et la conductivité de l'eau ont été mesurés par la méthode électrochimique à l'aide d'un pH-mètre de terrain de marque Lovibond MD100. L'électrode en verre est rincée après chaque manipulation avec l'eau distillée. L'étalonnage de l'appareil est effectué avec des solutions étalons à pH connu (acide , neutre , base).

3.1.2. Mesure de la conductivité

Pour la détermination de la conductivité, il est utilisé un conductivimètre multiéléments . Elle est déterminée après rinçage plusieurs fois de l'électrode, d'abord avec de l'eau distillée puis en la plongeant dans un récipient contenant de l'eau à examiner ; faire la mesure en prenant soin que l'électrode soit complètement immergée. Le résultat de conductivité est donné en $\mu\text{S}/\text{cm}$

3.1.2 Dosage de Titre Alcalimétriques complet TAC

1- PREPARATION DES REACTIFS

Hydroxyde de Sodium N/50 NaOH :

0.08g NaOH —————> **100ml** Eau distillée.

Conserver dans un flacon en polyéthylène.

* Méthyle orange indicateur colore :

0.25g méthyle orang —————> **50ml** Eau distillée.

Conserver dans un flacon en verre brun.

* Acide sulfurique N/50 H₂SO₄ :

0.5ml H₂SO₄ 18mol/l —————> **1000ml** Eau distillée.

Conserver dans un flacon en polyéthylène.

2- MODE OPERTOIRE :

* **Le blanc:** **100ml** d'eau distillée + **02** gouttes méthyle orange titration avec **H₂SO₄ N/50** jusqu'au virage jaune oranger le blanc = **0.5ml** .

* **Le titre :** **90ml** Eau distillée + **02** gouttes méthyle orange ; titration avec **H₂SO₄ N/50** jusqu'au virage jaune oranger ; le titre = **10ml** donc T = **01**.

* **L'échantillon :** **100ml** échantillon + **02** gouttes méthyle orange titration avec **H₂SO₄ N/50** jusqu'au virage jaune oranger.

EXPRESSION DES RESULTATS :

$$\text{TAC } F^{\circ} = (V_e - V_b) \times \text{titre}$$

V_e : volume H₂SO₄ utilise pour L'échantillon

V_b : volume H₂SO₄ utilise pour le blanc

$$\text{TAC mg/l CaCO}_3 = \text{TAC } F^{\circ} \times 10 .$$

$$\text{Bicarbonate HCO}_3 \text{ mg/l} = \text{TAC } F^{\circ} \times 12.2 . (\text{NA } 6917)$$

2.1. Dosage des Chlorures

TITRAGE AU NITRATE D'ARGENT AVEC DU CHROMATE METHODE DE MOHR

1 PREPARATION DES REACTIFS1

10g K₂CrO₄ → **100ml** Eau distillée

conserver la dans un flacon en verre blanc.

* **Nitrate d'argent 0.02 mol/l AgNO₃** :

3.3974g AgNO₃ → **1000 ml** Eau distillée

Après séchage à l'étuve **105°C / 2H** et conserver la dans un flacon en verre blanc.

* **Chlorure de Sodium 0.02 mol/l NaCl** :

0.2922g NaCl → **1000ml** Eau distillée

Après séchage à l'étuve **105°C / 2H** et conserver la dans un flacon en verre blanc.

2 MODE OPERTOIRE :

* **Le blanc: 100ml * Chromme de potassium 10% K₂CrO₄**:

d'eau distillée + **01ml** K₂CrO₄; titration avec **AgNO₃ 0.02mol/l** jusqu'au virage rouge brun
;Blanc = **0.5ml** .

* **Le titre : 90ml** Eau distillée + **10ml** NaCl **0.02mol/l** + **01 ml** K₂CrO₄ et titration avec **AgNO₃ 0.02mol/l** jusqu'au virage rouge brun. Titre = **10ml** donc T = **01** .

* **L'échantillon : 100ml** échantillon + **01ml** K₂CrO₄; titration avec **AgNO₃ 0.02mol/l** jusqu'au virage rouge brun.

Après séchage à l'étuve 80C⁰ pendant 02 heures .et conserver cette Solution en flacon en polyéthylène .

3 EXPRESSION DES RESULTATS

$$\text{La concentration de chlorure en mg/l} = \frac{V_e - V_b \times C \times f}{V_p}$$

V_e : volume de **AgNO₃** utilise pour L'échantillon.

V_b : volume de **AgNO₃** utilise pour le blanc.

V_p : La prise d'essai.

C : Concentration de **AgNO₃** en **mol/l** × titre.

F : Masse molaire de **Cl** en **mg/mol** = **35453 (ISO 9297)**

3.1.4. Dosage des Nitrates (NO₃-)

En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitrosoulate de sodium coloré en jaune et susceptible d'un dosage colorimétrique. Le résultat est donné directement en mg/l à une longueur d'onde de 415 nm (ISO 7890/3, 1994).

3.1.5. Dosage du chlore libre

Méthode

Dans une solution faiblement acide, le chlore libre réagit avec le dipropyl-p-phénylènediamine (DPD) pour donner un colorant rouge violet qui est dosé par photométrie. (ISO 7393-2.)

3.2. ANALYSES MICROBIOLOGIQUES

3.2.1 Dénombrement des coliformes

Le dénombrement des coliformes a été effectué par la méthode (Rodier et al, 2005). Il fait appel à deux tests consécutifs à savoir :

n **Test présomptif** : réservé la recherche des coliformes totaux. fait sur un milieu sélectif (bouillon lactose), sa fermentation se traduit par un dégagement de gaz dans la cloche de Durham et un trouble après une incubation à 37°C

n **Test confirmatif** : réservé pour la recherche des coliformes fécaux et *Escherichia coli* sur un milieu plus sélectif (VRBL) à une température de 44°C, à partir des tubes positifs du test présomptif

3.2.1.1- Dénombrement des coliformes totaux (Test présomptif)

-Effectuer des dilutions dans 9ml d'eau physiologique de l'ordre de 10^{-6}

- Incubation à 37°c pendant 24h

Positive Négative

Bouillon lactosé [D/C] +cloche de Durham

- Le trouble ou production de gaz Aucun changement se traduit Présence des coliformes totaux

3.2.1.2- recherche des coliformes fécaux (tests confirmatifs)

- 4à5gouttes dans 10ml de VBL + cloche 2à3 gouttes dans 5ml.

-Incubation à44°c pendant 24h

-2à3 gouttes de Réactif de Kovacs

-Formation d'un trouble et gaz dans la cloche anneau rouge

-Tube positive (formation de trouble) Tube négative (aucun changement)

3.2.2.Technique de recherche des Streptocoques fécaux « Test présomptif»**Test présomptif**

-Incubation à37°c pendant 24 à 48h

-Bouillon de Rothe (D/c)

Test confirmatif : se fait par

-Repiquage des tubes positifs sur le milieu d'Eva Litsky 1ml 1ml 1ml 1ml.

3.2.3. Technique de recherche des bactéries revivifiables à 22 et 37°C :

- Liquéfier la gélose à 45-50°C, on introduit 1ml d'échantillon d'eau à analyser à l'intérieur des boites de pétri stérilisées puis on coule la gélose dans ces dernières et les laissent

solidifier après une agitation lente, les conditions d'incubation sont :






- 22°C pendant 72h.

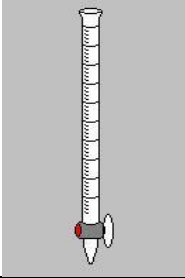



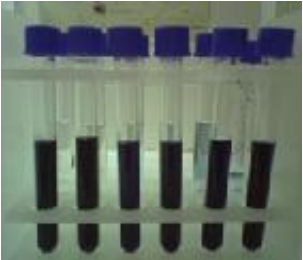
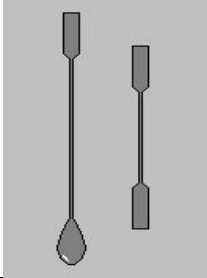


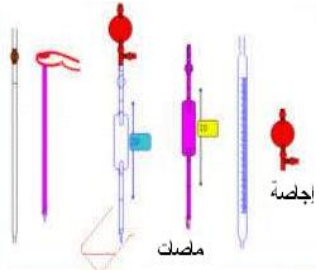

- 37°C pendant 24h.

- A 22°C : on trouve les bactéries adaptées à la température de l'eau.

- A 37°C : on trouve les bactéries pathogènes, qui se développent à la température du corps humain.

Lecture des résultats : après incubation, les boites ayant un nombre de colonies entre 30 et 300 sont seulement pris en considération. Le dénombrement des colonies est effectué par un compteur des colonies à affichage numérique. Nos résultats sont exprimés en unité formant colonie UFC/ml.

Matériel		Matériel	
	<p>pH mètre</p>		<p>balance normale</p>
	<p>conductivité mètre</p>	 <p>Microbalance</p>	<p>balance sensible</p>
	<p>Colorimètre</p>		<p>Agitateur</p>
	<p>Spectrophotomètre</p>		<p>Agitateur magnétique</p>
	<p>Bain-marie</p>		<p>Distillateur</p>

Matériel		Matériel	
	Burette		Mortier
	Fiole jaugée		Tamis
	Tubes test		spatule
	Epouvette graduée	 bécher	Béchers
 إحصية مضات	Pipette graduée	 erlenmeyer	Erlenmeyer

4. RESULTATS

4.1 Paramètres physico-chimiques de l'eau des piscines d'El oued et Guemar

4-1-1 Le PH

Les valeurs de pH mesurés pour la piscine d'El oued varient entre 6.34 et 6.84 indiquant le caractère acide des eaux. pour la piscine de guemar les valeurs varient entre 7.72 et 8.42 reflétant ainsi l'alcalinité des ces eaux (Figure 03).

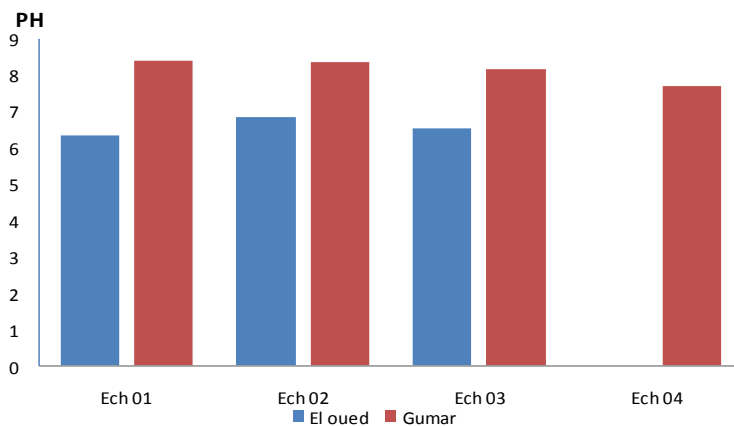


Figure 03: Variation du PH dans la piscine d'El oued et la piscine de Guemar.

4-1-2- L'alcalinité totale (TAC)

Pour le TAC, les concentration fluctuent en fonction de la station. Pour la piscine d'El oued un le maximum était de 131.5mg/l tandis que les concentration pour la piscine de Guemar restent toujours supérieurs à celle d'El oued avec un minimum de 172mg/l et un maximum de 186mg/l. ces différences entre les stations sont à relier avec la nature différente des eaux d'alimentation des piscines. (Figure04)

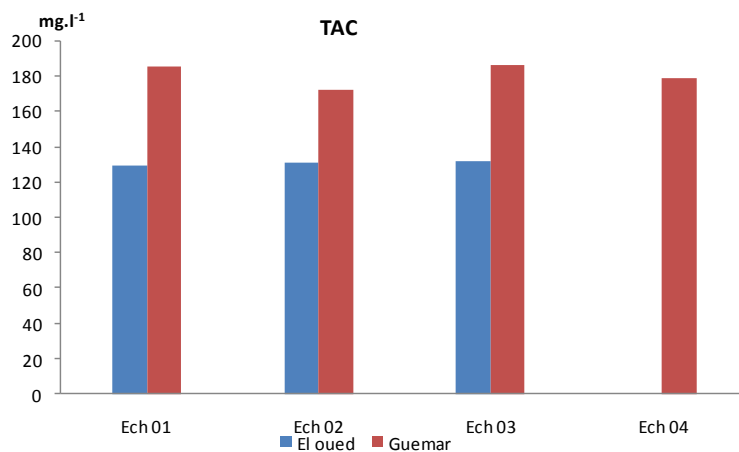


Figure 04: Variation des concentrations du TAC dans la piscine d'El oued et la piscine de Guemar.

4-1-3- Le Chlore

Les concentrations en chlore pour la piscine d'El oued reste constantes avec 0.8 mg/l, tandis que les concentrations pour la piscine de Guemar fluctuent faiblement avec un maximum de 1.7mg/l. Ces différences reflètent encore une fois la nature différente des eaux d'alimentation des deux piscines.

(Figure 05)

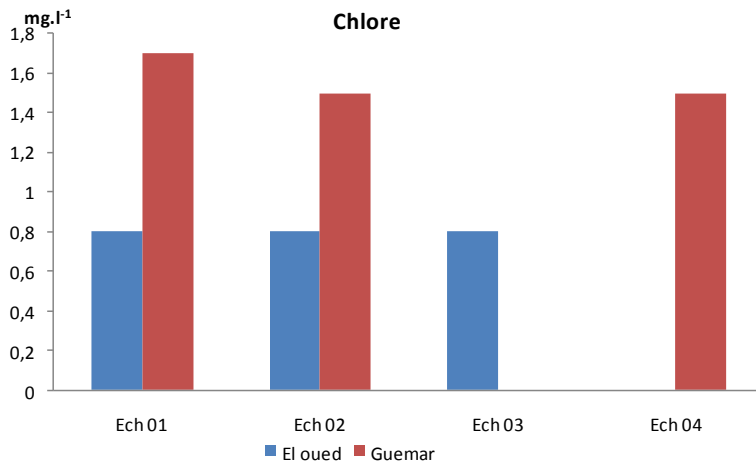


Figure 05: Les concentrations du Chlore dans la piscine d'El oued et la piscine de Guemar

4-1-4- Autres paramètres

La conductivité électrique reste élevée et comparable dans les deux stations avec une moyenne de 4.9mS/cm (tableau 04)

La dureté totale de l'eau de la piscine d'El oued enregistre une moyenne de 224 mg/l alors que celles de Guemar enregistrent une moyenne cinq fois plus élevée avec 1150 mg/l. Cette différence significative s'explique encore une fois par les origines différentes des eaux d'alimentation des deux piscines (tableau 04)

En ce qui concerne les ions nitrate, les concentrations dans les eaux des piscines de Guemar varient entre 5.5 et 21.5 mg/L, alors que les eaux de la piscine d'El oued attestent des valeurs élevées par un maximum de 75.8 mg/l (tableau 04).

Pour les teneurs en chlorures, la piscine d'El oued enregistre des concentrations très élevées avec une moyenne de 1932 mg/l. Les teneurs des eaux de Guemar marquent une moyenne de 76.4mg/l (tableau 04).

	Eau de la piscine El oued			Eau de la piscine Guemar		
	Moy	Min	Max	Moy	Min	Max
Conductivité (mS/cm)	4.9	4.8	5	4.93	4.7	5.1
Dureté (mg/l) CaCO₃	224	210	240	1150	950	1300
NO₃ (mg. L ⁻¹)	70.4	65.8	75.8	12.4	5.5	21.5
Cl⁻ (mg. L ⁻¹)	1932	1733.6	2265	76.4	51	133

Tableau 04: Valeurs minimales, maximales et moyennes des Paramètres physico-chimiques étudiés pour les eaux de la piscine d'El oued et la piscine de Guemar

4-2- Les paramètres microbiologiques

4-2-1- La microbiologie des eaux de la piscine d'El oued

Pour les coliformes totaux, on remarque que les densité sont très faibles, avec un maximum de 3UFC/100ml. Les valeurs qui concernes Escherichia coli sont nuls. pour les staphylocoques on peut remarquer que les trois échantillons marquent leurs présence avec un maximum de 100 UFC/100ml **tableau 05**

	Coliformes totaux UFC/100ml	Coliformes fécaux UFC/100ml	Escherichia coli UFC / 100ml	Staphylocoque UFC/100 ml	Germe totaux 37°C UFC/1 ml
Echantillon 01	0	0	0	100	++
Echantillon 02	3	0	0	110	+++
Echantillon 03	2	0	0	10	+

Tableau 05: La qualité microbiologique des eaux de la piscine d'El oued

4-2-2- La microbiologie des eaux de la piscine de Guemar

On remarque la présence de coliformes fécaux dans un seul échantillon avec 13 UFC, contre une densité très élevée pour les germes totaux présent dans tous les échantillons (**tableau 06**)

	Coliformes fécaux UFC/100ml	Coliformes totaux UFC/100ml	Escherichia coli UFC / 100ml	Staphylocoque UFC/100 ml	Germe totaux 37°C UFC/1 ml
Echantillon 01	13	0	0	0	++++
Echantillon 02	0	0	0	0	+++
Echantillon 03	0	0	0	0	138

Tableau 06: La qualité microbiologique des eaux de la piscine de Guemar. ++++: Grand nombre non quantifiable de colonies.

DISCUSSION ET CONCLUSION

Cette étude s'inscrit dans le cadre visant à évaluer la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de piscines à fin de caractériser les risques liés à l'usage de ces eaux.

L'examen des données démontre que les PH varient beaucoup d'une eau de piscine à une autre. Ces fortes variations ne peuvent être expliquées qu'en examinant pour chaque piscine les paramètres de qualité de l'eau d'appoint (origine de l'eau, ...). Le PH des eaux de la piscine d'El oued fluctuent entre 6.34 et 6.84. Ces taux de pH restent inférieurs aux normes fixées par la France qui prescrit des PH entre 6.9 et 8.2 pour les eaux bassins artificielles (normes de qualité relatives eaux de piscines, 1991). En effet l'intervalle dans lequel se situe le pH de la piscine d'El oued démontre le caractère acide de ses eaux; cette acidité provoque selon les experts une irritation des yeux et de la muqueuse, favorise l'apparition d'algues dans les eaux et annule surtout l'action des désinfectants. toute fois cette agressivité corrode les parois en béton, les revêtements en ciment et les objets métalliques tels que les pompes en métal. En revanche les eaux de la piscine de Guemar dépassent les normes française du pH en se situant entre 7.72 et 8.42. ce caractère alcalin des eaux aura des répercussions sur la qualité des eaux par précipitation des sels, et de calcaire l'eau devient corrosive, entartre les filtres, les parois et irrite les yeux et la muqueuse et enfin annule à son tour l'action des désinfectants. selon une étude menée en France en 2012, un PH compris entre 7.3 et 7.5 induit à un ralentissement de la dégradation de l'urée par le chlore dans les eaux des piscine (Diab F.,2012). une autre étude canadienne, démontre qu'un PH compris entre 7.2 et 7.8 semble représenter un juste équilibre entre l'efficacité désinfectante et le confort du baigneur tout en évitant la corrosion des piscine et la formation des chloramine Ces composés provoquent des effets irritatifs chez les baigneurs (toux, irritation des yeux, etc.) de même qu'une odeur désagréable (Nicholas B., 2009). Cette même étude précise que si le PH passe de 7 à 8, le pourcentage de chlore efficace diminue de 75% à 23% (Nicholas B., 2009).

Pour le titre alcalimétrique complet (TAC) les valeurs de la piscine Guemar restent relativement élevées et dépassent ceux cités dans le guide d'exploitation des piscines et autres bassins artificiels destinés à la baignade pour le Canada. qui fixe les teneurs en TAC

entre 60mg/l et 150mg/l. les différences de concentrations entre les stations sont à relier avec la nature différente des eaux d'alimentation des piscines.

Pour le chlore, l'analyse des résultats démontre que les concentrations en chlore oscillent entre 0.8mg/l pour la piscine d'El oued et 1.7mg/l pour celle de Guemar cette différence du simple au double se traduit par un ajout préalable de chlore pour des eaux d'alimentation de la piscine de guemar ayant comme source le châteaux d'eaux municipale destiné à l'eau de boisson. cependant et malgré ces différences, les concentrations respectent les normes françaises qui recommandent une concentration entre 0,4 mg/l et 1,4 mg/l (chlore non stabilisé) (Nicholas B., 2009), par contre L'utilisation de traitements chocs à l'aide du chlore, c'est-à-dire l'augmentation de la concentration de chlore libre au-dessus de 10 mg/l pour quelques heures, est fréquente dans les spas au Québec. Ces traitements permettent entre autres de transformer les chloramines en chlore libre actif, phénomène associé au concept de break point chlorination. Ils représentent également un moyen efficace d'éliminer les algues présentes(Nicholas B., 2009)

La conductivité électrique reste élevée dans les deux stations avec moyenne de 4.9mS/cm. elle est directement liée aux formations des terrains géologiques traversées par les eaux d'alimentation des deux piscine (forage pour la piscine d'el oued et de Guemar). Ces résultats concordent avec ceux de Achiri O., et Bouzeyane Y., en 2014 qui suggèrent que la conductivité varie entre 2520 μ S/cm et 3920 μ S/cm qui dépasse les normes admises pour les eaux potable.

Pour la dureté total de l'eau ou TH, elle définit le taux de calcaire présent dans l'eau. Une eau trop calcaire se trouble, entartre les installations, les revêtements, les tuyauteries et les équipements et provoque l'irritation de la peau et des yeux des baigneurs. en effet la moyenne enregistrée dans la piscine de Guemar avec 1150 reste largement loin des normes de la qualité de guide d'exploitation des piscines et autres bassins artificiels destinés à la baignade pour le canada qui fixe ce paramètre à une concentration entre 150mg/l et 400mg/l CaCO_3 .

En ce qui concerne les ions nitrates, les concentrations moyennes dans les eaux de la piscine d'El oued enregistrent 70mg/L. Ces résultats restent très loin de ceux indiqués par Zoubeidi A. en 2010, fixant les concentrations pour l'eau d'El oued à 5.1mg/l. Achiri O., et

Bouzeyane Y., en 2014 signalent aussi des teneurs en nitrates comprises entre 0.318 et 19.365mg/l. ces concentrations qui dépassent largement les normes de L'OMS pour les eaux potables (inf. à 50mg/l) témoignent de la présence d'une source de pollution.

Les teneurs en chlorures enregistrées dans la piscine d'El oued sont 25 fois plus grandes que celles enregistrées dans les eaux de la piscine de Guemar, et dépassent en moyenne 10 fois les normes indiquées dans le guide d'entretien des piscine rédigé par la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales du Puy de Dôme de France qui fixent les valeurs à 200mg/l. Cette enrichissement en ions chlorure qui peut être très important s'explique probablement par l'ajout continu de désinfectant (chlore ou eau de javel), par les apports des baigneurs mais aussi par la nature des eaux d'alimentation, car Achiri O., et Bouzeyane Y., reportent des valeurs similaires pour les eaux d'El oued (1035.22mg/l). Cependant cette excès peut indiquer un renouvellement insuffisant de l'eau selon guide d'entretien des piscine.

Sur le plan microbiologique, la flore bactérienne semble être différentes entre les deux piscines. On pu constater que Les valeurs moyennes sont respectivement 3 UFC/100ml et 2 UFC/100ml pour les coliformes totaux ce qui correspond généralement à des souches bactériennes plus souvent environnementales que fécales. Dans une eau de piscine désinfectée et désinfectante, ces bactéries constituent plutôt un indicateur d'efficacité de la désinfection que d'une contamination fécale. Leur principal intérêt réside dans le fait qu'ils sont plus facilement détectables que d'autres indicateurs. Leur présence dans l'eau d'un bassin n'est donc pas nécessairement un signe qu'il y a un risque pour la santé, mais une indication qu'il peut y avoir une défaillance dans le traitement de l'eau, en raison d'un fonctionnement inadéquat des équipements ou d'une gestion inappropriée de la part du personnel. Leur absence, par contre, témoigne d'une qualité rassurante de l'eau. De plus, l'OMS n'en recommande pas leur mesure. La suppression de ce paramètre semble donc envisageable.

Pour les densités en staphylocoque, les eaux de la piscine d'El oued semble être trop chargées par cette bactérie, les valeurs dépassent les normes canadienne décrites dans le Guide d'exploitation des piscines et autres bassins artificiels destinés à la baignade (< 30 UFC/100 m) par une concentration maximal de 100 UFC/100ml. Ce germe opportuniste

vivant et se développant sur le corps de la plupart des humains sans toutefois que ces derniers soient malades, peut être présent dans les oreilles et dans le nez des baigneurs, par exemple. Sa présence dans une proportion supérieure à 30 UFC/100 ml dans l'eau d'un bassin indique une contamination inacceptable de celle-ci et peut être liée au nombre important de nageurs d'une part et au non respect des règles d'hygiène d'autre part. La forte concentration de ces indicateurs est associée avec un risque épidémiologique élevé, leur contrôle n'est pas obligatoire.

Les résultats d'analyse Pour la piscine de Guemar, montrent des teneurs élevées en germes totaux à 37°C, avec des valeurs comprises entre un minimum 138 UFC/ml et un maximum non quantifiable. Ces teneurs dépassent les normes fixées par l'OMS et la pluparts des pays étrangers(Anses rapport). Le dénombrement des micro-organismes revivifiables à 37° représente un indicateur de la qualité microbiologique globale de l'eau. Son augmentation peut traduire dysfonctionnements au sein des installations de traitement et de recyclage de l'eau. Il peut aussi révéler une efficacité insuffisante du désinfectant utilisé. Il est donc proposé de conserver ce paramètre pour lequel la limite actuelle de 100 UFC/mL apparaît pertinente., Etant donné la méthode normalisée actuellement employée, cette valeur est quantifiable et fiable (Anses rapport).

sur le plan risques chimiques, on constate que les eaux des deux piscines ne respectent pas les normes de Ph chose qui aura des répercussions sur la qualité des eaux ainsi que sur la santé des baigneurs. Pour le TAC, TH et le chlore les eaux de la piscine de Guemar dépassent souvent les valeurs nommes, chose qui aura encore une fois des conséquences sur la qualité des eaux, sur le matériels et sur la santé des baigneurs.

Sur le plan microbiologique, les eaux des deux piscines présentent des différences qualitatifs des charges bactériennes. pour la piscine d'El oued les staphylocoques indicatrices de du manque d'hygiène dépassent la norme recommandées. Pour la piscine de guemar c'est plutôt les germes revivifiables à 37 qui dépassent la norme. De tel résultats révèle une efficacité insuffisante du désinfectant utilisé.

À travers le monde, beaucoup de pays règlementent les piscines tandis que la réglementation algériennes néglige encore cet axe. De ce fait on doit se tenir compte, afin d'adapter les prescriptions techniques et les modalités du contrôle sanitaire aux différentes

catégories de piscines et limiter les risques sanitaires associés à leur fréquentation. La sensibilisation et de formation des gestionnaires sont aussi nécessaires pour favoriser un meilleur entretien et une meilleure surveillance de la qualité de l'eau de ces installations

En fin, ces résultats constituent une première base de données sur la qualité des eaux de piscine. des études complémentaires doivent se poursuivre pour mieux comprendre le caractère, le chimisme, et la gestion des risques liées à la fréquentation des piscines.

ANNEXE : 1**1. Les Analyses physico-chimiques des eaux de la piscine d'El oued 19 Mars**

Paramètre	Echantillon 21/11/2016	Echantillon1 13/12/2016	Echantillon 26/12/2016	Unite	Méthode
pH	6.34	6.84	6.53	/	NA 751
Conductivité	4.99	4.75	4.87	mS/cm	NA 749
TAC	129.5	130.5	131.5	mg/L CaCO ₃	NA 756
Dureté total	240	210	223	mg/L CaCO ₃	NA 752
TDS	3.79	3.60	3.69	g/L	NA 749
Sodium Na	290.83	321.65	298.30	mg/L	NA 1653
Potassium k	30.52	30.17	32.24	mg/L	NA 1653
Calcium Ca	681.36	684.36	681.36	mg/L	NA 1655
Magnesium Mg	170.14	97.22	128.82	mg/L	NA 752
Chlorure Cl	2265.45	1769.10	1733.65	mg/L	NA 6917
Nitrate NO ₃	75.80	69.64	65.38	mg/L	NA 1656
Sulfate SO ₄	835.99	860.30	940.30	mg/L	KERN
Bicarbonate HCO ₃	157.99	159.21	160.43	mg/L	NA 756
Chlore libre	0.8	0.8	0.8	mg/L	(C.L) (BR)

2. Les Analyses microbiologiques

	Coliformes totaux	Escherichia coli	staphylocoque	pseudomonas	Streptocoques
Date	Unite UFC/100ml	Unite UFC/100 ml	Unite UFC/100 ml	Unite /	Unite /
21/11/2016	absence	absence	100	0	0
13/12/2016	3	absence	110	0	0
26/12/2016	2	absence	10	0	0
02/01/2017	absence	absence	50	0	0

ANNEXE : 02**1. Les Analyses physico-chimiques des eaux de la piscine Guemar**

paramètre	Echantillon 31/01/2017	Echantillon 04/02/2017	Echantillon 11/02/2017	Echantillon 19/02/2017	Unité	Méthode
pH	8.42	8.38	8.20	7.72	/	NA 751
conductivité	4.68	4.90	5.03	5.10	mS/cm	NA 749
TAC	185	172	186	179	mg/L CaCO ₃	NA 756
TH	1300	1250	1100	950	mg/L CaCO ₃	NA 752
NTU	0.606	0.606	0.264	0.805	NTU	NA 751
NO ₂	0.045	0.015	0.039	0.014	mg/L	NA 1656
PO ₄ ⁻	0.443	0.688	0	1.026	mg/L	NA 1656
Calcium Ca	284.56	456.91	292.58	112.22	mg/L	NA 1655
Magnésium Mg	143.39	26.73	89.92	162.84	mg/L	NA 752
Chlorure Cl	57.90	50.90	132.90	63.90	mg/L	NA 6917
Nitrate NO ₃	3.233	4.294	1.104	1.301	mg/L	NA 1656
NH ₄	0.112	0.143	0.072	0.001	mg/L	NA 1656
Bicarbonate HCO ₃	231.8	215.94	233.02	48.8	mg/L	NA 756
Chlore libre	1.5	1.7	1.5	/	mg/L	(C.L)(BR)
R.S	1800	2960	2720	3800	mg/L	NA 749

2. Les Analyses microbiologiques

	Coliformes totaux	Coliformes fécaux	Escherichia coli	Streptocoques	Germe totaux
Date	Unité UFC/100 ml	Unité UFC/100 ml	Unité UFC/100 ml	Unité UFC/100 ml	Unité UFC/1 ml
31/01/2017	absence	13	absence	0	++++
04/02/2017	absence	absence	absence	0	+++
11/02/2017	absence	absence	absence	0	-
19/02/2017	absence	absence	absence	0	138

Références Bibliographies

- Alary, M., and J. R. Joly. (1991).** Risk factors for contamination of domestic hot water systems by legionellae. *Applied and Environmental Microbiology* 57:23 60-2367.
- Armstrong, T. W., and C. N. Haas. (2007).** Quantitative microbial risk assessment model for Legionnaires' disease: assessment of human exposures for selected spa outbreaks. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 4:634-646.
- Association française de normalisation (AFNOR). (2006).** Détection et quantification des Legionella et/ou Legionella pneumophila par concentration et amplification génique par réaction de polymérisation en chaîne (PCR) Norme XP T90-471. La Plaine Saint-Denis, France, AFNOR.
- Association française de normalisation (AFNOR). (2003).** Recherche et dénombrement de Legionella spp. et de Legionella pneumophila (méthode par ensemencement direct et après concentration par filtration sur membrane ou centrifugation) Norme NF T90-431. La Plaine Saint-Denis, France, AFNOR.
- Association française de normalisation (AFNOR). (2006).** Recherche et dénombrement de Legionella spp. et de Legionella pneumophila (méthode par ensemencement direct et après concentration par filtration sur membrane ou centrifugation) Norme NF T90-431/A31. La Plaine Saint-Denis, France, AFNOR.
- Atlas, R. M. (1999).** Legionella: from environmental habitats to disease pathology, detection and control. *Environmental Microbiology* 1:283-293.
- Abad F.X., Pinto R.M., Villena C. et al. (1997).** Astrovirus survival in drinking water. *Appl. Environ. Microbiol.*; 63 (8) : 3119-22.
- AFNOR. (1996).** XP T90-451 - Essais des eaux - Recherche des entérovirus - Méthode par concentration sur laine de verre et détection par culture cellulaire.
- AFNOR. (1999).** NF EN ISO 6222 - Qualité de l'eau - Dénombrement des micro-organismes revivifiés - Comptage des colonies par ensemencement dans un milieu de culture nutritif gélosé.

Bibliographies

AFNOR. (2000). NF EN ISO 9308-1 - Qualité de l'eau - Recherche et dénombrement des *Escherichia coli* et des bactéries coliformes - Partie 1 : méthode par filtration sur membrane.

AFNOR. (2003). NF X 50-110 - Qualité en expertise - Prescriptions générales de compétence pour une expertise.

AFNOR. (2006). XP T90-412 - Qualité de l'eau - Recherche et dénombrement des staphylocoques pathogènes - Méthode par filtration sur membrane.

Afssa. (2002). Evaluation quantitative du risque sanitaire lié à la présence de *Cryptosporidium sp.* dans l'eau distribuée. Document associé au rapport sur les infections à protozoaires liées aux aliments et à l'eau : évaluation scientifique des risques associés à *Cryptosporidium sp.* Maisons-Alfort : Afssa. 61 p.

Afssa. (2003). Bilan des connaissances relatives aux *E. coli* producteurs de shigatoxines STEC. Maisons-Alfort : Afssa. 220 p.

Afssa, Afsset (2006). Evaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et leurs toxines dans les eaux destinés à l'alimentation, à la baignade et autres activités récréatives. Groupe de travail «cyanobactéries et cyanotoxines» de l'Afssa et groupe de travail «cyanobactéries et cyanotoxines dans les eaux de loisirs» de l'Afsset. Maisons-Alfort : Afsset. 232 p.

Afsset. (2007). Qualité microbiologique des eaux de baignade. Classement de la qualité des eaux de baignade à l'échelon national par la méthode de la nouvelle directive européenne 2006/7/CE. Méthode et résultats généraux. Synthèse de résultats. Réponse à la demande d'appui scientifique et technique DGS/EA4 - N°965. Maisons-Alfort : Afsset. 17 p.

Afsset. (2007). Valeurs toxicologiques de référence (VTR) pour les substances reprotoxiques. Méthode de construction de VTR fondées sur des effets toxiques pour la reproduction et le développement. Maisons-Alfort : Afsset. 171 p.

Afsset. (2009). Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail Relatif à la « Demande d'avis relatif au produit Révacil (polyhexaméthylène biguanide) proposé pour la désinfection des eaux de piscines par la société MAREVA ». Saisine Afsset n°« 2008/011». Maisons-Alfort : Afsset. 6 p.

Agabiti N., Ancona C., Forastiere F. et al. (2001). Short term respiratory effects of acute exposure to chlorine due to a swimming pool accident. *Occup. Environ. Med.*; 58 (6) : 399-404.

Awogi T., Murata K., Uejima M. et al. (1992). Induction of micronucleated reticulocytes by potassium bromate and potassium chromate in CD-1 male mice. *Mutat. Res.*; 278 (2-3) : 181-5.

Afssa. (2003). Bilan des connaissances relatives aux *E. coli* producteurs de shigatoxines STEC. Maisons-Alfort : Afssa. 220 p.

Achiri O , bouziane Y ; en (2014). Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail 2014.

Ballard, A. L., N. K. Fry, L. Chan, S. B. Surman, J. V. Lee, T. G. Harrison, and K. J. Towner. (2000). Detection of *Legionella pneumophila* using a real-time PCR hybridization assay. *Journal of Clinical Microbiology* 38:4215-4218.

Beach, M. J. (2007). Recreational water illness prevention and swimming pool operation: Moving beyond the basics. *Journal of Environmental Health* 69:82-83.

Beaucage, C., and Y. Bonnier-Viger. 1996. Épidémiologie appliquée. Montréal, Gaëtan Morin Editeur, 550 p.

Beckett, G., D. Williams, G. Giberson, K. F. Gensheimer, K. Gershman, P. Shillam, R. E. Hoffman, R. Merry, H. Savalox, and L. Fawcett. (2001). *Pseudomonas dermatitis/folliculitis* associated with pools and hot tubs - Colorado and Maine, 1999-2000. *JAMA: Journal of the American Medical Association* 285:157-158.

Behets, J., P. Declerck, Y. Delaedt, B. Creemers, and F. Ollevier. (2007). Development and evaluation of a Taqman duplex real-time PCR quantification method for reliable enumeration of *Legionella pneumophila* in water samples. *Journal of Microbiological Methods* 68:137-144.

Bonvallet N., Glorennec P, Zmirou D. (2009). Derivation of a toxicity reference value for nitrogen trichloride as a disinfection by-product. *Regul. Toxicol. Pharmacol.*; 56 : 357-364.
Afsset rapport «Piscines règlementées» Saisine n° 2006/011

Bibliographies

- Barbee S.J., Thackara J.W., Rinehart W.E. (1983).** Acute inhalation toxicology of nitrogen trichloride. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.*; 44 (2) : 145-6.
- Columbia Mughal F.H. (1992).** Chlorination of drinking water and cancer : a review. *J. Environ. Pathol.Toxicol. Oncol.*; 11 (5-6) : 287-92.
- Cascieri T., Barbee S., Hammond B.G. et al. (1985).** Comprehensive evaluation of the urinary tract after chronic exposure to cyanurate in drinking water. *Toxicologist*; 5 (1) : 58.halogenated hydrocarbons in rats and mice. In: Chiyotani K., Hosoda Y., Aizawa Y. *9th International Conference on Occupational Respiratory Diseases, Kyoto, 13-16 octobre 1997* : 741-6.
- Carbonelle S., Francaux M., Doyle I. et al. (2002).** Changes in serum pneumoproteins caused by short-term exposures to nitrogen trichloride in indoor chlorinated swimming pools. *Biomarkers*; 7 (6) : 464-78.
- Carbonelle S., Francaux M., Doyle I. et al. (2002).** Changes in serum pneumoproteins caused by short-term exposures to nitrogen trichloride in indoor chlorinated swimming pools. *Biomarkers*; 7 (6) : 464-78.
- Chu H., Nieuwenhuijsen M.J. (2002).** Distribution and determinants of trihalomethane concentrations in indoor swimming pools. *Occup. Environ. Med.*; 59 (4) : 243-7.
- Department of Health of New South Wales. (1996).** Public swimming pool and spa pool guidelines. North Sydney, New South Wales Government, 30 p.
- De Laat J., Berne F., Brunet R. et al. (2009).** Sous-produits de chloration formés lors de la désinfection des eaux de piscines. Etude bibliographique. *Eur. J. Water Quality*; 40(2):109-28.
- DeAngelo A.B., George M.H., Kilburn S.R. et al. (1998).** Carcinogenicity of potassium bromate administered in the drinking water to male B6C3F1 mice and F344/N rats. *Toxicol. Pathol.*; 26 (5) : 587-94.
- Gouvernement du Québec. (2006).** Règlement sur la qualité de l'eau des piscines et autres bassins artificiels, L.R.Q., c. Q-2. Gazette officielle du Québec 138e année:5643-5647.
- Giroux, J.-P. 2009.** Étude descriptive des méthodes de désinfection et d'entretien des spas semi-publics au Québec (à paraître).
- Goeres, D. M., L. R. Loetterle, and M. A. Hamilton. (2007).** A laboratory hot tub model for disinfectant efficacy evaluation. *Journal of Microbiological Methods* 68:184-192.

Bibliographies

- Grant W.F. (1982).** Chromosome aberration assays in Allium. A report of the U.S. Environmental Protection Agency Gene-Tox Program. *Mutat. Res.*; 99 (3) : 273-91.
- Gagnaire F., Azim S., Bonnet P. et al. (1994).** Comparison of the sensory irritation response in mice to chlorine and nitrogen trichloride. *J. Appl. Toxicol.*; 14 (6) : 405-9.
- Goodman, L. S., Gilman, A. (1985).** Goodman and Gilman's : the pharmacological basis of therapeutics. 7th ed. New York. : Toronto : Macmillan Pub. Co.; Collier Macmillan Canada.
- Goodman M., Hays S. (2008).** Asthma and swimming: a meta-analysis. *J. Asthma*; 45 (8) : 639-47.
- Guide d'exploitation** des piscines et autres bassins artificiels direction des politiques de l'eau
isbn : 2-550-45358-1 envirodoq : env/2005/0068
- Health Protection Agency and Health and Safety Executive. (2006).** Management of Spa Pools: Controlling the Risk of Infection. London, Health Protection Agency, 121 p.
- Hoffman, R. Merry, H. Savalox, and L. Fawcett. (2001).** Pseudomonas dermatitis/folliculitis associated with pools and hot tubs - Colorado and Maine, 1999-2000. *JAMA: Journal of the American Medical Association* 285:157-158.
- Hassett C. (1985).** Murine lung carcinogenesis following exposure to ambient ozone concentration. *J. Natl. Cancer Inst.*; 75 (4) : 771-7.
- Hery M., Gerber J.M., Hecht G. et al. (1998).** Exposure to chloramines in a green salad processing plant. *Ann. Occup. Hyg.*; 42 (7) : 437-51.
- Hery M., Hecht G., Gerber J.M. et al. (1995).** Exposure to chloramines in the atmosphere of indoor swimming pools. *Ann. Occup. Hyg.*; 39 (4) : 427-39.
- Harrington-Brock K., Doerr C.L., Moore M.M. (1998).** Mutagenicity of three disinfection byproducts: di- and trichloroacetic acid and chloral hydrate in L5178Y/TK +/- (-) 3.7.2C mouse lymphoma cells. *Mutat. Res.*; 413 (3) : 265-73.
- Ishidate M., Harnois M.C. (1987).** The clastogenicity of chemicals in cultured mammalian cells. *Mutagenesis*; 2 (3) : 240-3.
- Johnson, J. D., and R. Overby. (1971).** Bromine and bromamine disinfection chemistry. *Journal of the Sanitary Engineering Division* 97:617-628.

Bibliographies

- Jacobs J.H., Spaan S., van Rooy G.B.G.J. et al. (2007).** Exposure to trichloramine and respiratory symptoms in indoor swimming pool workers. *Eur. Respir. J.*; 29 (4) : 690-8.
- Kallman M.J., Kaempf G.L., Balster R.L. (1984).** Behavioral toxicity of chloral in mice : an approach to evaluation. *Neurobehav. Toxicol. Teratol.*; 6 (2) : 137-46.
- Klinefelter G.R., Strader L.F., Suarez J.D. et al. (2004).** Continuous exposure to dibromoacetic acid delays pubertal development and compromises sperm quality in the rat. *Toxicol. Sci*; 81 (2) : 419-29.
- Kim B.R., Anderson J.E., Mueller S.A. et al. (2002).** Literature review--efficacy of various disinfectants against *Legionella* in water systems. *Water Res.*; 36 (18) : 4433-44.
- Kuchta J.M., States S.J., McNamara A.M. et al. (1983).** Susceptibility of *Legionella pneumophila* to chlorine in tap water. *Appl. Environ. Microbiol.*; 46(5) : 1134-9.
- Leoni E., Legnani P.P., Bucci Sabattini M.A. et al. (2001).** Prevalence of *Legionella* spp. in swimming pool environment. *Water Res.*; 35 (15) : 3749-53.
- Monchaux G. (1994).** Etude des effets cancérigènes et cocancérigènes de l'ozone chez le rat : résultats préliminaires. *Pollution atmosphérique*; 36 (142) : 84-8.
- Massin N., Bohadana A.B., Wild P. et al. (1998).** Respiratory symptoms and bronchial responsiveness in lifeguards exposed to nitrogen trichloride in indoor swimming pools. *Occup. Environ. Med.*; 55 (4) : 258-63.
- Momas I., Brette F., Spinasse F., Dab W., Festy B. (2003).** Health effects of attending a public swimming pool: follow up of a cohort of pupils in Paris. *J. Epidemiol. Community Health*.;47(6):464-8.
- Nahapetian K., Collignon A., Festy B. (1986).** Bilan d'une recherche systématique de Legionelle sp. dans l'habitat et les piscines. *Revue Française Santé Publique*; 34 : 40-4.
- Nicholas brousseau(2009).**étude de la qualite de l'eau de spas publics auquébec une analyse des facteurs influençant la contamination par legionella spp.. Pseudomonas aeruginosa et escherichia coli 2009.
- Poon R., Nakai J., Yagminas A. et al. (2002).** Subchronic toxicity of chloral hydrate on rats : a drinking water study. *J. Appl. Toxicol.*; 22 (4) : 227-36.

Bibliographies

Richardson S.D., Plewa M.J., Wagner E.D. et al. (2007). Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water : a review and roadmap for research. *Mutat. Res.*; 636 (1-3) : 178-242.

Speit G., Haupter S., Schutz P. et al. (1999). Comparative evaluation of the genotoxic properties of potassium bromate and potassium superoxide in V79 Chinese hamster cells. *Mutat. Res.*; 439 (2) : 213-21.

Thoumelin P., Monin E., Armandet D. (2005). Troubles d'irritation respiratoire chez les travailleurs des piscines. *Documents pour le Médecin du Travail*; TF 138 : 43-64

Thickett K.M., McCoach J.S., Gerber J.M. et al. (2002). Occupational asthma caused by chloramines in indoor swimming-pool air. *Eur. Respir. J.*; 19 (5) : 827-32.

World Health Organization WHO. 2006. Guidelines for safe recreational water environments. Vol. 2, Swimming pools and similar environments. Genève, WHO, 118 p.

Zwick H., Popp W., Budik G. et al. (1990). Increased sensitization to aeroallergens in competitive swimmers. *Lung*; 168 (2) : 111-5.

IFTH. Campagne nationale de mensuration. (2006). En ligne :

<http://www.ifth.org/innovationtextile/IFTH-pagesHTML/campagne-de-mensuration-la-campagne-nationale-demensuration-la-campagne-nationale-de-mensuration.htm>

INRS. (1988). Fiche Toxicologique FT 220 : Dichloroisocyanurate de sodium

Dichloroisocyanurate de potassium. Paris : INRS. En ligne :

[http://www.inrs.fr/inrspub/inrs01.nsf/inrs01_ftox_view/ADFA3D03BE498F2BC1256CE8005B5A14/\\$File/ft220.pdf](http://www.inrs.fr/inrspub/inrs01.nsf/inrs01_ftox_view/ADFA3D03BE498F2BC1256CE8005B5A14/$File/ft220.pdf)

INRS. (1997). Fiche toxicologique FT 43 : Ozone. Paris : INRS. En ligne :

[http://www.inrs.fr/inrspub/inrs01.nsf/IntranetObjectaccesParReference/FT%2043/\\$File/ft43.pdf](http://www.inrs.fr/inrspub/inrs01.nsf/IntranetObjectaccesParReference/FT%2043/$File/ft43.pdf)

INRS. Base de données CIBLEX. (2003a). CD-ROM.

INRS. (2003b). Fiche toxicologique FT 176 : Bromoforme. Paris : INRS. En ligne :

[http://www.inrs.fr/inrspub/inrs01.nsf/intranetobjectaccesparreference/FT%20176/\\$file/ft176.pdf](http://www.inrs.fr/inrspub/inrs01.nsf/intranetobjectaccesparreference/FT%20176/$file/ft176.pdf)

INRS. (2005a). Fiche toxicologique FT 253 : Chlorures d'alkyldiméthylbenzylamonium. Paris

Bibliographies

INRS. En ligne :

[http://www.inrs.fr/inrspub/inrs01.nsf/intranetobjectaccesparreference/FT%20253/\\$file/ft253.pdf](http://www.inrs.fr/inrspub/inrs01.nsf/intranetobjectaccesparreference/FT%20253/$file/ft253.pdf)

INRS (2005b). Troubles d'irritation respiratoire chez les travailleurs de piscines. *Documents pour le Médecin du Travail*; 101 : 43-64.

INRS. (2006a). Fiche toxicologique FT 157 : Eaux et extraits d'eau de Javel Hypochlorite de sodium en solution. Paris : INRS. En ligne: [http://www.inrs.fr/inrspub/inrs01.nsf/intranetobjectaccesparreference/FT%20157/\\$file/ft157.pdf](http://www.inrs.fr/inrspub/inrs01.nsf/intranetobjectaccesparreference/FT%20157/$file/ft157.pdf)

INRS. (2006b). Fiche toxicologique FT 27 Brome. Paris : INRS. En ligne : [http://www.inrs.fr/inrs-pub/inrs01.nsf/intranetobjectaccesparreference/FT%2027/\\$file/ft27.pdf](http://www.inrs.fr/inrs-pub/inrs01.nsf/intranetobjectaccesparreference/FT%2027/$file/ft27.pdf)

INRS. (2008). Fiche toxicologique FT 51 : Chlore. Paris : INRS. En ligne : [http://www.inrs.fr/INRSPUB/inrs01.nsf/IntranetObjectaccesParReference/FT%2051/\\$File/ft51.pdf](http://www.inrs.fr/INRSPUB/inrs01.nsf/IntranetObjectaccesParReference/FT%2051/$File/ft51.pdf).

INRS. (2001). Traitement UV : suivi de l'évolution des concentrations en chloroforme et en trichlorure d'azote dans les eaux de baignade d'un centre aquatique. *Cahier de notes documentaires*; 201 : 19-30.

INSEE (2005). Pratique sportive et activités culturelles vont souvent de pair. *INSEE première*; (1008). En ligne : http://www.insee.fr/fr/ffc/docs_ffc/ip1008.pdf

INSEE. (2010). Institut national de la statistique et des études économiques. En ligne : <http://www.insee.fr>

INSPQ. (2003). Fiche *Giardia Lamblia*. En ligne : <http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/198-CartableEau/GiardiaLamblia.pdf>

InVS. (2004). Evaluation des risques sanitaires des sous-produits de chloration de l'eau potable. Partie 1: Caractérisation des dangers: effets sanitaires et valeurs toxicologiques de référence. Saint-Maurice : InVS. 44p. Afsset rapport «Piscines règlementées»
Saisine n° 2006/011 Mai 2010 Page 196

InVS (2005). Moisissures dans l'air intérieur et santé. *Épidémiologie et pollution atmosphérique. Analyse critique des publications internationales. Extrapol* ; (27). 32 p.

Bibliographies

InVS. (2006). Enquête sur les méthodes de diagnostic des *Escherichia coli*

entéropathogènes et des *Escherichia coli* entérohémorragiques dans les laboratoires d'analyses biologiques et médicales, en France, en 2003. 28 p.

InVS. (2007). Evaluation des risques sanitaires des sous produits de chloration de l'eau potable. Partie 2 : Estimation de l'exposition, caractérisation du risque et faisabilité d'une surveillance épidémiologique des pathologies liées à la surchloration dans la population générale. Saint-Maurice : InVS. 54 p.

InVS. (2008). Salmonelloses non typhiques. Point d'actualité.

InVS (2009). Epidémiologie de la cryptosporidiose humaine en France en 2006 et 2007 : données du réseau Cryptosporidies Anofel. *Bulletin Epidémiologique Hebdomadaire*; 8-12.

InVS. (2009). Les sous-produits de chloration dans l'eau destinée à la consommation humaine en France. Campagnes d'analyses dans quatre systèmes de distribution d'eau et modélisation de l'évolution des trihalométhanes. Saint-Maurice : InVS. 76 p.

InVS. (2009). Maladies à déclaration obligatoire – Légionelloses. En ligne : <http://www.invs.sante.fr/surveillance/legionellose/publications.htm#rapports>

InVS. (2010). Dossiers thématiques. En ligne: <http://www.invs.sante.fr/surveillance/>

IRIS EPA. (2010). Integrated Risk Information Environmental Protection Agency. En ligne : <http://www.epa.gov/iris/>

Lenntech. (2009). Water Treatment Solutions Lenntech. En ligne :

<http://www.lenntech.fr/index.htm> **American Public Health Association - American Water Works Association - Water**

Pollution Control Federation. (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th ed., Washington, D.C.

Reptox. (2010). Commission de la santé et de la sécurité du travail - Service du répertoire toxicologique. En ligne : <http://www.reptox.csst.qc.ca>