

La règle du 0,4 mg/l pendant 4 minutes pour la désinfection des eaux potables par l'ozone.

Quarante années après, quel avenir ?

■ J.-P. DUGUET¹

Mots-clés : désinfection, ozone, cinétiques d'inactivation, hydraulique, réacteur

Introduction

Depuis la fin du XIX^e siècle, l'ozone est connu comme étant un oxydant et désinfectant puissant. Malgré la mise en place récente de nouvelles normes contraignantes vis-à-vis des bromates formés au cours de l'ozonation, ce procédé continue d'être utilisé avec succès en particulier en désinfection.

En France, au cours des années 1960, COIN, HANNOUN et GOMELLA [1] faisaient le constat que le chlore, excellent bactéricide, étant moins efficace vis-à-vis des virus et qu'un traitement des eaux de surface à l'ozone devait être reconsidéré. Ceci a amené ces auteurs à définir les conditions d'ozonation nécessaires à l'inactivation des virus poliomyélitiques, de souche Mahoney du type I dans un premier temps, puis de type II et III [1, 2].

Les expérimentations d'ozonation « statique » réalisées en laboratoire ont conduit à établir la fameuse règle du maintien dans l'eau à traiter d'un résiduel d'ozone de 0,4 mg/l pendant 4 minutes « *procurant une certitude morale d'inactivation* » (soit l'inactivation de $4 \log_{10}$ c'est-à-dire 99,99 %) de poliovirus.

Cette règle a été rapidement traduite par les concepteurs de réacteurs d'ozonation en un système d'ozonation à deux compartiments : le premier afin de sa-

tisfaire la demande en ozone de l'eau, suivi d'un deuxième dans lequel un résiduel d'ozone de 0,4 mg/l est maintenu pendant 4 minutes.

Dans les années 1950, les recherches menées dans le domaine du génie des réacteurs ont été appliquées avec succès dans l'industrie chimique. La transposition de ces concepts dans le domaine de l'eau a commencé à être réalisée au début des années 1980 pour les réacteurs d'ozonation dans un premier temps [3], puis de chloration.

Ainsi, il a été montré que l'hydraulique du réacteur d'ozonation est un facteur aussi important que la cinétique d'inactivation des micro-organismes vis-à-vis de l'efficacité de la désinfection. L'évaluation de l'efficacité réelle de la désinfection passe par la combinaison intime des aspects cinétique et hydraulique. Toutefois, la diffusion de ces nouveaux concepts dans notre domaine est lente. Encore très fréquemment la conception et la gestion de la post-ozonation reposent sur le simple concept du 0,4 mg/l pendant 4 minutes.

Un des freins à cette évolution est de nature technique : les faibles concentrations de micro-organismes mesurées dans les eaux avant et après post-ozonation n'aident pas à la perception de cette réalité, réalité qui a malgré tout un impact important vis-à-vis du niveau réel de risque microbiologique des eaux distribuées.

La mise en conformité des installations de post-ozonation vis-à-vis du respect de la norme de 10 µg/l pour les bromates est l'occasion de nous interroger

¹ Eau de Paris - Direction Qualité et Environnement
9, rue Victor Schoelcher - 75675 Paris Cedex 14.
Mél. : duguet@eaudeparis.fr

sur la définition des objectifs de la post-ozonation en termes de performances de désinfection et sur la façon d'évaluer correctement la performance réelle d'une installation d'ozonation donnée en intégrant tous les savoirs incontournables.

L'objectif de cet article est de montrer comment hydraulique du réacteur et cinétique d'inactivation des micro-organismes doivent être pris en compte pour évaluer correctement l'efficacité de la désinfection par l'ozone. Dans un deuxième article sera montré comment est appliquée cette méthodologie dans le cas concret des installations de traitement d'eau de Eau de Paris.

1. L'étude de COIN *et al.*

Afin de définir des règles de désinfection, il est nécessaire de connaître la susceptibilité (ou potentiel désinfectant ou coefficient de létalité) d'un désinfectant vis-à-vis d'un micro-organisme donné.

Pour cela, le degré d'inactivation des micro-organismes est suivi en fonction du temps d'ozonation dans des conditions définies de pH, température, concentration initiale en micro-organismes...

COIN *et al.* ont ainsi réalisé des cinétiques d'inactivation de trois types de poliovirus dans un flacon pour essai statique et également, dans une colonne d'ozonation alimentée continuellement en ozone. Les auteurs ont suivi en fonction du temps, le degré d'inactivation des virus et la concentration en résiduel d'ozone dissous dans l'eau. Ce dernier chute compte tenu de sa consommation par les matières organiques apportées par le milieu de culture viral et par les eaux brutes de Seine et de Marne.

La *figure 1* présente un exemple du degré d'inactivation du poliovirus Mahoney de type I.

Sans entrer dans une critique pertinente des résultats obtenus et de la méthode expérimentale utilisée qui pourrait être faite à la lumière de nos connaissances actuelles, il est à retenir pour la suite du présent article les conclusions tirées par les auteurs que, *un résiduel d'ozone dissous de 0,4 mg/l agissant pendant 4 minutes paraît constituer une « certitude d'inactivation »*, soit 99,99 % d'inactivation (ou 4 log₁₀ d'inactivation).

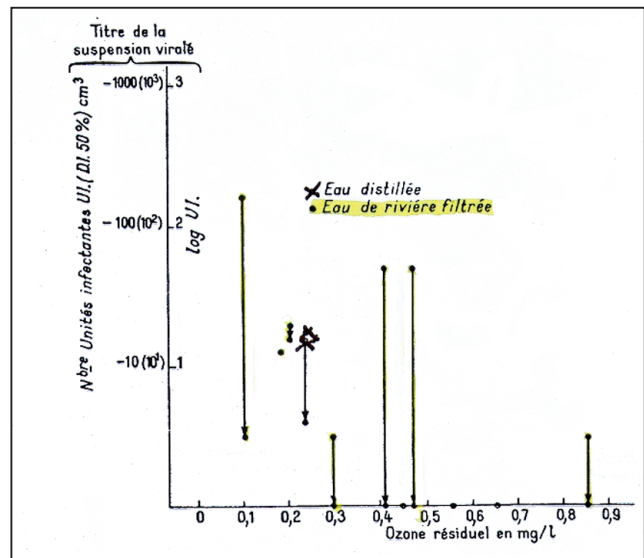


Figure 1. Essais statiques. Effet produit en quatre minutes sur le titre d'une suspension de virus dans l'eau distillée ou dans des eaux de rivière filtrées par un taux d'ozone résiduel donné

Dans le présent article, afin de calculer le coefficient de létalité issu des expérimentations de COIN *et al.*, pour des raisons de facilité liées au manque de données cinétiques pertinentes, on a utilisé la loi de Chick.

Cette loi indique que le logarithme du degré d'inactivation est proportionnel à la concentration en ozone dissous (C), au temps de contact (t). Le produit Ct correspond à ce que l'on appelle aujourd'hui l'exposition au désinfectant, ici à l'ozone :

$$\ln N_0/N_t = K Ct$$

K est le coefficient de létalité spécifique du désinfectant, du micro-organisme et valable à une température donnée. Ce coefficient est l'équivalent d'une constante cinétique chimique ; dans ce cas, il est le reflet de la complexité de l'inactivation (diffusion du désinfectant jusqu'au(x) site(s) d'inactivation, vitesse de réaction avec les structures biologiques constitutives des sites d'inactivation...).

Il est donc possible, à partir de la loi de Chick, de calculer le coefficient de létalité approximatif des poliovirus à partir des données obtenues par COIN *et al.*, (exposition à l'ozone de 1,6 mg.l⁻¹.min⁻¹ et 4 log₁₀ d'inactivation).

$$2,3 * 4 = K * 0,4 * 4$$

$$K = 5,75 \text{ l. min.mg}^{-1}$$

Cette valeur sera utilisée pour les démonstrations ultérieures.

Comment ont donc été (ou devraient être) utilisées ces données pour le dimensionnement des installations de post-ozonation ?

2. L'utilisation actuelle de ces données

Bien que de nombreuses évolutions aient eu lieu et continuent à avoir lieu dans ce domaine, la plupart des installations de post-ozonation sont réalisées « pour avoir une étape de désinfection » sans que réellement soit posée la question de l'objectif et des performances à atteindre (x log de coliformes, y log de *Giardia* à inactiver par exemple). De plus, le dimensionnement est réalisé traditionnellement afin de maintenir 0,4 mg/l de résiduel d'ozone. Il est alors annoncé que la post-ozonation permet l'inactivation de 4 log₁₀ de poliovirus, sans bien sûr, tenir compte de l'hydraulique du réacteur d'ozonation !

Le résultat énoncé est-il conforme ? Ne nous trompons-nous pas lourdement dans cette affirmation, quel que soit le micro-organisme considéré ?

3. Le concept américain du Ct₁₀

Au début des années 1980, les États-Unis d'Amérique ont révisé leur réglementation concernant la qualité des eaux de surface destinées à la consommation humaine. Il s'agit du « Surface Drinking Water Act » (SDWA) publié par l'USEPA en 1987. Le SDWA accorde une part importante à la maîtrise de la qualité microbiologique et donc de la désinfection, en particulier vis-à-vis d'un parasite dit émergent, les *Giardia*.

L'importance de l'hydraulique des réacteurs, en particulier ceux de la chloration, les plus utilisés, commence à être perçue et elle est prise en compte dans le calcul du « crédit » d'inactivation d'un nombre de log donné par le chlore ou par un autre désinfectant (ozone et chloramine).

Le concept introduit est le Ct₁₀ qui correspond à une exposition à un désinfectant comme cela a été vu précédemment. La différence essentielle est le t₁₀. Que signifie le t₁₀ ?

Il est classique de définir le temps de séjour hydraulique (ou temps de contact) de l'eau dans un réacteur en divisant le volume du réacteur par le débit d'eau. En réalité, dans les réacteurs classiques, il existe une

répartition des temps de séjour de l'eau dépendant de la géométrie du réacteur, de la présence de chicanes... Dans certains cas, il peut y avoir également des courts-circuits de l'eau et des zones mortes ou de stagnation.

Le t₁₀ dans un réacteur est donc le temps pour lequel, 10 % du volume d'eau sont déjà sortis du réacteur. Il existe deux réacteurs idéaux bien connus dans le domaine du génie des réacteurs, le réacteur infiniment mélangé en série et le réacteur dit à écoulement piston ou piston.

Sans rentrer dans les démonstrations bien connues par ailleurs, pour un réacteur infiniment mélangé, le ratio t₁₀/t est égal à 0,1 (t étant le temps de séjour hydraulique du réacteur). Si le temps de séjour hydraulique d'un réacteur est de 10 minutes, le t₁₀ sera égal à 1 minute, temps correspondant à la sortie de 10 % du volume d'eau.

Au contraire, dans un réacteur piston parfait, le ratio t₁₀/t est égal à 1, le temps de séjour de l'eau est uniforme pour tout le volume d'eau et correspond au temps de séjour hydraulique dans le réacteur soit 10 minutes.

Il peut être conclu aisément que pour traiter l'eau, un réacteur piston, à même taille, sera beaucoup plus efficace qu'un réacteur infiniment mélangé.

Dans les réacteurs industriels (ozonation, chloration...), l'hydraulique sera comprise entre ces deux types de réacteur.

3.1. Traçage et caractérisation de l'hydraulique des réacteurs

L'hydraulique d'un réacteur peut être aisément caractérisée en effectuant un traçage du réacteur. C'est une opération qui consiste à injecter un traceur dans l'eau entrant dans le réacteur sous forme d'un pic ou pendant un certain temps, par exemple du chlorure de lithium, et de suivre en fonction du temps la concentration en sortie de réacteur (mesure de l'évolution de la conductivité de l'eau ou dosage du lithium, par exemple). Le traitement de ces informations permet de calculer le ratio t₁₀/t et également de caractériser le réacteur en un certain nombre de réacteurs parfaitement agités en série (RPA). Ainsi, la relation entre t₁₀/t et le nombre de RPA est indiquée dans le *tableau I*.

Modèle hydraulique	Ratio t_{10}/t
1 RPA	0,1
3 RPA	0,36
4 RPA	0,43
5 RPA	0,48
6 RPA	0,52
8 RPA	0,58
RPA (réacteur piston)	1

D'après [ROUSTAN *et al.*, 1991]

Tableau I. Relation entre t_{10}/t et le nombre de RPA en série

3.2. Application à l'attribution d'un crédit d'inactivation aux USA

À partir des nombreuses cinétiques d'inactivation établies aux USA, l'USEPA a publié des tables donnant des valeurs d'exposition au désinfectant en fonction de la température, parfois du pH pour les différents micro-organismes et désinfectants afin d'obtenir un crédit d'inactivation de $x \log_{10}$. Ce crédit d'inactivation ajouté par exemple à celui obtenu par filtration (par exemple $2 \log_{10}$ de rétention physique d'oocystes de *Cryptosporidium* si la turbidité en sortie de filtre est toujours inférieure à 0,3 NTU) permet d'évaluer le nombre de log de rétention/inactivation d'une chaîne de traitement et donc, connaissant le niveau de concentration maximal en certains micro-organismes de s'assurer que l'élimination permet, par le calcul, d'atteindre un niveau de concentration en micro-organismes certes non mesurable mais compatible avec la distribution d'une eau ne présentant pas de risque microbiologique annuel supérieur à la limite 10^{-4} utilisée par l'USEPA.

Le *tableau II* indique les valeurs d'exposition à l'ozone (Ct_{10}) pour l'inactivation de *Cryptosporidium*.

Ainsi, si le traçage du réacteur a révélé que son hydraulique est telle que t_{10}/t est égal à 0,5, à 20 °C pour obtenir l'inactivation d'un $1/2 \log_{10}$ de *Cryptosporidium*, avec le maintien d'un résiduel d'ozone de 0,4 mg/l, le temps de séjour hydraulique devra être égal à $2/(0,4 \times 0,5)$ soit 10 minutes. Le cloisonnement d'un réacteur d'ozonation de même type aura un écoulement d'eau se rapprochant d'un piston et augmentera le ratio t_{10}/t qui pourrait ainsi être de 0,7, le temps de contact nécessaire de l'eau dans le réacteur ne serait donc plus que de $2/(0,4 \times 0,7)$ soit 7 au lieu de 10 minutes. La taille du réacteur pourrait donc être réduite de 30 %.

Si l'on considère un réacteur existant, son recloisonnement, à volume toujours identique, se traduira par une efficacité d'inactivation plus importante.

Il est évident que la prise en compte par le législateur américain de l'hydraulique du réacteur par l'intermédiaire du concept du t_{10} afin d'accorder un crédit de $x \log_{10}$ d'inactivation est une méthode importante mais nous allons le voir, selon l'auteur et de nombreux collègues, inadapté et fausse.

Le législateur américain utilise des modèles d'évaluation de risques microbiologiques sophistiqués, des données de cinétiques d'inactivation soigneusement produites et calculées ; pourquoi a-t-il pris le concept du t_{10} et pas celui du t_5 ou plus laxiste du t_{20} ?

La prise en compte du critère de type t_{10} permet-elle de calculer un niveau d'inactivation dans un réacteur donné de manière correcte ?

Dès 1991, nous avons montré [ROUSTAN *et al.*, 1991] en comparant les résultats obtenus par la méthode du concept du t_{10} et ceux issus du modèle simple et classique combinant cinétique d'inactivation et hydraulique du réacteur que le concept du t_{10}

Crédit d'abattement en \log_{10}	Température de l'eau (en °C)									
	L 0,5	1	2	3	5	7	10	15	20	25
0,5	12	12	10	9,5	7,9	6,5	4,9	3,1	2,0	1,2
1,0	24	23	21	19	16	13	9,9	6,2	3,9	2,5
1,5	36	35	31	29	24	20	15	9,3	5,9	3,7
2,0	48	46	42	38	32	26	20	12	7,8	4,9
2,5	60	58	52	48	40	33	25	16	9,8	6,2
3,0	72	69	63	57	47	39	30	19	12	7,4

Tableau II. Valeurs d'exposition à l'ozone pour l'inactivation des cryptosporidiums (USEPA, 40 CFR 141.730)

induisait des erreurs d'évaluation d'efficacité d'autant plus importantes que le degré d'inactivation demandé était élevé (3 ou 4 \log_{10}) et donc qu'il était complètement erroné d'utiliser la méthode du t_{10} à des fins d'évaluation d'efficacité de désinfection.

Dans la partie suivante, afin d'illustrer ce qui vient d'être dit, une comparaison va être réalisée en se basant sur l'exemple des poliovirus détaillé précédemment.

4. Le modèle hydraulique - cinétique

4.1. Formulation du modèle suivant le type de réacteur

Les fondamentaux du génie des réacteurs donnent les expressions du degré d'avancement d'une réaction, d'une désinfection en fonction de la constante cinétique, du temps de séjour hydraulique dans un réacteur et de l'hydraulique du réacteur.

Dans le cas d'un réacteur parfaitement piston, le degré d'avancement (X) d'une réaction appliquée à la désinfection est du type :

$$1-X = NT/No = e^{-kCt}$$

où :

- NT est le nombre de micro-organismes survivants au temps t,
- No le nombre de micro-organismes présents initialement,
- K, la constante d'inactivation ou le coefficient de létalité,
- C, le résiduel de désinfectant maintenu pendant le temps t.

Dans le cas d'un réacteur infiniment mélangé,

$$1-X = Nt/No = 1/(1+KCt)$$

La démonstration mathématique pour un réacteur de volume V, représenté par j réacteurs infiniment mélangés en série de volume V/j donne un degré d'avancement X :

$$1-X = NT/No = 1/(1+KCt/j)^j$$

4.2. Comparaison des approches appliquée à l'efficacité d'inactivation des poliovirus

Il a été vu précédemment dans l'étude de COIN *et al.* que, l'hydraulique n'étant pas prise compte, pour une exposition à l'ozone (Ct) de 1,6 mg.min.l⁻¹, il était considéré une inactivation de 4 \log_{10} de poliovirus.

Réacteur d'ozonation infiniment mélangé

Avec un Ct de 1,6 mg.min.l⁻¹ et une constante d'inactivation (K) calculée précédemment à partir des expériences de COIN *et al.*, égale à 2,5 l. min.mg⁻¹, le degré d'inactivation X est égal à :

$$1-X = 1 / 5,75 * 1,6 = 0,10 \text{ soit } 90 \% \text{ d'inactivation ou } 1 \log_{10} \text{ d'inactivation.}$$

Réacteur d'ozonation piston parfait

Avec un Ct de 1,6 mg.min.l⁻¹ et une constante d'inactivation (K) calculée précédemment à partir des expériences de COIN *et al.*, égale à 5,75 l. min.mg⁻¹, le degré d'inactivation X est égal à :

$$1-X = NT/No = e^{-5,75 * 1,6} = 0,0001, \text{ soit } 99,99 \% \text{ ou } 4 \log_{10} \text{ d'inactivation.}$$

Quatre réacteurs infiniment mélangés en série

Dans de très nombreux cas, les traçages effectués sur les installations industrielles montrent que les réacteurs d'ozonation correspondent à quatre réacteurs infiniment mélangés en série.

Si l'on applique le modèle couplant hydraulique et cinétique à ce cas de figure, le calcul montre que l'efficacité d'inactivation des poliovirus est égal à :

$$1-X = Nt/No = 1/(1+KCt/j)^j$$

$$1-X = 1/[1 + (5,75 * 1,6)/4]^4 = 8,4.10^{-3}, \text{ soit } 99,16 \% \text{ ou } 2,07 \log_{10}$$

Il est démontré ici que, dans un réacteur dont l'hydraulique est telle que le réacteur correspond à quatre réacteurs infiniment mélangés, l'application d'une exposition à l'ozone de 1,6 mg.min.l⁻¹ ne permet pas d'obtenir 4 \log_{10} d'inactivation de poliovirus mais seulement de 2,1.

Quelle exposition à l'ozone serait-il nécessaire de maintenir afin d'obtenir les 4 \log_{10} d'inactivation ?

Il suffit d'écrire l'égalité :

$$1/[1 + (5,75 * Ct)/4]^4 = 0,0001 \text{ soit } 99,99 \% \text{ ou } 4 \log_{10}$$

Le Ct dans ce cas devrait être égal à 6,24 mg.min.l⁻¹ au lieu de 1,6 mg.min.l⁻¹. Si le résiduel d'ozone dissous est maintenu constant égal à 0,4 mg/l, le temps de séjour hydraulique devrait être égal à 15,6 minutes au lieu de 4 minutes soit un facteur de 3,9 !

Comparaison avec le concept du Ct₁₀

Avec quatre réacteurs infiniment mélangés en série, il a été vu précédemment que le ratio t_{10}/t est égal approximativement à 0,43, le temps de séjour qui serait à mettre en œuvre, selon ce concept, est égal à 4/0,43 soit 9,3 minutes.

En réalité, le degré d'inactivation des poliovirus serait égal à :

$$1/[1 + (5,75 \times 0,4 \times 9,3)/4]^4 = 0,0006 \text{ soit } 99,93 \% \text{ ou } 3,2 \log_{10}$$

Il est à remarquer que dans ce cas, où la cinétique d'inactivation est moyennement rapide, l'application du concept du Ct_{10} surévalue le degré d'inactivation de $0,8 \log_{10}$ (soit 20 %).

Ces exemples démontrent la nécessité d'une prise en compte sérieuse et correcte de l'hydraulique des réacteurs et des cinétiques d'inactivation microbienne afin d'évaluer correctement l'efficacité des réacteurs d'ozonation. Ces recommandations s'appliquent également pour les réactions chimiques et pour tout autre réacteur comme ceux de chloration.

Conclusions

Dans de nombreuses installations de post-ozonation, le dimensionnement et les conditions d'exploitation sont basés sur la règle du $0,4 \text{ mg/l}$ pendant 4 minutes. Dans la première partie de cet article, il a été montré que la définition de ces critères peut aujourd'hui prêter à discussion, compte tenu des moyens et méthodologies actuellement disponibles. De plus, les bases de ce dimensionnement s'appuient sur des expérimentations réalisées sur un type de micro-organismes, les poliovirus qui constituaient le problème majeur de l'époque.

Si aujourd'hui encore, les virus restent une source d'interrogation (devenir dans le cycle de l'eau et importance au niveau des risques sanitaires hydriques), de nouveaux agents pathogènes tels que les parasites (*Giardia*, *Cryptosporidium*) doivent être également pris en considération.

De plus, la mise en place de nouvelles normes strictes vis-à-vis des sous-produits de la désinfection tels que les bromates, formés au cours de l'ozonation, nécessite des adaptations de ce traitement tout en conservant ou en améliorant globalement le potentiel désinfectant de la chaîne de traitement.

Pour parvenir à trouver le meilleur compromis et compte tenu des investissements parfois importants qui sont basés sur les résultats de ces évaluations d'efficacité, il est absolument nécessaire de réaliser ces dernières en prenant en compte l'ensemble des

connaissances de l'état de l'art des différents domaines concernés.

Outre le développement des connaissances sur le potentiel désinfectant de nombreux composés, tels que l'ozone, vis-à-vis de multiples micro-organismes, il est absolument indispensable aujourd'hui de prendre en compte l'hydraulique des réacteurs d'ozonation et également de chloration.

Les méthodologies ont été suivies par certains en se basant sur le concept du Ct_{10} mis en place par l'USEPA. Si ce concept a un intérêt majeur en tant que variable d'action afin de faire prendre en compte l'hydraulique des réacteurs par les responsables des usines de production d'eau américaines, néanmoins nous avons montré il y a quelques années que le concept du t_{10} ne permet pas d'évaluer avec satisfaction l'efficacité réelle du réacteur.

La réalisation de traçage de réacteurs ou la modélisation par des outils tels que la CFD donnent accès à des informations sur l'hydraulique qui doivent être correctement utilisées. Le couplage de la cinétique d'inactivation avec les données d'hydrauliques, dans un modèle simple, utilisable sur un tableur commun de type Excel, permet l'évaluation correcte de l'efficacité d'un réacteur.

Cette approche est mise en œuvre tous les jours, depuis les années 1950, dans l'industrie chimique afin d'optimiser les rendements de production ou bien de réduire la taille des réacteurs

La transposition de ces concepts dans le domaine de l'eau a commencé à être réalisée au début des années 1980 pour les réacteurs d'ozonation et de chloration. Toutefois la diffusion de ces nouveaux concepts dans notre domaine est lente. Les causes humaines en sont multiples (multidisciplinarité...).

Par ailleurs, techniquement, les « trop » faibles concentrations en micro-organismes à mesurer dans les eaux avant et après post-ozonation n'aident pas à la perception de cette réalité, réalité qui a malgré tout un impact important vis-à-vis du niveau réel de risque microbiologique des eaux distribuées. Il est bien sûr évident que toute cette démonstration basée sur l'étape d'ozonation s'applique également à la chloration, à la désinfection par les ultraviolets, à tout réacteur dans lequel une réaction chimique a lieu.

Bibliographie

[1] COIN L., HANNOUN C., GOMELLA C. : "Inactivation par l'ozone du virus de la poliomyélite présent dans les eaux". La Presse Médicale, 1964, 72, N°37, pp 2153-2156.

[2] COIN L., HANNOUN C., GOMELLA C., TRIMOREAU J.-C. : "Inactivation par l'ozone du virus de la poliomyélite présent dans les eaux (Nouvelle contribution)". La Presse Médicale, 1967, 75, N°38, pp 1883-1884.

[3] ROUSTAN M., STAMBOLIEVA-DO QUANG Z., DUGUET J.-P., WABLE O., MALLEVIALLE J. : "Influence of hydrodynamics on Giardia cyst inactivation by ozone". Study by kinetics and by CT approach, Ozone Science & Engineering, 1991, 13, 4, pp 451-462.

Résumé

J.-P. DUGUET. La règle du 0,4 mg/l pendant 4 minutes pour la désinfection des eaux potables par l'ozone. Quarante années après, quel avenir ?

L'ozone est utilisé fréquemment depuis fort longtemps pour la désinfection des eaux potables. Le dimensionnement et la gestion des installations sont encore bien souvent basés sur la règle du 0,4 mg/l pendant 4 minutes, définie par COIN et GOMELLA dans les années

1960. Dans cet article, l'auteur revisite cette règle et insiste, en suivant le fil historique, sur la prise en compte nécessaire de l'hydraulique des réacteurs d'ozonation (mais également de la chloration). Par une analyse critique des méthodes d'intégration des aspects complémentaires, hydraulique et efficacité chimique, pour calculer l'efficacité réelle de la désinfection ; les écueils à éviter sont clairement mis en évidence.