

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

**ÉVALUATION DE L'EFFICACITÉ DE LA DÉSINFECTION
PAR LE CHLORE DANS UN RÉSERVOIR**

**ERNEST CHAN
DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL**

**MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)
NOVEMBRE 2000**



**National Library
of Canada**

**Acquisitions and
Bibliographic Services**

**395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada**

**Bibliothèque nationale
du Canada**

**Acquisitions et
services bibliographiques**

**395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada**

Your file Votre référence

Our file Notre référence

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-60890-5

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

**ÉVALUATION DE L'EFFICACITÉ DE LA DÉSINFECTION
PAR LE CHLORE DANS UN RÉSERVOIR**

présenté par: CHAN Ernest

en vue de l'obtention du diplôme de: Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de:

Mme LEITE Maria Helena, Ph.D., présidente

M. DESJARDINS Raymond, M.Eng., membre et directeur de recherche

M. MARCHE Claude, D.Sc.A., membre et codirecteur de recherche

M. BRIÈRE François G., M.E., membre

À mon épouse Daniella

À mes parents

REMERCIEMENTS

D'abord, je rends grâce à mon seigneur Jésus-Christ qui me pardonne mes péchés et qui m'encourage pendant mes désespoirs par le moyen de ses paroles et les prières de ses serviteurs.

Je tiens à adresser mes sincères remerciements à mon directeur de recherche, Raymond Desjardins et codirecteur Claude Marche pour leurs encouragements, leurs conseils et des corrections. Que messieurs Vincent Gauthier et Benoît Barbeau reçoivent également toute mon appréciation pour leur participation endurante tout au long de la rédaction. Grâce à leurs critiques constructives et leur attitude soutenue, les sujets de discussion devenaient plus profonds et permettaient l'avancement graduel de la rédaction parmi les fautes de français.

Mes remerciements vont aussi à Maria Helena Leite et à François G. Brière pour avoir accepté de juger ce travail.

J'exprime une très grande reconnaissance à toute l'équipe de la Chaire Industrielle en Eau Potable qui a contribué de près et de loin à l'accomplissement de ce travail, et particulièrement à Julie Philbert et Jacinthe Mailly pour leur aide pratique et les efforts d'Anouk Desjardins et Marie Claude pour les corrections de français et techniques.

Enfin, je ne cesse de remercier mon épouse Daniella, qui me supporte spirituellement et qui fait mes repas fidèlement depuis les deux dernières années.

RÉSUMÉ

Depuis 1989, l'USEPA a mis en place une réglementation sur l'évaluation de la désinfection dans les usines de traitement d'eau potable. Une des règles est basée sur la méthode dite "du CT", qui évalue en première approximation la désinfection par le produit de la concentration de désinfectant et du temps de contact entre le désinfectant et le micro-organisme cible. Plus spécifiquement, l'USEPA impose une valeur minimum de CT_{10} qui est fonction des conditions de désinfection (pH, température, type de désinfectant), C étant alors la concentration de désinfectant à l'effluent, et T_{10} étant le temps requis pour obtenir 10% de traceur à l'effluent : le CT_{10} mesuré à l'usine doit être supérieur en tout temps au CT imposé par l'EPA.

Depuis 1989, plusieurs autres méthodes d'évaluation de désinfection ont aussi été proposées, les principales étant la méthode CT_{efficace} de Teefy et Singer (1990) et la méthode d'IDDF (Integrated Disinfection Design Framework) d'AWWA (1998). En même temps, plusieurs chercheurs ont essayé d'optimiser l'efficacité des bassins de contact au moyen de modèles numériques ou de modèles réduits, alors que d'autres se sont intéressés à l'évolution de la concentration de désinfectant dans un réservoir en utilisant des modèles mathématiques.

Le but du travail présenté dans ce mémoire est de comparer les résultats obtenus avec ces différentes approches. En particulier, nous comparons des résultats de CT_{efficace} de Teefy et Singer, CT_{10} d'EPA, la désinfection prédite par l'IDDF avec une méthode numérique et la méthode de compartiments multiples de Grayman *et al.* (1996). Les comparaisons de méthodes – numériques et expérimentales – sont réalisées dans le cadre d'une application à un bassin de désinfection hypothétique, dont les caractéristiques hydrauliques sont celles de

la cellule #2 du réservoir McTavish, Montréal. Pour la partie expérimentale de l'étude, un modèle réduit à l'échelle de 1/40 a été construit. Suivant l'échelle du modèle expérimental, le débit variait de 10 L/min à 12 L/min et la hauteur d'eau de 10 cm à 16 cm.

Les résultats, suivant les méthodes utilisées, sont comparés selon deux critères : le CT (c'est-à-dire la quantité de désinfection appliquée) et log d'inactivation (qui reflète directement l'inactivation réelle des micro-organismes). Les logs d'inactivation de *giardia muris* en fonction des conditions de désinfection appliquées sont basés sur les travaux publiés par l'AWWARF (1995), à partir de deux types d'eau qui servent de modèle.

Les résultats montrent que dans nos conditions expérimentales, le CT_{efficace} calculé est 4 à 9 fois plus grand que le CT_{10} , lorsque la décroissance était $1,5 \text{ d}^{-1}$. Le ratio entre les approches devient 3 à 5 lorsque la décroissance est $11,5 \text{ d}^{-1}$, une condition expérimentale d'AWWARF(1995). Le ratio de $CT_{\text{efficace}}/CT_{10}$ augmente significativement lorsqu'un fort courts-circuits est observé dans le bassin, soit 4 à 9. Les résultats obtenus indiquent que la condition hydraulique pèse plus que la décroissance de désinfectant. Les logs d'inactivation dérivés des CT sont comparés pour deux conditions hydrauliques : sans chicanes ou avec des chicanes et l'augmentation de la hauteur d'eau (qui influencent directement l'importance des courts-circuits dans le bassin). Les CT_{efficace} sont respectivement de 32,7 et 37,9 $\text{mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$ (sans chicanes ou avec chicanes et l'augmentation de la hauteur d'eau) et correspondent à des inactivations de 2,05 et 2,30 log. La valeur de log par la méthode de l'EPA a déjà inclus un facteur de sécurité de 1,5 pour le chlore. Les CT_{10} sont 6,2 et 14,0 $\text{mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$, correspondant à des inactivations de 0,47 et 0,85 log après correction du facteur de sécurité. L'évaluation de l'efficacité de la désinfection par la méthode de

l'EPA, plus conservatrice, est toujours inférieure à celle obtenue par la méthode de Teefy et Singer.

Sans l'intervention de calcul de CT, l'approche de l'IDDF calcule directement le log d'inactivation. Cette méthode prend en compte d'une manière fine la plupart des paramètres d'évaluation de la désinfection, et donne donc *a priori*, des résultats plus précis. Dans les cas étudiés, cela donne des inactivations de 1,65 et 2,94 log pour les deux conditions hydrauliques (sans chicanes ou avec chicane et l'augmentation de la hauteur d'eau). En comparant avec d'autres approches, l'approche de CT_{efficace} surestime la désinfection en absence de chicane mais sous-estime la désinfection dans les présences. Malgré la fluctuation, les valeurs obtenues sont plus proches que de l'évaluation d'EPA. L'approche de l'EPA laquelle évalue toujours une désinfection inférieure mais sous-estime fortement la désinfection.

Finalement, la simulation numérique donne une distribution de temps de séjour très proche de ceux obtenus expérimentalement sur modèle réduit. En utilisant la méthode IDDF, la distribution donne une inactivation de 1,72 log, comparativement à 1,65 log par traçage. Et il faut noter que le faible écart du modèle numérique est dû à l'ajustement des paramètres du modèle d'après l'observation de l'écoulement au modèle réduit pour stabiliser la simulation et mieux exploiter l'effet de la décroissance dans le bassin.

Les résultats de l'analyse de l'ensemble des travaux indiquent que :

- Le T_{10} est une valeur sensible, ce qui confirme l'intérêt de réaliser des traçages à plusieurs débits, tel que recommandé par l'EPA.
- L'utilisation de l'équation de décroissance par les approches de CT_{efficace} et IDDF supposent une décroissance cinétique du premier ordre. Ce n'est pas tout à fait ce qu'on peut observer dans la simulation numérique du bassin.

Lorsqu'on compare les résultats des simulations avec une décroissance cinétique et avec un champ de concentration d'après une décroissance, les CT obtenus avec une décroissance cinétique sont pour la plupart des cas inférieurs à ceux obtenus avec le champ de concentration. La différence pour les valeurs obtenues augmente avec le temps.

- CT₁₀ assure un CT minimum pour au moins 90% d'eau d'entrée mais ne prend pas en compte les caractéristiques hydrauliques du bassin.
- Après la calibration avec un résultat expérimental, selon la méthode de l'IDDF, le résultat du modèle de compartiments multiples donne une inactivation de 1,98 log et 2,2 log pour la prédiction d'une autre condition hydraulique. Les valeurs sont comparées avec les résultats de traçage de 1,65 log et 2,1 log respectivement.
- Le modèle hydraulique de compartiments multiples donne un résultat hydraulique rapide et pourrait être utilisé pour l'évaluation de la désinfection, mais il faudrait préalablement l'avoir testé d'avantage pour mieux définir ses limites avant de l'intégrer à un modèle de désinfection.

ABSTRACT

Since 1989, USEPA had established a new regulation on disinfection evaluation in water treatment plant. One of the rules is based on the calculation of "CT", which expresses disinfection by the product of the concentration of disinfectant and the time contact between the disinfectant and micro-organism targeted. More specifically, USEPA requires a minimum value of CT_{10} , which is a function of the conditions of disinfection (pH, temperature, type of disinfectant). The concentration taken in consideration is the effluent concentration of disinfectant and T_{10} is the time required for 10% tracer recovery in the effluent. The value of CT_{10} measured in water treatment plant must exceed the value imposed by EPA.

Since 1989, many other evaluation methods have also been proposed on disinfection: the method of $CT_{\text{effective}}$ by Teefy and Singer (1990) and the method IDDF (Integrated Disinfection Design Framework) proposed by AWWARF(1998). At the same time, many researchers attempted to advance in the optimization of hydraulic efficiency in contact basin by using numerical models and systems models.

The goal presented in this thesis is to compare the results obtained by different evaluation methods. Particularly, we compare the results obtained by the method of $CT_{\text{effective}}$ proposed by Teefy and Singer, CT_{10} proposed by EPA and the disinfection predicted by IDDF, by using a numerical method and the compartment model proposed by Grayman *et al.* (1996). The methods of comparison numerically and experimentally are based on the application of disinfection in a hypothetical basin model, reservoir #2 in the McTavish reservoir, Montreal. The experiments was done on a reduced model with a scale of 1/40. The flow rate varied from 10 L/min to 12 L/min and the water depth from 10 cm to 16 cm.

The results obtained from the methods are compared with respect to two criteria: CT values (indicates the quantity of disinfection) and log inactivation accomplished (reflects directly the inactivation of micro-organism). The log inactivation on *giardia muris* relating to the applied disinfection conditions is based on the experiments done by AWWARF(1995). Two types of water was considered for the comparison from the experiments.

The experiment results showed that $CT_{\text{effective}}$ calculated is 4 to 9 times of the value of CT_{10} (EPA) when the concentration decay was $1,5 \text{ d}^{-1}$, and the ratio between the two methods becomes 3 to 5 when the decay was $11,5 \text{ d}^{-1}$ (the experiment condition of AWWARF). The larger value of the ratio was obtained when short circuiting and dead zones were observed in the basin. The results showed that hydraulic condition is a more important factor as compare to concentration decay. Disinfection in log inactivation is also evaluated for two hydraulic conditions: without deflector or with deflector and an increase in water depth (which influence directly the hydraulic efficiency in basin). The values of CT_{efficace} calculated for the conditions were 32,7 et 37,9 $\text{mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$ respectively which correspond 2.1 and 2.3 log inactivation. The log value of EPA has already included a safety factor of 1,5 for chlorine. CT_{10} calculated are 6,2 and 14,0 $\text{mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$, correspond to 0,47 and 0,85 log inactivation after the correction by the safety factor. The results showed that disinfection evaluation by EPA is always less than that evaluated by the method of Teefy and Singer.

Without the calculation of CT, IDDF calculate directly the log inactivation. The method takes into account most evaluation parameters on disinfection, and hence gives a more accurate result. In our case of studies, IDDF gives the inactivation values of 1.65 et 2.94 log (without or with deflector and increase in water depth). In comparing with these values, CT_{efficace} over-estimated the disinfection under the absence of deflector and under estimate the disinfection

when deflectors were installed. Despite the fluctuation, it gives an evaluation closer to IDDF than that of EPA. The approach of EPA always gives an under disinfection as compare to the two methods but many times smaller.

Finally, the numeric simulation gives a residence time distribution very close to the experimental result done in the scale model. By using the IDDF method, the distribution gives a disinfection of 1,72 log as compare to 1,65 from the result of scale model. It has to be noted that the small error of the numerical model was due to a certain adjustment of the parameters of the model after the observation of flow in the scale model. This was done in order to evaluate better the effect of concentration decay in basin.

The results of al the analysis indicate that :

- T_{10} is sensitive, as confirm by the recommendations of EPA that tracer studies should be done for at least four different flow rate.
- Both $CT_{\text{effective}}$ and IDDF assume a concentration decay of disinfectant of first order. But this was not observed in result of the numerical simulation. When compare the results of CT derived from a first order diminution rate with the result derived from a concentration field after included the same concentration decay, the distribution of CT showed that the result with a concentration field were in most case higher than that derived from a first order concentration decay which decreases the concentration with time. CT_{10} assure a CT minimum for at least 90% water in basin, however it does not take into consideration of the complete hydraulic characteristics
- After the calibration with the result of tracer studies and by using the IDDF method, the inactivation derived from the compartment model is 1,98 and 2,2 log for another hydraulic condition. These values are compared to those derived from the tracer studies, 1,65 log and 2,1 log respectively.

- The compartment model gives a quick hydraulic prediction and also could be used for evaluation of disinfection. However, the model must be tested in order to understand its limits and liabilities precedes its integration with a disinfection model.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE	IV
REMERCIEMENTS.....	V
RÉSUMÉ.....	VI
ABSTRACT	XIV
TABLE DES MATIÈRES.....	XIVI
LISTE DES TABLEAUX	XVIII
LISTE DES FIGURES.....	XX
LISTE DES ABRÉVIATIONS	XXIII
LISTE DES ANNEXES	XXIV
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
CHAPITRE 2 REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	5
2.1 Les modèles de désinfection.....	7
2.1.1 Le modèle de Chick-Watson	7
2.1.2 Le modèle de Hom.....	8
2.1.3 Le modèle de Hom modifié	10
2.2 La législation de l'Environmental Protection Agency (EPA).....	11
2.3 Méthode de calcul de T_{10}	15
2.3.1 Méthode de traçage à l'usine	15
2.3.1.1 L'interprétation des résultats de traçage à l'usine.....	16
2.3.2 Méthode de traçage avec un modèle réduit.....	19
2.3.3 Modèle de traçage numérique (CFD - Computational Fluid Dynamics) ...	21
2.3.4 Modèle mathématique.....	23
2.3.4.1 Modèle de compartiments multiples	23
2.3.4.2 Modèle de prédiction.....	24
2.4 Méthode de calcul de la concentration et du CT.....	25
2.5 Méthode d'intégration du modèle hydraulique et du modèle de désinfection.....	28
2.6 Conclusion	29
CHAPITRE 3 MATÉRIEL ET MÉTHODES	30
3.1 Introduction	30
3.1.1 Objectif.....	30

3.1.2 Description du réservoir McTavish	31
3.2 Modèle réduit	31
3.2.1 Détails de traçage avec le modèle réduit.....	31
3.2.2 Mise à l'échelle.....	32
3.2.3 Essais de traçage.....	34
3.2.4 Étude de sensibilité	35
3.3 Modèle numérique	36
3.3.1 Calcul des champs de vitesse	36
3.3.1.1 Utilisation du logiciel CAFÉ	36
3.3.1.2 Utilisation du Logiciel SERUM.....	37
3.3.1.3 Utilisation du logiciel LAME	37
3.3.2 Méthode de calcul de distribution du temps de séjour	38
3.3.2.1 Introduction	38
3.3.2.2 Validation des champs de vitesse	38
3.3.2.3 Principe de calcul détaillé du temps de séjour.....	40
3.3.2.4 Modification du logiciel LAME	41
3.3.2.4a Pas de temps	42
3.3.2.4b La particule injectée traverse une parois	42
3.3.2.4c L'algorithme du paramètre de turbulence	42
3.3.2.4d La distribution du temps de séjour.....	45
3.3.3 Modèle de compartiments multiples	45
3.3.4 Méthode de calcul du champ de concentration	50
3.3.4.1 L'utilisation du logiciel DISPER	50
3.3.4.2 Décroissance du traceur.....	50
3.3.5 Méthode de calcul de distribution de CT	
3.3.5.1 Méthode de CT _{efficace} de Teefy et Singer (1990)	51
3.3.5.2 Méthode numérique.....	52
3.4 Comparaison de l'enlèvement des micro-organismes selon la réglementation de l'EPA, le traçage du modèle réduit et le modèle de compartiments multiples.....	55
3.4.1 Modèle de désinfection de Hom modifié.....	55
3.4.2 L'intégration du modèle de désinfection et du modèle hydraulique.....	56

3.4.3 Intégration du modèle de compartiments multiples et du modèle de Hom modifié.....	60
CHAPITRE 4 RÉSULTATS	62
4.1 Comparaison des temps de séjour.....	62
4.1.1 Modèle réduit	62
4.1.1.1 Étude de sensibilité et vérification de l'effet des paramètres testés sur le T_{10}	63
4.1.1.1a L'effet du débit	64
4.1.1.1b L'effet de la hauteur d'eau.....	64
4.1.1.1c Effets combinés du débit et de la hauteur d'eau pour un même T_t	65
4.1.1.1d L'effet des chicanes	65
4.1.2 Modèle numérique	70
4.1.2.1 Validation du champ de vitesses.....	70
4.1.2.2 Validation de la distribution des temps de séjour et du T_{10}	74
4.1.3 Le modèle de compartiments multiples	78
4.1.3.1 Modélisation des temps de séjour.....	79
4.2 Comparaison avec le résultat de champ de concentration obtenu.....	82
4.2.1 Champ de concentrations de DISPER	82
4.3 Comparaison des distributions de CT	84
4.3.1 Comparaison de CT par rapport au CT_{10} et CT_{50}	87
4.3.2 Méthode d'évaluation de CT_{efficace} à partir de résultats de traçage	89
4.3.3 Distribution de l'inactivation de <i>Giardia</i> basé sur le modèle de Hom modifié.....	94
4.3.4 Comparaison de l'inactivation de <i>Giardia muris</i> selon le CT_{10} de l'EPA et l'IDDF	97
4.3.5 Comparaison de l'inactivation de <i>Giardia muris</i> à l'aide des méthodes du CT_{efficace} et de l'IDDF	98
4.3.6 Prédiction de l'inactivation de micro-organismes basée sur le modèle de Hom modifié et les compartiments multiples	101

CHAPITRE 5 DISCUSSION ET CONCLUSIONS..... 104

RÉFÉRENCES 113

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1:	Valeurs de CT pour 3-log d'inactivation de <i>Giardia Lamblia</i> à 10°C (EPA 1989)	13
Tableau 2.2:	Évaluation de la performance hydraulique en fonction du paramètre de chicane.....	17
Tableau 3.1:	Détails de l'échelle du modèle réduit et de l'échelle réelle et de numérique	34
Tableau 3.2a:	Conditions de traçage	36
Tableau 3.2b:	Comparaison des cas de l'étude de sensibilité	36
Tableau 3.3:	Matrice de solution du modèle de quatre compartiments qui correspond trois équations avec 8 inconnues.....	48
Tableau 3.4:	Méthode de CT _{efficace} de Teefy et Singer (1990).....	52
Tableau 3.5:	Exemple d'une trace de trajectoire	54
Tableau 3.6:	Les paramètres du modèle de Horn modifié pour deux sources d'eau pour l'inactivation de <i>giardia muris</i>	56
Tableau 3.7:	Conditions pour les essais d'inactivation de <i>giardia muris</i>	56
Tableau 3.8:	L'inactivation de micro-organismes globale d'un réponse de traçage	57
Tableau 3.9:	Calcul de la distribution d'inactivation des micro-organismes	59
Tableau 4.1:	Conditions de traçage dans le modèle réduit.....	67
Tableau 4.2:	Comparaison des cas de traçage pour l'étude de sensibilité	67
Tableau 4.3:	Résultats du traçage dans le modèle réduit (temps en minutes)	67
Tableau 4.4:	Comparaison des temps de séjour obtenus numériquement et expérimentalement (sans décroissance)	75

Tableau 4.5:	Groupes de résultats acceptables pour l'interprétation des résultats de traçage par le modèle de compartiments multiples (débit= 12 L/min; hauteur d'eau= 14 cm)	78
Tableau 4.6:	Matrice de résolution: (a) matrice générale; (b) matrice pour CAS 1; (c)matrice pour CAS 2	79
Tableau 4.7:	Comparaison des résultats de traçage et du modèle de compartiments multiples (Q=10 L/min, H=14 cm)	81
Tableau 4.8:	Résultats de CT selon différentes méthodes d'évaluation	85
Tableau 4.9:	Les valeurs de CT(EPA et CT_{efficace} de Teefy et Singer (1990))	92
Tableau 4.10:	Log d'inactivation de <i>giardia muris</i> selon des méthodes différents ...	100

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1:	Étapes de désinfection dans une chaîne de traitement d'eau potable .	6
Figure 2.2:	Déviation du taux d'inactivation de micro-organismes	9
Figure 2.3:	Réponses du traceur selon le mode d'injection (injection créneau à gauche et injection de type "pulse" à droite)	16
Figure 2.4:	Réponse normalisée du traçage et T_{10} correspondant.....	26
Figure 3.1:	La configuration de Réservoir McTavish	31
Figure 3.2:	La configuration de modèle réduit de Mctavish (Cellule 2)	33
Figure 3.3:	Résultat de SERUM visualisé par LAME basé sur le champ de vitesse obtenu (débit = 2,0 m ³ /s, hauteur d'eau = 5,6m).....	39
Figure 3.4:	Organigramme de l'algorithme de trajectoire	44
Figure 3.5:	Détails des échanges entre les quatres compartiments.....	46
Figure 3.6:	Exemple d'inactivation de micro-organismes pour une réponse hydraulique donnée (les valeurs de log d'enlèvement sont plus petites qu'au tableau 3.9). La figure montre la proportion de micro-organismes qui sortent du bassin pour un temps donné.....	59
Figure 4.1:	Évolution du traceur (rhodamine) dans le modèle réduit.....	63
Figure 4.2:	Résultats de l'étude de sensibilité relativement à: a) l'effet de la variation du débit b) l'effet de la variation de la hauteur d'eau c) la variation du débit et de la hauteur d'eau pour un T_t constant.....	68
Figure 4.3:	Résultats relatifs à l'effet des chicanes.....	69
Figure 4.4:	Trajectoire d'eau visualisée par LAME modifié ($Q = 3 \text{ m}^3/\text{s}$ à l'échelle réelle et $H = 5,6 \text{ m}$)	72
Figure 4.5 :	Champ de vitesse dans le bassin : vitesses mesurées et calculées	73
Figure 4.6:	Comparaison des résultats de vitesses mesurées et calculées	73
Figure 4.7:	Comparaison des résultats numériques et expérimentaux	76
Figure 4.8:	Distribution des CT cumulatifs.....	76

Figure 4.9:	Comparaison des distributions de temps de séjour obtenues expérimentalement et numériquement (a) Deux divisions de temps pour le premier 35 minutes (b) première période de temps de 35 minutes	77
Figure 4.10:	CAS 1 Distribution des temps de séjour basée sur les variables suivantes: (a) de débit=12 L/min et de H=14 cm; (b) de débit =10 L/min et de H=14 cm.	81
Figure 4.11:	CAS 2 Distribution des temps de séjour basée sur les variables suivantes: (a) de débit = 12 L/min et de H=14 cm; (b) de débit =10 L/min et de H=14 cm.	81
Figure 4.12:	Champ de concentration finale pour un coefficient de décroissance estimé: concentration à l'entrée = 1 mg/L, concentration à la sortie = 0,6 mg/L	83
Figure 4.13:	Comparaison des résultats obtenus par la méthode 1($k^* = 0 \text{ d}^{-1}$) et la méthode 3 ($k^* = 1,5 \text{ d}^{-1}$).....	85
Figure 4.14:	Simulation numérique avec et sans décroissance selon les méthodes 3 et 4	86
Figure 4.15:	Comparaison de valeur de CT_{10} et CT_{efficace} pour méthode 5 (sans chicane)	93
Figure 4.16:	Comparaison de valeur de CT_{10} et CT_{efficace} pour la méthode 6 (avec des chicanes).....	93
Figure 4.17:	Inactivation de <i>giardia muris</i> pour deux sources d'eau différents (concentration de chlore = 1,0 mg/L).....	95
Figure 4.18:	Distributions d'inactivation de <i>giardia muris</i> basé sur le modèle de Hom modifié pour deux types d'eau expérimentales et numériques (méthode de trajectoire).....	96
Figure 4.19:	Distributions d'inactivation de <i>giardia muris</i> basé sur le modèle de Hom modifié pour deux types d'eau expérimentales et numériques (méthode des compartiments multiples).....	101
Figure 4.20:	Prédiction de la distribution d'inactivation de <i>giardia muris</i> numériques (méthode des compartiment multiples) pour deux débits (12,14) signifie débit = 12 L/min et H = 14 cm dans le modèle	

réduit..... 102

Figure 4.21: Comparaison de la distribution d'inactivation de *giardia muris* expérimentale et numériques (méthode des compartiments multiples) (10,14) signifie débit = 10 L/min et H = 14 cm dans le modèle réduit.. 103

LISTE DES ABRÉVIATIONS

BDF	Buffer demand-free
C	Concentration de désinfectant
CAFÉ	Nom du logiciel de l'écoulement qui utilise la méthode d'élément fini
CT	Le produit de concentration et le temps de contact
CT_{efficace}	La valeur calculée par la méthode de Teefy(1990)
CT_{requis}	La valeur de CT imposé par EPA selon les condition d'usine
DISPER	Nom du logiciel de dispersion qui utilise le résultat de CAFÉ
EPA	Environmental Protection Agency
IDDF	Integrated Disinfection Design Framework
LAME	logiciel de visualisation de CAFÉ et DISPER
SERUM	Nom du logiciel de l'écoulement qui utilise la méthode de volume fini
T_i	Temps requis pour obtenir <i>i</i>% du traceur à l'effluent
T_t	Temps de séjour théorique
T_s	Temps de séjour
UTN	Unité de turbidité néphélométrique
WR	Willamette River

ANNEXES

LISTE DES ANNEXES

ANNEX 1 :

A.1 :	Exemple de résultat de traçage sans chicane	
	(Q = 12 L/min, H = 14 cm).....	119
A.2 :	Exemple de résultat de traçage avec chicanes	
	(Q = 12 L/min, H = 16 cm).....	120
A.3 :	Exemple de données du modèle de compartiments multiples avec quatre	
	compartiments.....	121

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

L'évaluation de l'efficacité de désinfection au niveau des usines de traitement d'eau potable est un problème complexe. Le but est d'estimer l'enlèvement ou l'inactivation des micro-organismes qui posent un risque sur la santé humaine, comme par exemple *Giardia*, *Cryptosporidium*, *E-coli* et les virus entériques. Le but est d'obtenir une désinfection impliquant un niveau de risque maximal préétabli. Il existe plusieurs méthodes d'évaluation de l'efficacité de la désinfection. Parmi celles-ci, la méthode de CT_{10} est incluse dans la réglementation mise en place par l'EPA aux États-Unis. Si le CT_{10} mesuré pour le bassin de désinfection est inférieur à la valeur imposée par l'EPA, la désinfection de l'usine sera considérée insuffisante. Depuis quelques années, plusieurs autres méthodes ont été proposées comme méthodes d'évaluation de la désinfection, comme la méthode de CT_{efficace} de Teefy et Singer (1990) et la méthode appelée "IDDF" (Integrated Disinfection Design Framework) décrite dans AWWARF (1998b).

Les méthodes servant à évaluer la désinfection sont généralement composées de trois parties : (1) l'obtention de la distribution de temps de séjour, qui caractérise la nature hydraulique du bassin, (2) l'obtention de la concentration de désinfectant ou de sa distribution dans le bassin (avec ou sans décroissance selon la méthode de calcul) et (3) les calculs des valeurs de CT ou de log d'inactivation qui servent finalement à estimer l'efficacité de la désinfection.

La distribution de temps de séjour peut être obtenue par traçage en grandeur réelle ou sur un modèle réduit, par simulation numérique ou encore en utilisant un modèle de compartiments multiples. Le résultat de traçage sert à valider les modèles numériques et mathématiques et sert aussi à fournir des informations

pour l'étude de sensibilité. La méthode de EPA tient compte du T_{10} , une valeur unique extraite de la distribution de temps de séjour, alors que les autres méthodes prennent en compte l'ensemble de la distribution des temps de séjour.

L'obtention de la concentration est la deuxième partie du calcul. La méthode du CT_{10} de EPA utilise la concentration du désinfectant mesurée à la sortie d'un bassin. La méthode du CT_{efficace} calcule la concentration en s'appuyant sur l'équation de décroissance de premier ordre. La simulation numérique utilise une méthode différente : puisqu'elle est capable de modéliser la concentration dans le bassin, la concentration considérée dans le calcul est celle dans le bassin à l'endroit où se trouve la particule d'eau étudiée.

Pour les méthodes des CT_{10} et CT_{efficace} , l'inactivation correspondant aux différents CT est calculée d'après des tables prenant en compte différents autres facteurs (pH, température, désinfectant, micro-organisme cible) et aussi un coefficient de sécurité.

La troisième méthode (IDDF) évalue l'efficacité de la désinfection sans l'intervention de calcul de CT. C'est une méthode directe qui calcule le log d'inactivation de micro-organismes selon l'hydraulique du réacteur, les caractéristiques du micro-organisme choisi comme indicateur, la puissance du désinfectant et les paramètres de la qualité d'eau.

Ces différentes méthodes ont un but commun, mais des approches très différentes au niveau des paramètres pris en compte et de leur complexité.

L'objectif principal de ce travail est donc de:

- Comparer ces différentes approches pour évaluer la désinfection : CT_{10} d'EPA, CT_{efficace} de Teefy et Singer et IDDF d'AWWARF par rapport aux

valeurs ou aux distributions de CT et par rapport aux valeurs ou aux distributions de log d'inactivation de micro-organismes.

Les objectifs secondaires explorent d'autres approches qui peuvent être complémentaires dont:

- la mise au point d'un moyen de simuler numériquement l'écoulement dans le bassin pour qu'on puisse modéliser plus facilement la concentration et les effets de la décroissance, ainsi que les CT dans le bassin;
- la possibilité d'utiliser le modèle numérique et le modèle de compartiments multiples pour obtenir des résultats hydrauliques, en particulier la distribution des temps de séjour.

Toutes de ces approches sont comparées dans le cadre d'un cas pratique visant à atteindre ces objectifs. Pour ce faire, les procédures suivantes sont mises en oeuvre sur le modèle réduit de la cellule 2 du réservoir McTavish de la Ville de Montréal.

- (1) Comparaison des approches pour caractériser l'hydraulique du bassin : T_{10} , distribution par traçage, modèle numérique, et compartiments multiples.
- (2) Obtention de la concentration de désinfectant selon les méthodes de calcul. La méthode de l'EPA requiert la concentration de désinfectant mesurée à la sortie d'un bassin, le calcul de la concentration pour la méthode du CT_{efficace} implique une décroissance correspondant à une réaction de premier ordre, et le calcul numérique fournit un champ de concentration.
- (3) Comparaison de CT sous forme de CT_{10} , CT_{50} , CT_{90} et CT_{efficace} .
- (4) Comparaison des logs d'inactivation, dans le cas pratique de l'inactivation du micro-organisme *Giardia* par le chlore. Les résultats de la méthode "IDDF" sont comparés avec les autres approches. Pour ce faire, il est nécessaire d'exprimer les résultats de ces dernières sous forme de log d'inactivation à partir des

données de CT. Puisque les données pour le modèle de Hom modifié ne sont pas disponibles pour l'eau de Montréal, les paramètres de désinfection et les types d'eaux hypothétiques sont basés sur les travaux de désinfection publiés par l'AWWARF (1995).

Le chapitre 2 ci-après présente une revue bibliographique portant sur les méthodes hydrauliques, les modèles de désinfection et les méthodes d'évaluation de désinfection. Le chapitre 3 décrit en détail les matériels et les méthodes utilisées, en particulier le traçage au modèle réduit, une étude de sensibilité, la méthode de simulation numérique et le modèle de compartiments multiples et, enfin, les méthodes de calcul pour les trois approches considérées et les moyens de comparaisons. Le chapitre 4 présente les résultats obtenus selon les différentes méthodes et les points d'intérêt selon les comparaisons. Le chapitre 5 consiste en une discussion des résultats obtenus et une conclusion portant sur l'ensemble des travaux.

CHAPITRE 2

REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

Les étapes de traitement nécessaires à la potabilisation de l'eau sont multiples et varient en fonction de la qualité de l'eau brute alimentant une usine et de la qualité de l'eau traitée désirée. Une chaîne de traitement peut comprendre les étapes suivantes : dégrillage, prédésinfection, microtamisage, coagulation, floculation, décantation, filtration et désinfection. De plus, une étape de fluoruration peut parfois compléter le traitement dans certains cas. Un des principaux objectifs du traitement de l'eau potable est d'enlever ou d'inactiver les micro-organismes tels que les virus, bactéries et protozoaires, potentiellement dangereux pour la santé des consommateurs (Desjardins, 1997).

Le traitement de désinfection est divisé en deux étapes : l'enlèvement physique et le traitement chimique. L'enlèvement physique des micro-organismes s'effectue principalement aux étapes de décantation et de filtration, les micro-organismes étant retenues dans le filtre. Dans certains cas, des étapes supplémentaires d'ozonation et de filtration biologique sur charbon actif peuvent être appliquées après la filtration sur sable afin d'augmenter l'efficacité de la désinfection. Basé sur l'efficacité de l'enlèvement physique, l'agence pour la protection de l'environnement américaine (USEPA) donne aux usines qui appliquent un traitement de filtration un crédit d'enlèvement de micro-organismes.

Tous les micro-organismes ne sont pas éliminés par enlèvement physique et devront par conséquent être inactivés à l'aide d'un désinfectant, c'est ce que l'on appelle la désinfection chimique. Un tel type de désinfection s'effectue en fin de chaîne de traitement (post désinfection) mais peut également être appliqué simultanément en tête de traitement (préoxydation), avant les étapes

d'enlèvement physique. Le type de traitement appliqué varie selon la qualité de l'eau brute et les objectifs de qualité à l'eau traitée (Figure 2.1).

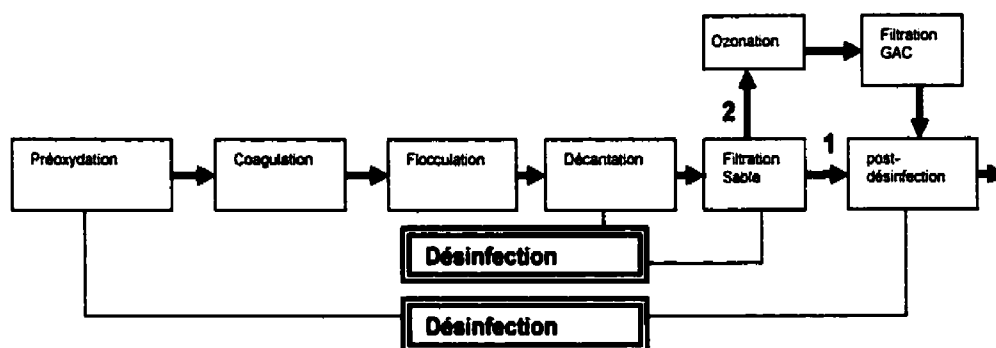


Figure 2.1: Étapes de désinfection dans une chaîne de traitement d'eau potable

Même si le traitement physique enlève un certain pourcentage de micro-organismes, seule la désinfection chimique assure un enlèvement final des micro-organismes dans l'eau traitée à la sortie de l'usine. Toutefois, de nouveaux procédés de traitement tels que la filtration sur membrane permettent l'élimination presque complète de tous les micro-organismes se trouvant dans l'eau. L'utilisation à grande échelle d'un tels procédés n'est toutefois pas encore très répandue.

Les principaux désinfectants chimiques utilisés dans le traitement de l'eau sont l'ozone, le chlore et le bioxyde de chlore. Il est à noter que l'ozone est un désinfectant très efficace mais beaucoup plus coûteux que les autres biocides. L'application de ces désinfectants chimiques à l'eau à traiter est effectuée dans des bassins de contact dans lesquels il faut doser les concentrations de désinfectant à utiliser en fonction de l'élimination des micro-organismes. L'utilisation de modèles de désinfection permet, entre autres, de relier ces deux types d'information. L'évaluation de la capacité d'inactivation des micro-organismes dans les bassins de contact est importante puisque des micro-

organismes pathogènes tels que *Giardia Lamblia* et *Cryptosporidium* pourraient se retrouver dans l'eau traitée si les doses de désinfectant ou les temps de contact sont insuffisants. Dans ce dernier cas, des déflecteurs peuvent être installés dans les bassins afin d'augmenter les temps de contact et donc l'efficacité de désinfection.

2.1 LES MODÈLES DE DÉSINFECTION

Les modèles de désinfection servent à déterminer le nombre de micro-organismes qui seront inactivés suite à une exposition à un oxydant. Le taux d'inactivation peut varier en fonction de plusieurs paramètres tels que la concentration et le type de désinfectant utilisé (la stabilité du désinfectant et sa puissance de désinfection auront un effet sur le taux d'inactivation obtenu), le temps de contact, le pH, la température, ainsi que le nombre et le type de micro-organismes présents dans l'eau (qui auront une résistance plus ou moins grande face au désinfectant utilisé). Les relations entre ces différents paramètres ont été initialement évaluées au moyen de mesures analytiques effectuées en laboratoire afin de pouvoir établir des lois gouvernant la désinfection. Toutefois, à cause de la dynamique complexe régissant ce procédé, seuls certains paramètres tels que le pH ou la température peuvent être étudiés en laboratoire et il est donc difficile d'évaluer l'effet de l'ensemble des paramètres considérés. Pendant le 20^e siècle, trois importants modèles de désinfection ont été développés et seront discutés dans cette section.

2.1.1 Le modèle de Chick-Watson

Ce modèle de désinfection a été proposé par Chick et Watson en 1908 (Haas et al., 1994). La loi proposée décrit un taux d'inactivation de micro-organismes proportionnel au nombre de micro-organismes dans l'eau :

$$\frac{dN_t}{dt} = -kC^n N_t \quad (2.1)$$

L'intégration de l'équation (2.1) donne :

$$\ln\left(\frac{N_t}{N_0}\right) = -kC^n t \quad (2.2)$$

Où N_0 = nombre de micro-organismes au temps zéro
 N_t = nombre de micro-organismes au temps t
 k = constante de réaction (donc d'élimination des micro-organismes)
 C = concentration de désinfectant
 n = constante de type de désinfectant

Dans certains cas, les résultats obtenus en laboratoire ont montré que la loi de désinfection proposée par le modèle de Chick-Watson simulait difficilement les données expérimentales (figure 2.2). Une déviation survient sur le taux d'inactivation, qui n'est pas tout à fait linéaire mais, qui peut décroître ou augmenter. Le modèle de Hom décrit mieux cette déviation.

2.1.2 Le modèle de Hom

Afin de résoudre la problématique de déviation du taux d'inactivation, Hom a modifié, en 1972 (AWWARF 1995b), la loi de Chick-Watson et y a ajouté un terme supplémentaire.

$$\ln\left(\frac{N_t}{N_0}\right) = -kC^n t^m \quad (2.3)$$

Où m = constante qui contrôle la déviation du taux d'inactivation

La figure 2.2 illustre les deux types de déviations rencontrées en laboratoire.

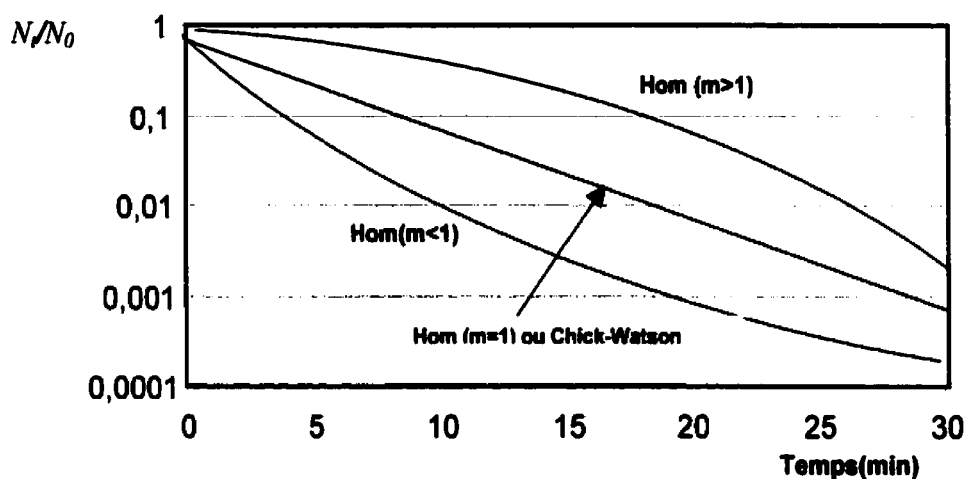


Figure 2.2: Déviation du taux d'inactivation de micro-organismes

Dans le modèle de Hom, si le paramètre m est égal à unité, le modèle de Chick-Watson s'applique. Si m est supérieur à un, il y a augmentation du taux d'inactivation tandis que si m est inférieur à un, il y a diminution du taux. Le taux d'inactivation peut augmenter ou diminuer avec le temps selon les paramètres physico-chimiques de l'eau et le type de désinfectant utilisé.

Dans cette équation, les constantes k , n , et m sont des paramètres de Hom. k est la constante d'élimination des micro-organismes, n la constante qui prend en compte la puissance du désinfectant et m la constante qui prend en compte les déviations du taux d'inactivation tel que précédemment mentionné.

Malgré l'amélioration apportée par le modèle de Hom, la concentration de désinfectant (équation 2.2) est toujours intégrée au modèle comme une valeur constante, contrairement à ce qui est observé en réalité où il y a consommation du désinfectant durant l'inactivation. Afin de ne pas surestimer l'efficacité de la désinfection, la consommation de désinfectant peut donc être supposée. Si le taux de consommation est connu, la concentration résiduelle de désinfectant à un temps donné peut être évaluée.

Le paramètre de base d'un modèle d'inactivation tenant compte de la consommation du biocide dans l'eau est par conséquent la concentration résiduelle de désinfectant. L'inactivation des micro-organismes est donc basée sur cette concentration pour toute la durée du temps de contact. Cette approche peut être considérée comme approximative et conservatrice puisque l'inactivation réelle est probablement un peu plus élevée.

2.1.3 Le modèle de Hom modifié

Haas *et al.* (1996) ont continué le développement du modèle de Hom et ont ainsi formulé une inactivation plus précise en tenant compte de la décroissance du désinfectant. Ces auteurs ont supposé une décroissance suivant une réaction d'ordre 1 à partir de l'équation du modèle de Hom (Quall *et al.*, 1983).

$$C = C_0 e^{-k^* t} \quad (2.4)$$

k^* = constante de décroissance du désinfectant (ordre 1)

C_0 = concentration initiale de désinfectant

Après dérivation, l'équation du modèle de Hom devient :

$$\frac{dN}{dt} = -mN(kC^n)^{\frac{1}{m}} \left[-\ln\left(\frac{N}{N_0}\right) \right]^{\left(1-\frac{1}{m}\right)} \quad (2.5)$$

En évaluant l'intégrale de cette équation combinée à l'équation de décroissance, la solution devrait appeler une fonction incomplète de gamma. Donc, Haas *et al.* (1996) ont utilisé une estimation de la fonction gamma et obtenu la solution :

$$Ln\left(\frac{N_t}{N_0}\right) = -\left(\frac{m}{nk^*}\right)^n kC_0^n \left(1 - e^{\left(\frac{nk^*t}{m}\right)}\right)^m \quad (2.6)$$

Où m, n, k = paramètres du modèle de Horn

Suite aux essais d'inactivation réalisés en laboratoire, les paramètres k , m et n peuvent être évalués à l'aide de logiciels comme Excel ou Matlab, capables de minimiser l'écart-type des valeurs obtenues. Le taux de décroissance ou de consommation du désinfectant dans l'eau (k^*) peut être quant à lui directement évalué en laboratoire en effectuant le suivi de la demande en désinfectant d'une eau à traiter pendant un certain temps. L'obtention de l'ensemble de ces paramètres permet une meilleure prédiction de l'inactivation des micro-organismes.

Une étude relative à l'inactivation de trois types de micro-organismes (*E. coli*, *Giardia* et virus MS2) par trois désinfectants (chlore libre, monochloramine et ozone) sur des eaux provenant de trois sources différentes a été réalisée pour le compte de L'*American Water Works Association Research Foundation* (AWWARF, 1995b). Les auteurs ont effectué la calibration du taux d'inactivation des micro-organismes et de la décroissance du désinfectant à partir du modèle de Horn modifié.

2.2 LA LÉGISLATION DE L'ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA)

L'agence américaine de protection de l'environnement (USEPA) a recommandé en 1989 la mise en place d'une législation garantissant la qualité du traitement des eaux de surface (Surface Water Treatment Rule (SWTR)). Cette législation inclut une méthode d'évaluation conservatrice pour le procédé de désinfection,

intitulée CT, basée sur le modèle de Chick-Watson (équation 2.2). Ce concept de CT représente le produit de la concentration résiduelle de désinfectant à la sortie d'un bassin (C) et du temps de contact (T). Dans ce dernier cas, la valeur T_{10} est plus précisément utilisée, c'est-à-dire, le temps pour que 10% du volume d'eau passe de l'entrée à la sortie d'un bassin, évalué au moyen de techniques de traçage. La méthode d'évaluation des CT est donc basée sur un modèle de désinfection où une relation existe entre le nombre de micro-organismes inactivés, le temps de contact et la concentration de désinfectant appliquée pour un pH et une température donnée. (EPA 1989)

La méthode des CT est utilisée afin d'évaluer le degré d'inactivation (en log) des micro-organismes se trouvant dans l'eau. Les kystes de *Giardia lamblia* sont utilisés comme organismes indicateurs de l'efficacité de désinfection puisque ces sont des protozoaires très résistants à la désinfection. Par conséquent, la législation de l'EPA exige au moins 3-log d'inactivation de *Giardia* et 4-log d'inactivation des virus entériques. Les recommandations de l'EPA suggèrent que ces valeurs puissent être augmentées selon la qualité de l'eau brute rencontrée. (EPA 1998)

Chaque valeur de CT calculée correspond à une valeur de log d'inactivation. Par exemple, EPA 1989 fournit un CT de $112 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$ pour une concentration résiduelle de chlore de $1,0 \text{ mg/l}$ à une température de 10 C^0 et à un pH de 7,0 (Tableau 2.1) et qui correspond à une valeur de 3 log d'inactivation de *Giardia* ou à une inactivation de 99,9%. Comme le CT est une valeur minimale requise, si le CT calculé en bassin est supérieur à $112 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les mêmes conditions, cela indique qu'au moins 3-log d'inactivation est obtenue au moyen de la désinfection chimique. La méthode de CT_{10} est pour assurer que 90% de l'eau reçoive au moins une désinfection de CT_{10} qui correspond au moins à 3- log d'inactivation.

Tableau 2.1: Valeurs de CT pour 3-log d'inactivation de *Giardia Lamblia* à 10°C (EPA 1989)

chlore résiduel(1,0 mg/L)			
pH	6,5	7,0	7,5
CT(mg·min·L ⁻¹)	94	112	134

Selon la législation de l'EPA (1989), les usines ayant un traitement de filtration traditionnel produisant une eau de turbidité égale ou inférieure à 0,5 UTN bénéficient d'un crédit d'enlèvement supplémentaire de 2,5 log d'inactivation de *Giardia* et de 2 log d'inactivation des virus. Le reste de l'inactivation à achever étant par la suite obtenue à l'étape de désinfection. Les valeurs de CT fournies dans la législation sont considérées par certains comme étant trop conservatrices mais l'EPA conserve la valeur de CT₁₀ où T₁₀ représente le temps pour que 10% du volume d'eau atteigne la sortie d'un bassin tel que précédemment mentionné. Selon l'EPA, les résultats de traçage à l'usine donnent les valeurs de T₁₀. Une approche conservatrice est également supportée par le *Science Advisory Board* de 1988 (EPA, 1989) qui applique des facteurs de sécurité à l'utilisation à l'ozone (facteur de 2), du bioxyde de chlore (facteur de 1,5) et du chlore (facteur de 2).

Le CT est séparé en deux entités, la concentration résiduelle de désinfectant et le T₁₀, qui sont indépendamment calculées et dont le produit fournit une valeur correspondant à une certaine inactivation. La concentration résiduelle de désinfectant dépend fortement des paramètres de l'eau à traiter tandis que le T₁₀ est influencé par la géométrie et les paramètres hydrauliques du bassin de contact. La valeur du T₁₀ est obtenue par traçage de l'eau dans le bassin de contact et comme le T₁₀ est fonction du débit d'entrée de l'eau dans le bassin, l'EPA exige, de façon à être conservateur, que le traçage soit réalisé en condition de débit maximal, correspondant ainsi à l'obtention du T₁₀ le plus court possible.

Comme les calculs de CT sont basés sur les débits maximaux, cette approche constitue donc une approche globalement conservatrice (Teefy et Singer, 1990; AWWARF, 1995). L'évolution de la concentration de désinfectant en bassin est négligée et l'inactivation n'est basée que sur la concentration résiduelle de désinfectant et une marge de sécurité est de plus appliquée au résultat obtenu tel que déjà mentionné. L'application de la méthode du CT_{10} assure une inactivation de *Giardia* supérieur à 3-log pour au moins 90% du volume d'eau .

En 1999, l'EPA a établi une législation supplémentaire (EPA 1998) afin d'éliminer les épidémies de *Cryptosporidium*, un micro-organisme plus résistant que le *Giardia* à la désinfection. Cette législation diminuera la norme de turbidité à l'eau traitée obtenue par filtration combinée de 0,5 à 0,3 UTN et la valeur maximale de 5 à 1 UTN. Un profil des valeurs de CT obtenues aux usines pour les trois dernières années sera également exigé. Le degré d'enlèvement de *Giardia* devra être calculé quotidiennement à l'aide de l'équation suivante :

$$\text{Log d'inactivation} = \frac{CT_{10}}{CT_{3 \log \text{ d'EPA}}} \times 3 \quad (2.7)$$

où C est la concentration résiduelle de désinfectant et T_{10} est obtenu par traçage ou basé sur la géométrie et la présence de chicanes dans le bassin pour un débit maximal. Si la valeur de CT_{10} mesurée à l'usine égale la valeur de CT requise de l'EPA qui correspondant 3 log d'enlèvement de *Giardia*, le log d'enlèvement de *Giardia* à l'usine serait 3 log selon l'équation 2.7. À partir des valeurs quotidiennes obtenues, une valeur moyenne mensuelle devra être présentée.

Malgré l'assurance d'une bonne efficacité de désinfection obtenue à l'aide du calcul des CT, certaines études réalisées au cours des dernières années suggèrent une plus grande précision de l'inactivation des micro-organismes suite à la désinfection dans la méthode de calcul. Depuis 1993, plusieurs épidémies

ont été causées par la présence de *Cryptosporidium* dans l'eau traitée. La présence de micro-organismes plus résistants à la désinfection suggère l'augmentation des CT à appliquer. Toutefois, la concentration de désinfectant à appliquer est limitée par la législation contrôlant la présence de sous-produits de désinfection dans l'eau. Par conséquent, ces tendances plutôt opposées face à l'utilisation de désinfectant favorisent l'optimisation des bassins de contact (Reddy *et al.*, 1998) et l'approfondissement des connaissances des CT et de la précision de leurs calculs.

2.3 MÉTHODE DE CALCUL DE T_{10}

Plusieurs méthodes peuvent être utilisées afin d'évaluer le T_{10} . En plus du traçage à l'usine, le traçage en modèle réduit, les méthodes mathématiques ainsi que les méthodes numériques seront discutés dans cette section.

2.3.1 Méthode de traçage à l'usine

Le traçage en usine est utilisé afin d'évaluer l'efficacité hydraulique d'un bassin de contact et de mesurer le T_{10} . Une telle méthode d'évaluation est utilisée depuis plusieurs années dans le domaine de la mécanique des fluides. Son principe est simple mais à cause des conditions variables rencontrées en pratique ainsi que de la limite de détection des traceurs utilisés, une bonne connaissance est requise pour l'obtention de résultats valides.

Le traçage aux usines d'eau potable fonctionnant en condition normale nécessite le choix de traceurs qui ne doivent poser aucun problème pour la santé humaine et qui doivent être compatibles avec la qualité de l'eau potable à être distribuée aux consommateurs. Des traceurs non réactifs tels que la rhodamine ou le chlorure de sodium sont généralement utilisés pour effectuer des traçages. Le

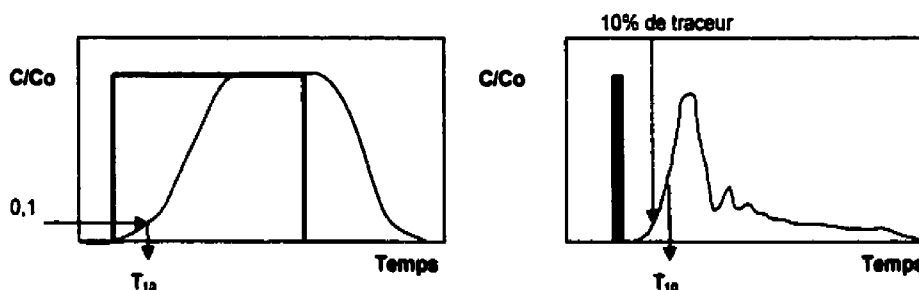


**Figure 2.3: Réponses du traceur selon le mode d'injection
(injection créneau à gauche et injection de type "pulse" à droite)**

chlorure de sodium est un traceur efficace lorsque la concentration initiale dans l'eau est inférieure à 10 mg/L (Hudson, 1975). L'utilisation de traceur réactif est plutôt déconseillée. Kennedy *et al.* (1993) ont utilisé le chlore pour tracer un réservoir cylindrique et ont déconseillé son utilisation à cause de problèmes de précision.

Le traceur choisi est injecté en bassin par injection créneau ou par injection de type "pulse" montré dans la figure 2.3. En théorie, ces deux méthodes d'injection donnent les mêmes résultats à condition de bien définir le pic de traçage dans la seconde méthode. Dans ce but, plusieurs points de détection sont installés à l'usine afin d'éviter la perte de traceur lors du calcul de récupération. Normalement, au moins 90% de la masse du traceur doit être récupérée afin d'obtenir des résultats acceptables. La durée d'un traçage devrait être d'au moins trois fois le temps de séjour théorique de l'eau dans le bassin. Le traçage devrait également être effectué avec plusieurs conditions de débits ainsi qu'à différentes saisons (été et hiver) (AWWARF, 1996).

2.3.1.1 L'interprétation des résultats de traçage à l'usine

Afin d'évaluer l'efficacité hydraulique d'un bassin, l'AWWA (1989) recommande l'utilisation du paramètre de chicane (T_{10}/T_t) où T_t est le temps de séjour

théorique. Les caractéristiques et performances d'un bassin sont donc indiquées par la valeur de T_{10}/T_t obtenue tel qu'indiqué au Tableau 2.2.

Tableau 2.2 : Évaluation de la performance hydraulique en fonction du paramètre de chicane

Valeur de T_{10}/T_t	Performance hydraulique
0,1	mauvaise (fort court-circuit)
0,3	Pauvre
0,5	Moyenne
0,7	Bonne

L'indice de Morril (T_{90}/T_{10}), utilisé afin d'évaluer la performance hydraulique des bassins, a été proposé par Marske et Boyle en 1973 (Liem *et al.*, 1999). Une bonne performance au niveau du mélange est obtenue lorsque la valeur de cet indice est près de l'unité et contrairement au paramètre de chicane, plus la valeur de l'indice de Morril est élevée, moins bonne est la performance.

Le paramètre de chicane et l'indice de Morril ne considèrent qu'un ou deux points (T_{10} ou T_{90}) sur la courbe de distribution des temps de séjour obtenue suite à un traçage. Comme un certain pourcentage d'erreur est associé à la mesure de ces valeurs, la prise en compte d'un plus grand nombre de points de la distribution pourrait minimiser l'erreur associée. Afin d'éviter une mauvaise interprétation des résultats, d'autres méthodes considérant l'ensemble de la distribution des temps de séjour sont disponibles.

Un modèle mathématique pouvant décrire les caractéristiques des courbes de distribution " $F(\theta)$ vs θ " a été proposé en 1963 par Wolf et Resnick (Liem *et al.*, 1999) où chacun des paramètres peut être évalué à partir des résultats de traçage :

$$F(\theta) = 1 - e^{[-\alpha(\theta - \beta)]} \quad (2.8)$$

β représente le décalage de la courbe par rapport à l'origine

α est le coefficient de l'exposant et est représenté par la pente de la courbe

θ représente le temps sous forme non-dimensionnelle = t/T_1

Un second modèle basé sur celui de Wolf et Resnick a été développé par Rebhun et Argaman en 1965 (Liem *et al.*, 1999). Il fournit une bonne estimation de l'ensemble de la courbe de distribution des temps de séjour. Le modèle est décrit par l'équation suivante :

$$\ln[1 - F(\theta)] = -\frac{\theta}{(1-p)(1-d)} + \frac{p}{1-p} \quad (2.9)$$

où la variable p représente le degré d'écoulement en mode piston et la variable d le volume mort. Il est difficile d'interpréter la signification physique de ces paramètres mais ils peuvent cependant être évalués à partir des résultats de traçage. L'expression $p/(1-p)$ est égale à la valeur de l'ordonnée à l'origine et l'expression $-1/(1-p)(1-d)$ correspond à la pente de la courbe $F(\theta)$ vs θ . L'AWWA (1989) suggère l'utilisation du modèle de Rebhun et Argaman pour le calcul du T_{10} basé sur les résultats de traçage.

Toutefois, suite à une étude de traçage des bassins de l'usine de Rosedale (Edmonton, Canada), Liem *et al.* (1999) ont remarqué que le modèle de Rebhun et Argaman ne fournissait pas une bonne estimation des temps de séjour pour les bassins ne possédant pas de chicanes ou de déflecteurs. La valeur de T_{10}/T_1 calculée par le modèle s'est avérée deux fois plus élevée que les valeurs obtenues par traçage pour deux bassins sans chicanes. De tels résultats indiquent, par conséquent, que d'autres facteurs sont à l'origine du faible T_{10} obtenu par traçage. Les auteurs ont proposé que le jet d'eau à l'entrée du bassin

pouvait être un de ces facteurs car sans présence de chicane, l'énergie du jet d'eau est une cause importante du mouvement de l'eau. Un modèle de jet a donc été développé et les résultats obtenus sont comparables à ceux obtenus par traçage. Ces résultats confirment que lorsqu'un modèle mathématique hydraulique est utilisé pour estimer la réponse de traçage, le T_{10} obtenu expérimentalement sera plus petit que l'estimation numérique en cas de faible efficacité hydraulique.

2.3.2 Méthode de traçage avec un modèle réduit

La méthode de traçage en modèle réduit n'est pas encore officiellement acceptée par l'EPA pour le calcul du CT. Toutefois, les modèles réduits sont utilisés pour l'optimisation des bassins de contact et la validation de modèles hydrodynamiques. La modélisation à plus petite échelle est utilisée depuis plus de 100 ans, surtout dans le domaine du génie civil pour la conception d'infrastructures avec des résultats fiables et satisfaisants. Dans le domaine de l'eau potable, l'utilisation de tels modèles est encore en développement.

La construction de modèles réduits est régie par les lois de similitude. La similitude géométrique doit être respectée en maintenant le ratio de dimensions entre l'échelle réelle et le modèle, la similitude cinématique est respectée lorsque les ratios de vitesses et accélérations sont égaux aux deux échelles et la similitude dynamique lorsque tous les ratios de forces sont égaux aux deux échelles. L'étude de Morris réalisée en 1963 (Hagstrom *et al.*, 1997) a démontré que les similitudes cinématique et dynamique sont souvent très difficiles à respecter. Cependant, la construction de modèles réduits de réservoirs, qui sont affectés par la force gravitationnelle, peut être réalisée en utilisant la similitude de Froude qui consiste à égaliser le nombre de Froude aux deux échelles. Plusieurs chercheurs (Bishop *et al.*, 1993) ont reproduit des réservoirs réels sous

forme de modèles réduits en appliquant cette similitude avec des échelles variant de 1/15 à 1/42. Grayman *et al.*, (1996) ont construit trois bassins à des échelles de 1/160, 1/80 et 1/42. Les deux premiers modèles ont été abandonnés parce qu'ils se sont avérés trop petits pour la visualisation.

Le traçage en modèle réduit comporte plusieurs avantages : (i) il ne cause pas d'interruptions à l'usine, (ii) la période de traçage est relativement courte et (iii) le coût d'expérimentation est moins élevé. Cependant, le traçage en modèle réduit est sensible au changement de paramètres. Selon des vérifications réalisées à l'échelle réelle, la distribution des temps de séjour en modèle réduit est généralement très bien simulée. Hagstrom *et al.*, (1997) ont construit un modèle de bassin de contact à une échelle de 1/16,25 résultant en un modèle de dimensions 2,44m x 2,44m avec un temps de séjour de 23 minutes. La comparaison des résultats obtenus avec le modèle et celui à l'échelle réelle indique un écart-type de 14% pour la valeur de T_{10}/T et un écart-type de seulement 8% pour la distribution des temps de séjour lorsque tous les points sont considérés.

Afin d'évaluer les conditions de mélange hydraulique en bassin, Rossman et Grayman (1999) ont construit deux bassins de 1,2m et 1,8m de diamètre avec des hauteurs respectives de 1,0m et 0,6m. À l'aide de ces modèles, les auteurs ont pu tirer plusieurs conclusions quant à l'efficacité hydraulique des bassins : la condition nécessaire à l'atteinte de la stratification thermique est identifiée par le rapport température/nombre de Froude et la condition nécessaire à un bon mélange est représentée par le rapport volume initial/diamètre d'entrée.

2.3.3 Modèle de traçage numérique (CFD - Computational Fluid Dynamics)

Le modèle numérique CFD simule l'évolution de traceur en bassin. Le bassin modélisé peut être représenté soit en deux (2-D) ou trois dimensions (3-D) et doit en premier lieu être divisé en éléments. Suite à cette division, à la définition des paramètres, des conditions frontières et des conditions initiales, les équations de mécanique des fluides et de diffusion peuvent être résolues à l'aide de deux méthodes, soit par éléments finis (résolution des équations par la méthode exacte) ou par différence finie (résolution par une méthode approximative).

Plusieurs chercheurs ont récemment utilisés des modèles hydrauliques numériques afin d'évaluer l'efficacité des bassins de contact d'ozone ou de chlore. Hannoun *et al.* (1998) ont utilisé un modèle à 3 dimensions, écrit en FORTRAN 77, afin d'améliorer la performance de trois bassins de contact ayant des caractéristiques géométriques différentes. Le maillage choisi est plus dense pour les régions où le gradient de vitesse est élevé, les régions de turbulence à la paroi, ainsi qu'à l'entrée et à la sortie du bassin. Après avoir défini la condition de turbulence avec une viscosité et plusieurs paramètres, les équations d'hydrodynamiques sont résolues par la méthode d'éléments finis. La solution du champ de vitesses est obtenue lorsque le régime permanent est atteint. Pour l'évaluation du temps de séjour, le traçage des particules d'eau est basé sur le champ de vitesses obtenu.

En théorie, dans un mode d'écoulement piston, toutes les particules d'eau entrant dans un bassin à un instant donné ont le même temps de séjour dans le bassin et ressortent de celui-ci au même moment, soit après un temps T_t égal à T_{10} ou $T_{10}/T = 1$. Toutefois, en pratique, à cause de la présence de gradients de vitesse, le mode d'écoulement en bassin n'est pas piston. Hannoun *et al.*, (1998)

ont visualisé le gradient de vitesses à l'aide du modèle et ont observé que ce gradient pouvait être causé par le frottement dans la couche limite, le décollement de celle-ci derrière des obstacles, l'effet de jet à l'entrée du bassin en fonction du diamètre de la conduite, etc. Les couches de frontière causent également des zones mortes ou des zones de recirculation d'eau dans un bassin. Afin de diminuer les effets associés à ces couches de frontière, on procède normalement à la construction de chicanes. Lors de l'utilisation de modèles numériques, la présence de ces chicanes cause également la formation de gradients de vitesse ainsi que de zones mortes puisque l'eau s'écoule plus lentement aux abords de ces structures. Cependant, la contribution des chicanes à la formation de gradients de vitesse est plus petite que celle des couches de frontière. Sur les trois bassins étudiés par Hannoun *et al.*, (1998), l'addition de chicanes augmentait la valeur de T_{10}/T de 50% à 100%. Les résultats obtenus montrent que l'addition de chicanes permet d'améliorer facilement l'efficacité hydraulique des bassins.

Reddy *et al.* (1998) ont utilisé un modèle numérique d'éléments finis afin d'optimiser l'efficacité hydraulique et d'évaluer l'impact du jet d'eau à l'entrée de deux réservoirs rectangulaires, d'une capacité de 40 millions de gallons US, appartenant à la ville de Phoenix (AZ). Pour ce faire, des chicanes et des diffuseurs ont été ajoutés aux réservoirs modélisés et une injection de type pulse a été utilisée comme méthode de traçage. Un T_{10} de 72 minutes a été obtenu pour le premier réservoir pour un débit de modélisation de 165 mgal-d^{-1} tandis que le second réservoir a été modélisé avec 160 mgal-d^{-1} . Les résultats obtenus montrent que l'addition de diffuseurs à l'entrée d'un réservoir minimise l'impact négatif du jet d'eau, ce qui confirme l'hypothèse de jet proposée par Liem *et al.* (1999). L'installation d'un dissipateur d'énergie à l'entrée d'un réservoir est par conséquent pratiquement nécessaire. Une validation du modèle a été réalisée pour deux réservoirs, le premier contenant deux chicanes et le second, aucune.

Les valeurs de T_{10}/T mesurées étaient de 0,31 ($\pm 3\%$) et 0,12 ($\pm 15\%$) respectivement.

Une comparaison des résultats provenant de quatre modèles numériques (utilisant la méthode de différence finie) aux résultats expérimentaux provenant de traçage en modèle réduit a été réalisée par Wang *et al.* (1998). Parmi les modèles testés, le modèle $K\varepsilon$ (coefficient de viscosité turbulente) est celui prédisant le mieux l'écoulement hydraulique horizontal.

2.3.4 Modèle mathématique

2.3.4.1 Modèle de compartiments multiples

L'utilisation d'un modèle de compartiments multiples a été proposée par Grayman et Clark (1993) et le développement d'un tel modèle a été publié par Mau *et al.* (1995). Ces derniers ont modifié les modèles de Nauman et Buffman et de Levenspiel proposés en 1983 et 1972 respectivement. Ce modèle est basé sur une méthode mathématique (d'essais et erreurs) utilisant les résultats de traçage et est utilisé pour prédire la réponse à la sortie du réservoir en conditions dynamiques, c'est-à-dire lorsqu'il y a variation de la hauteur d'eau et du débit. Le modèle est une modification du modèle de Nauman et Buffman de 1983 et de Levenspiel de 1972 (Mau *et al.* 1995).

En réacteur, l'utilisation d'un modèle d'écoulement complètement mélangé est commune même si en réalité il y a formation de zones mortes (écoulement nul) ou de courts-circuits à divers degrés. L'approche de compartiments multiples est basée sur la division d'un bassin en plusieurs compartiments imaginaires qui ne sont pas nécessairement une représentation exacte du bassin mais qui peuvent réagir, par exemple, comme des zones mortes ou des zones d'entrée et de sortie. En obtenant les données détaillées d'un réservoir, on peut ajuster les

paramètres hydrauliques du modèle mathématique afin de minimiser l'écart type entre les résultats expérimentaux et numériques. Le concept d'écoulement complètement mélangé s'applique pour le transfert de concentration entre les différents compartiments du modèle.

Un bassin est généralement divisé en deux, trois ou quatre compartiments. Le nombre de compartiments ainsi que les paramètres d'échange de concentration entre les compartiments sont fonction de la minimisation de l'écart type évalué. En ajustant les paramètres, Clark *et al.* (1996) ont déterminé les modèles les plus performants pour trois réservoirs (de forme cylindrique) dont le nombre de compartiments était de 3, 2 et 1 selon des valeurs de R-carré de 83,9%, 92,0% et 91,0% respectivement. Grayman *et al.* (1996) ont également réalisé une validation de modèle sur le réservoir Ed Heck à Azuna, Californie. La division du réservoir en quatre compartiments a fourni les meilleurs résultats.

Rossmann *et al.* (1995) ont évalué les conditions de mélange de trois réservoirs cylindriques en utilisant un modèle d'écoulement complètement mélangé couplé à un taux de décroissance de désinfectant de premier ordre. Les concentrations modélisées de désinfectant ont été comparées avec celles obtenues suite à un traçage. On a observé une perte de désinfectant lorsque le produit du temps de séjour théorique et de la constante de décroissance excédait une valeur de 0,1.

2.3.4.2 Modèle de prédiction

Un modèle empirique de prédiction de la concentration de chlore résiduel a été développé par Sérodes *et al.* (1996) à partir des données historiques relatives aux paramètres opérationnels et de qualité en usine. Basé sur les données quotidiennes récoltées en 1992 et 1993 à l'usine de la ville de Sainte Foy (Québec, Canada), le modèle détermine les meilleurs paramètres en minimisant l'écart type. À cause des variations de température, un modèle différent est

utilisé selon la saison (été ou hiver). Les résultats obtenus indiquent une meilleure prédiction de la concentration de chlore en hiver qu'en été, puisque la variation de la température de l'eau est inférieure en hiver. De meilleurs résultats sont également obtenus pour des prédictions réalisées un jour à l'avance plutôt que trois jours à l'avance.

2.4 MÉTHODE DE CALCUL DE LA CONCENTRATION ET DU CT

La concentration résiduelle de désinfectant est considérée pour le calcul du CT dans la méthode décrite par l'EPA. Il existe toutefois d'autres méthodes permettant la mesure du temps de séjour (T_{10}) et du CT.

Les valeurs de CT_{10} sont considérées par certains comme trop conservatrices (Teefy et Singer, 1990). Par conséquent, ces auteurs ont proposé d'intégrer la décroissance de désinfectant au résultat de traçage et de faire la somme des CT effectifs pour chacun des éléments (divisions arbitraires) de la courbe de traçage normalisée. Pour chaque intervalle de temps Δt_i la concentration de désinfectant prise en compte au temps t est $C_t e^{-kt_i}$ où C_t est la concentration mesurée au temps t . La somme des CT_i de tous les éléments fournit la valeur du CT_{efficace} total.

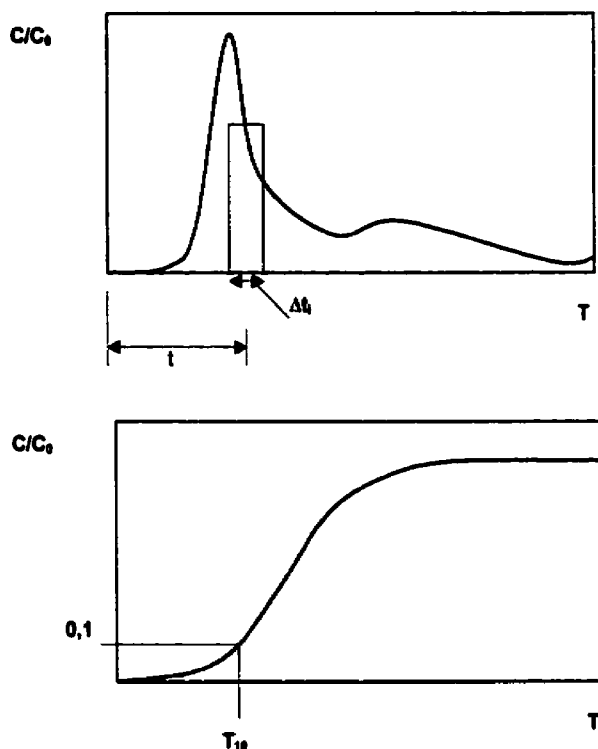


Figure 2.4: Réponse normalisée du traçage et T_{10} correspondant

- Δt_i est le pas de temps d'un élément
 t_i est le temps d'un élément
 C_0 est la concentration initiale
 k est la constante de décroissance du désinfectant
 $(C/C_0)_i$ est la réponse normalisée de traçage

Dans trois unités de traitement étudiées, la valeur du CT_{efficace} calculée s'est avérée de 1,3 à 6,7 fois plus élevée que le CT_{10} de l'EPA. Il semble que le ratio du $CT_{\text{efficace}}/CT_{10}$ est élevé lorsque la valeur de T_{10}/T_i , qui décrit l'efficacité hydraulique, est faible. Cependant, lorsque T_{10}/T est faible, le risque d'une sous-désinfection devient plus grand. L'approche du CT_{efficace} calcule donc le CT_{total} et minimise le risque d'une désinfection insuffisante.

Les modèles de traçage numérique CFD (Computational Fluid Dynamics) utilisent un autre moyen de calculer le CT. Grayman *et al.* (1996) ont modélisé le réservoir Ed Heck (Azusa, CA) à l'aide d'un modèle hydrodynamique d'élément finis. La simulation, réalisée à l'aide d'un processeur 486/66 avec 32M de mémoire vive s'est déroulée pendant 14 heures. Puisque le modèle hydrodynamique est capable de visualiser l'évolution du traceur à chaque pas de temps, la concentration prise en compte dans le calcul du CT est la concentration actuelle en bassin et pas nécessairement la concentration résiduelle en sortie de bassin. Par conséquent, le calcul du CT par cette méthode dépend fortement de la précision du modèle.

Ces auteurs ont comparé les résultats du modèle 3-D à ceux obtenus à l'aide d'un modèle réduit d'échelle 1/42. Une divergence de résultats a été observée, la concentration mesurée près de la surface de l'eau dans le modèle réduit étant plus élevée que celle du modèle numérique. Cette divergence a toutefois été expliquée par la non prise en compte de l'effet de la température.

La modélisation de bassins de contact à l'aide de modèles d'élément finis a également été réalisée par Hannoun *et al.* (1998) ainsi que Reddy *et al.* (1998). Aucune validation directe n'a été réalisée sur les champs de concentration mais la validation du T_{10} indiquait une marge de 10 à 15 % d'erreur.

Comme les trois modélisations décrites précédemment n'avaient pour but que d'optimiser l'efficacité hydraulique des bassins de contact, la prise en compte de la décroissance du désinfectant n'avait aucune importance. Cependant, dans le calcul du CT, la décroissance du désinfectant est importante et suit généralement une relation de premier ordre. Selon Boulos *et al.* (1996), des constantes de décroissance (k) du chlore variant de $-0,30 \text{ d}^{-1}$ à $-0,82 \text{ d}^{-1}$ ont été obtenues à partir de 10 échantillons récoltés à l'usine d'Asuza, Californie.

2.5 MÉTHODE D'INTÉGRATION DU MODÈLE HYDRAULIQUE ET DU MODÈLE DE DÉSINFECTION

Le couplage de modèles hydrauliques et de modèles de désinfection et de décroissance de désinfectant nous permet d'évaluer les diverses relations entre l'enlèvement de micro-organismes, le temps de contact en bassin et la concentration de désinfectant. Ces modèles intégrés sont ainsi utilisés à des fins de conception et d'évaluation des dosages.

La combinaison des deux types de modèles a été réalisée par Johnson *et al.* (1998) afin de prédire l'enlèvement de micro-organismes et la formation de trihalométhanes dans l'eau. Le modèle hydraulique est composé de réacteurs complètement mélangés en série dont le nombre peut être ajusté selon les caractéristiques du bassin. Le module de désinfection utilise le modèle de Chick-Watson combiné à une équation de décroissance de premier ordre. Des modélisations similaires utilisant des modèles différents ont également été réalisées pour le compte de l'AWWARF (1998). Dans ce cas, le module de désinfection est le modèle de Hom modifié qui tient compte de la déviation du taux d'inactivation et le modèle hydraulique est celui proposé par Westerterp *et al.* en 1984 (AWWARF, 1998) afin d'évaluer la réponse de traçage.

Les valeurs de CT et d'enlèvement de micro-organismes (en log) obtenues à l'aide de modèles combinant les modèles hydrauliques et de désinfection peuvent être comparées aux valeurs obtenues par les diverses méthodes précédemment discutées (traçage, etc.). Une comparaison des valeurs de CT fournies par l'EPA aux valeurs obtenues à partir du modèle de Hom modifié a été réalisée pour l'AWWARF (1995, 1998b). Les résultats obtenus indiquent que les CT du modèle de Hom modifié sont toujours inférieurs aux valeurs de l'EPA. De plus, les valeurs d'inactivation des virus obtenues à l'aide du modèle de Hom modifié ont tendance à surestimer l'efficacité de désinfection en laboratoire.

Cependant, ces modèles n'ont pas été évalués sur le risque de sous-désinfection.

2.6 CONCLUSION

Le méthode de désinfection fondée sur le CT_{10} est une sécuritaire mais conservatrice. La tendance de la législation relative à la formation de sous-produits de désinfection dans l'eau et la résistance relativement élevée de certains micro-organismes à la désinfection amènent un besoin d'optimisation de l'efficacité hydraulique et de précision du calcul du CT (qui correspond à l'inactivation des micro-organismes). Un moyen intermédiaire et rapide s'avère donc nécessaire pour le calcul du CT. Même si le traçage à l'usine donne des résultats fiables, les résultats obtenus ne tiennent compte que de la concentration résiduelle de désinfectant à la sortie des bassins dans le calcul du CT. De plus, le temps nécessaire à la préparation d'un traçage en usine est long et coûteux et ne devrait, en théorie, être réalisé que lors des périodes de l'année où le débit est maximal. Par conséquent, le traçage en usine n'est effectué que rarement.

Depuis quelques années, l'utilisation de modèles numériques d'hydrodynamique est de plus en plus courante dans le domaine de l'eau potable. Ces modèles sont plutôt appliqués à l'optimisation de bassins de contact et peu de recherche ont été réalisées relativement au calcul du CT pour ces bassins. Le grand potentiel de ces modèles numériques réside dans le fait de leur capacité à montrer et calculer l'évolution des traceurs en bassins. Pour ce qui est des modèles réduits, leur application dans le traitement de l'eau potable est en développement mais, comme plusieurs résultats illustrent la crédibilité de la méthode malgré sa sensibilité à divers paramètres, ce type de modèle constitue un bon moyen de validation des modèles numériques.

CHAPITRE 3

MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1 INTRODUCTION

3.1.1 Objectif

L'objectif de ce chapitre est de décrire les méthodes d'évaluation de l'efficacité de la désinfection. Dans un premier temps, les méthodes de calcul de temps de contact (CT) suivantes sont décrites: la méthode de CT_{10} de l'Environment Protection Agency (EPA), la méthode de CT_{efficace} proposée par Teehy et Singer (1990) et les distributions de CT obtenues numériquement à l'aide de logiciels. Les calculs de CT sont basés sur des résultats de traçage réalisés sur un modèle réduit et à l'aide d'un modèle numérique. Le traceur utilisé pour les essais de traçage est non réactif, les résultats donnent alors une distribution de CT en ignorant le phénomène de décroissance. La décroissance est prise en compte dans la méthode numérique de calcul de CT.

Dans un deuxième temps, la méthode IDDF (intégration de modèle de désinfection et modèle hydraulique) de l'American Water Works Association Research Foundation (AWWARF, 1998) est utilisée pour comparer les résultats de traçage et les résultats numériques réalisés sur le modèle réduit. Les résultats de la méthode IDDF montrent la distribution de l'inactivation de micro-organismes. La méthode d'intégration d'un modèle de compartiments multiples proposée par Grayman *et al.* (1996) et la méthode IDDF servent à prédire l'inactivation de micro-organismes.

3.1.2 Description du réservoir McTavish

La construction du réservoir McTavish a été faite au cours de la première moitié du 20^e siècle. Le réservoir McTavish n'est pas utilisé pour réaliser un traitement de désinfection mais il a été choisi comme sujet d'étude parce que plusieurs recherches sont en cours sur ce réservoir. Principalement construit en béton, il comprend six compartiments, a une capacité totale de 150 000 m³, comprend 5 entrées et un poste de pompage de 10 pompes. Le débit d'entrée peut avoir une valeur maximale de 4 à 5 m³/s et la hauteur d'eau du réservoir varie de 4 à 7 m (figure 3.1).

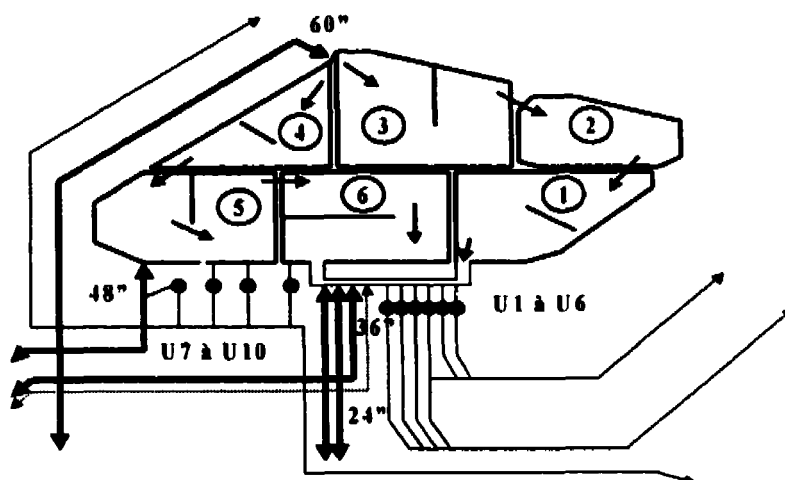


Figure 3.1: La configuration de Réservoir McTavish

3.2 MODÈLE RÉDUIT

3.2.1. Détails de traçage avec le modèle réduit

Les essais de traçage du réservoir McTavish ont été faits à l'échelle réduite plutôt qu'à l'échelle réelle. La variabilité du débit d'entrée de la cellule 2 du

réservoir McTavish et l'accès difficile à l'entrée font en sorte que des essais à échelle réelle sont difficilement réalisables. De plus, le modèle numérique est un modèle en deux dimensions, il n'est donc pas une représentation exacte de l'échelle réelle. Par exemple, dans le modèle numérique, l'entrée du réservoir n'est pas tout à fait la même qu'à l'échelle réelle et les piliers ne sont pas inclus. Les caractéristiques du réservoir à échelle réduite sont les mêmes que celles décrites par le modèle numérique, ce qui permet de faire une validation du modèle numérique. La validation est facilitée par la flexibilité et l'accessibilité du modèle réduit.

3.2.2 Mise à l'échelle

Grayman *et al.* (1996) a réalisé des essais de mise à l'échelle pour un bassin en utilisant trois échelles de modèle réduit soit 1/160, 1/80 et 1/42. Les résultats de ses études ont montré qu'une grande échelle permet de visualiser plus facilement l'écoulement. Donc, pour nos essais sur modèle réduit du réservoir McTavish, une échelle de 1/40 est choisie. Les facteurs d'échelle sont calculées à l'aide des équations 3.1 à 3.5 et les caractéristiques sont montrées au tableau 3.1.

$$\text{Nombre de Froude} = \frac{V_m}{\sqrt{g \cdot L_m}} = \frac{V}{\sqrt{g \cdot L}} \quad (3.1)$$

Sachant que le rapport d'échelle de longueur est

$$\frac{L_m}{L} = \frac{1}{40} \quad (3.2)$$

Et que l'échelle de vitesse est:

$$\frac{V_m}{V} = \sqrt{\frac{L_m}{L}} = \sqrt{\frac{1}{40}} \quad (3.3)$$

L'échelle de temps devient :

$$\frac{L_m/T_m}{L/T} = \sqrt{\frac{L_m}{L}} \Rightarrow \frac{T_m}{T} = \sqrt{\frac{L_m}{L}} = \frac{1}{6,32} \quad (3.4)$$

L'échelle de débit à l'entrée est :

$$\frac{Q_m}{Q} = \frac{L_m^3/T_m}{L^3/T} = \left(\frac{L_m}{L}\right)^3 \left(\frac{L_m}{L}\right)^{-0,5} = \left(\frac{L_m}{L}\right)^{2,5} = \frac{1}{10119} \quad (3.5)$$

Les variables avec un indice m sont les variables du modèle réduit. Les variables sans indices sont les variables de l'échelle réelle. Elles sont définies ci-dessous :

L_m, L longueurs

V_m, V vitesses

Q_m, Q débits

T_m, T temps

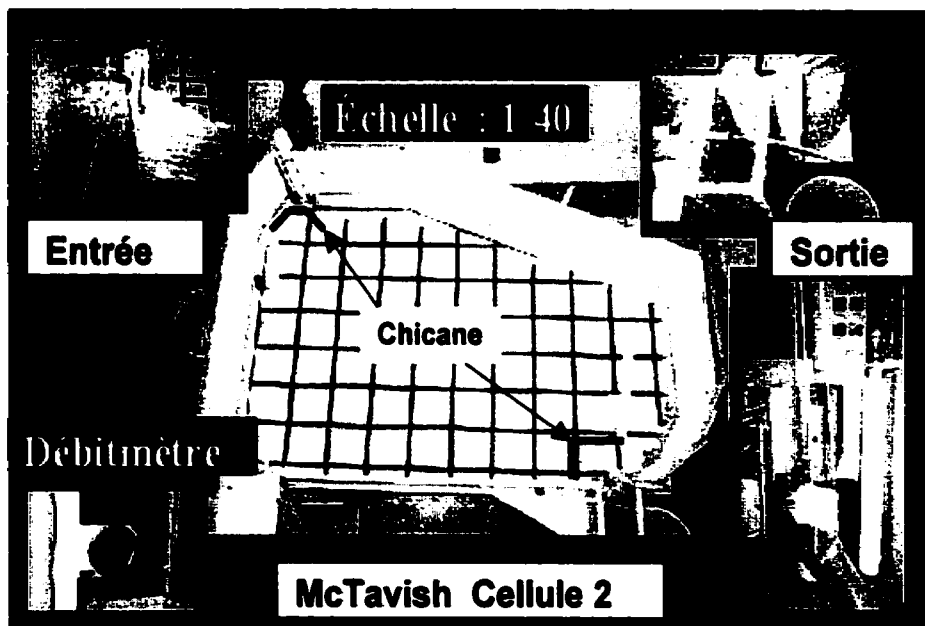


Figure 3.2 : La configuration de modèle réduit de McTavish(Cellule 2)

Tableau 3.1: Détails de l'échelle du modèle réduit et de l'échelle réelle et numérique

	T_r (min)	Longueur max. (m)	Hauteur D'eau(m)	Débit (L/s)	Volume (m ³ /s)
Modèle réel(numérique)	110,0	61,50	5,6	2024	133544
Modèle réduit	17,4	1,54	0,14	0,2	0,209

Le modèle réduit du réservoir McTavish montré à la figure 3.2 est construit en bois avec des joints en silicone qui assurent l'étanchéité. Le bassin comprend des compartiments contenant du gravier à l'entrée et à la sortie qui servent à mélanger et à diffuser le traceur qui est injecté dans le bassin : puisque le modèle numérique est bi-dimensionnel, il est important d'avoir un mélange homogène du traceur verticalement. Étant donné le faible débit, de l'ordre de 0,2 L/s, un agitateur aurait pour effet de perturber l'écoulement hydraulique à l'entrée et à la sortie du bassin.

3.2.3 Essais de traçage

Pour réaliser les essais de traçage, le traceur est injecté à l'aide d'une seringue dans le tuyau d'amenée (diamètre de 1,3 cm) 3 mètres avant l'entrée du bassin. Le traceur entre verticalement dans le diffuseur fait de gravier. Le traceur est injecté par pulsations plutôt que par paliers. En effet, puisque le débit entrant dans le bassin est faible (0,2 L/s), il serait difficile de maintenir un débit constant pour réaliser une injection par palier: une injection par pulsation a donc été choisie. Le temps d'injection est de 10 à 15 secondes ce qui représente 1% à 1,4% du temps de séjour théorique, les proportions du temps de séjour théorique suggéré par l'AWWA étant de 1%.

Le traceur utilisé pour les essais de traçage est la rhodamine WT dont la concentration est mesurée à la sortie du bassin. Les échantillons sont prélevés à l'aide d'une seringue, transférés dans les cellules d'analyse, puis analysés par

spectrophotométrie. Les périodes d'échantillonnage varient de 0,25 minutes à 4 minutes : elles sont plus courtes pour les premiers temps de séjour théoriques de façon à bien capter le début du passage du traceur.

Les traçages sont réalisés jusqu'à 3 fois le temps de séjour théorique (T_t) soit environ 60 minutes. La rhodamine est de type WT 20% dont l'onde de détection est de 556 nm (valeur fournie par la station d'épuration de la Ville de Montréal). Étant donné que la concentration de la solution mère (C_0) est inconnue, une courbe de calibration a été tracée. Plusieurs dilutions ont été faites pour tracer la courbe de calibration. La concentration de la courbe est basée sur la concentration C_0 . La limite de détection de la rhodamine est $0,006 \cdot 10^{-3}$ mg/L ce qui correspond à une valeur de 0,03 au spectrophotomètre de marque Milton Roy Spectronnic 1001 plus. La concentration injectée par rapport à la solution mère est $10^{-1} C_0$ et le volume de traceur injecté varie de 25 à 40 mL. La rhodamine est un traceur approprié pour ce type de traçage parce que sa limite de détection est basse, qu'elle est non réactive et que sa concentration ne varie pas avec la température comme c'est le cas pour la conductivité par exemple. De plus, ce traceur permet de visualiser l'écoulement d'eau grâce à sa couleur.

3.2.4 Étude de sensibilité

Étant donné que la mise à l'échelle du modèle réduit est basée sur la similitude du nombre de Froude, la variation du débit (qui affecte le champ de vitesse) et la hauteur d'eau dans le modèle réduit peuvent causer des erreurs lors de la validation du modèle numérique. Une étude de sensibilité est donc réalisée pour déterminer les paramètres qui sont les plus susceptibles d'affecter le modèle. L'étude de sensibilité a été faite pour les paramètres suivants : le débit, la hauteur d'eau, la variation du niveau d'eau et l'addition de chicanes (tableau 3.2a et 3.2b).

Tableau 3.2a : Conditions de traçage

Cas	Q(l/min)	H(cm)	T _t Temps de séjour théorique(min)	Configuration
1	15	20	19,9	Sans Chicane
2	12	16	19,9	Sans Chicane
3	10	14	20,9	Sans Chicane
4	12	14	17,4	Sans Chicane
5	12	16	19,9	Avec Chicane

Tableau 3.2b : Comparaison des cas de l'étude de sensibilité

Paramètre de sensibilité	Comparaison de cas
Débit	3 et 4
Chicane	2 et 5
Hauteur d'eau	2 et 4
Combinaison de la hauteur d'eau et le débit avec le même T _t	1 et 2

3.3 MODÈLE NUMÉRIQUE

3.3.1 Calcul des champs de vitesse

3.3.1.1 Utilisation du logiciel CAFÉ

CAFÉ est un logiciel qui calcule les champs de vitesse pour des écoulements permanents en hydraulique maritime. Ce logiciel, écrit en Fortran, a été développé à l'Institut de Technologie du Massachusetts (MIT). Il utilise la méthode des éléments finis pour résoudre les équations de mécanique des

fluides en eau profonde et en eau peu profonde. Les paramètres suivants sont pris en compte : la viscosité (de type "Eddy"), le cisaillement, la densité de l'eau, le coefficient de frottement et le coefficient de turbulence.

En utilisant Δt comme pas de temps pour les calculs de simulation, un fichier de champs de vitesses est créé avec les paramètres suivants: la hauteur d'eau, l'élévation et le flux. Le modèle a été validé pour deux cas à l'institut: pour un canal de 20 m de hauteur et 500 m de longueur et pour la Baie du Massachusetts (37 km x 109 km). Le modèle a entre autre été utilisé en raison de sa disponibilité à l'École Polytechnique de Montréal.

3.3.1.2 Utilisation du Logiciel SERUM

Comme CAFÉ, SERUM est un logiciel de calcul d'écoulement. Toutefois, SERUM utilise la méthode des volumes finis plutôt que la méthode des éléments finis pour résoudre les champs de vitesse pour un maillage et une condition hydraulique donnés. Le modèle SERUM est basé sur l'équation de St-Venant pour une eau peu profonde dans des conditions d'écoulement non permanentes. Dans les calculs de champs de vitesse, le pas de temps est automatisé de façon à satisfaire la condition de Courant Friedrichs-Lewy. L'hypothèse du principe de calcul est que la pression est hydrostatique, donc l'accélération verticale est petite et la vitesse verticale est négligeable (TASE, 1994). Les résultats de champs de vitesse de CAFÉ et de SERUM sont comparés de façon à déterminer lequel des logiciels simule le mieux les conditions qui règnent dans le modèle réduit.

3.3.1.3 Utilisation du logiciel LAME

LAME est un logiciel de visualisation des résultats de CAFÉ et de DISPER. DISPER est un logiciel qui calcule le champ de concentration dans le but de simuler l'effet de la dispersion des particules. LAME a été développé en langage

C par Christian Faubert à l'École Polytechnique de Montréal. À partir des résultats de CAFÉ, LAME permet de visualiser le bassin, les vitesses vectorielles, la hauteur d'eau et permet également de suivre une particule d'eau de l'entrée du bassin jusqu'à la rencontre d'un mur ou jusqu'à la fin du temps de simulation. À partir des résultats de DISPER, LAME permet de visualiser l'évolution de la concentration du traceur en fonction du temps. Une grande partie du développement numérique de la présente étude est basée sur la modification du code source du logiciel LAME.

- Puisque les résultats de CAFÉ ne semblent pas fiables, SERUM est utilisé pour évaluer l'écoulement de l'eau dans le modèle réduit.
- Cependant, LAME peut lire uniquement le format de fichier de CAFÉ, donc un transfert de données du format SERUM au format CAFÉ est nécessaire.
- Les résultats de SERUM sont exprimés pour chacun des éléments alors que les résultats de CAFÉ sont exprimés pour chacun des nœuds. Une interpolation est donc faite pour permettre le transfert de données.

3.3.2 Méthode de calcul de distribution du temps de séjour

3.3.2.1 Introduction

À partir des résultats de champs de vitesse, une distribution de temps de séjour est obtenue en injectant 700 particules uniformément distribuées sur la section de l'entrée du modèle. Chaque trajectoire donne un temps de séjour et l'ensemble des trajectoires donnent une distribution de temps de séjour. Le temps de séjour n'est pas une valeur unique, mais une distribution continue. Les valeurs de T_{10} et T_{50} sont évaluées.

3.2.2.2 Validation des champs de vitesse

La validation du champ de vitesse précède le calcul de temps de séjour parce que le logiciel SERUM n'est pas tout à fait indépendant du modèle physique.

Puisqu'il y a plusieurs paramètres à ajuster pour que les résultats numériques reflètent les conditions qui prévalent dans le modèle réduit (le coefficient de Manning, les coefficients de déversoir, le coefficient de viscosité et le pas de temps) un certain degré de validation est requis pour s'assurer de la validité des résultats. L'écoulement hydraulique est validé de deux façons:

- 1) L'écoulement général calculé par le logiciel SERUM montré à la figure 3.3 est comparé avec l'écoulement du modèle réduit qui a été filmé à l'aide d'une caméra.
- 2) Les valeurs de vitesses obtenues par le logiciel sont comparées avec celles mesurées dans le modèle réduit. La vitesse expérimentale dans le bassin est mesurée à l'aide d'un morceau de plastique. La vitesse est obtenue en divisant la distance parcourue par le morceau de plastique par son temps de parcours. Pour les zones où la direction de l'écoulement est changeante, la mesure est toutefois moins précise. Onze points de mesures ont été installés dans le bassin à l'étude.

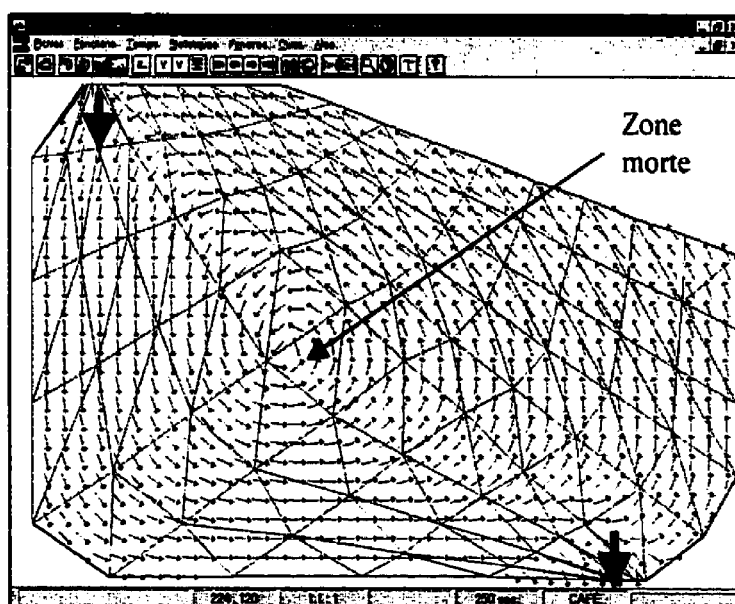


Figure 3.3: Résultat de SERUM visualisé par LAME basé sur le champ de vitesse obtenu (débit = $2,0 \text{ m}^3/\text{s}$, hauteur d'eau = $5,6\text{m}$)

3.3.2.3 Principe de calcul détaillé du temps de séjour

Le champ de vitesse obtenu est défini aux nœuds. Pour les positions entre des nœuds, les vitesses sont évaluées par interpolation.

Les étapes de construction d'une trajectoire de particule sont les suivantes:

- Obtenir un champ de vitesse à l'aide de SERUM
- Transférer les résultats de SERUM en format de CAFÉ
- Fixer un pas de temps
- Déterminer l'endroit de l'injection
- Selon la vitesse de l'eau à l'injection, la nouvelle position de la particule injectée est évaluée d'après le pas de temps
- Le processus se poursuit jusqu'à la sortie du bassin ou jusqu'à l'approche d'une zone morte.

Le champ de vitesse est défini par la position du nœud où se trouve la particule. Lorsque la particule est positionnée à l'extérieur d'un nœud, sa vitesse est évaluée par interpolation. Le principe de calcul du temps de séjour est simple en théorie mais, plusieurs difficultés sont rencontrées à l'application pratique:

- Le pas de temps choisi ne doit pas être trop grand pour éviter une perte de précision, mais ne doit pas être trop petit pour éviter d'allonger le temps de calcul.
- Un algorithme de calcul est requis pour reculer et changer la direction d'une trajectoire lorsque la position calculée est à l'extérieur du bassin.
- Une bonne partie des trajectoires restent dans la zone morte, surtout près des parois, ce qui cause des erreurs sur la distribution du temps de séjour.
- Deux particules injectées au même point auront le même temps de séjour puisque le pas de temps et le champ de vitesse sont constants alors qu'en

réalité, il y a une variation de vitesse liée à la turbulence. Un paramètre de turbulence doit donc être ajouté.

Pour résoudre les problèmes mentionnés ci-haut, plusieurs modifications ont été apportées:

- Le pas de temps est choisi de sorte que la distance de déplacement pendant ce pas de temps soit inférieure à une valeur maximale correspondant à une fraction de la longueur maximale du bassin.
- Un algorithme est développé pour les cas où une particule s'approche des parois du bassin. Dans ces cas, la particule est reculée et la direction de la trajectoire est ajustée en fonction d'un pourcentage de déviation de la direction principale.
- Un paramètre de turbulence est introduit au modèle pour faire varier le pas de la trajectoire de la particule et permettre un calcul plus juste du temps de séjour.

3.3.2.4 Modification du logiciel LAME

3.3.2.4a Pas de temps

Le pas de temps utilisé dans le logiciel LAME est différent de celui du logiciel SERUM qui est automatisé de façon à satisfaire la condition de courant Friedrichs-Lewy. Le pas de temps de LAME sert à simuler l'écoulement et le degré de turbulence dans le réservoir. Un pas de temps de 10 à 25 secondes est choisi pour comparer l'écoulement expérimental du modèle réduit et l'écoulement simulé numériquement.

3.3.2.4b La particule injectée traverse une paroi

La méthode de calcul de la trajectoire d'une particule est basée sur le champ de vitesse vectoriel. Si, près de la paroi, il existe une composante de vitesse qui tend à amener la particule hors du bassin, la particule est reculée d'un pas de temps. Le pas de temps augmente aussi la variation d'angle pour changer la trajectoire et permettre à la particule de changer de direction et de sortir de la zone morte près de la paroi. La particule continue alors la trajectoire. L'organigramme montré à la figure 3.4 montre les étapes de la méthode de calcul de la trajectoire.

3.3.2.4c L'algorithme du paramètre de turbulence

La turbulence artificielle a pour but de reproduire l'effet de la dispersion qui est prise en compte par SERUM et d'empêcher que les particules injectées au même endroit aient les mêmes trajectoires. La turbulence artificielle est introduite par les paramètres suivants: la variation d'angle et la variation de vitesse. La variation d'angle contrôle la variation de la direction des vitesses vectorielles alors que la variation de vitesse contrôle la magnitude de la vitesse. Les paramètres de turbulence sont optimisés de sorte que l'écoulement obtenu par simulation numérique soit semblable à celui obtenu avec le modèle expérimental.

L'algorithme de la méthode est formulé de la façon suivante:

Si la vitesse à la position A est (V_x, V_y)

La vitesse absolue V_A est $(V_x^2 + V_y^2)^{0.5}$

L'angle de vitesse avec l'axe des x est $\text{Atan}(V_y/V_x)$

Par exemple, si on autorise une variation d'amplitude de vitesse k_1 de $\pm 5\%$ (valeur entière aléatoire comprise entre -5 et 5) et si la variation d'angle k_2 est $\pm 4\%$ (valeur entière aléatoire comprise entre -4 et 4) :

L'algorithme est démontré plus en détail à la figure 3.4.

la nouvelle vitesse absolue devient

$$(V_x^2 + V_y^2)^{0.5} \times (1 \pm 0,01k_1)$$

L'angle de nouvelle vitesse devient

$$\text{Atan}(V_y / V_x) \times (1 \pm 0,01k_2)$$

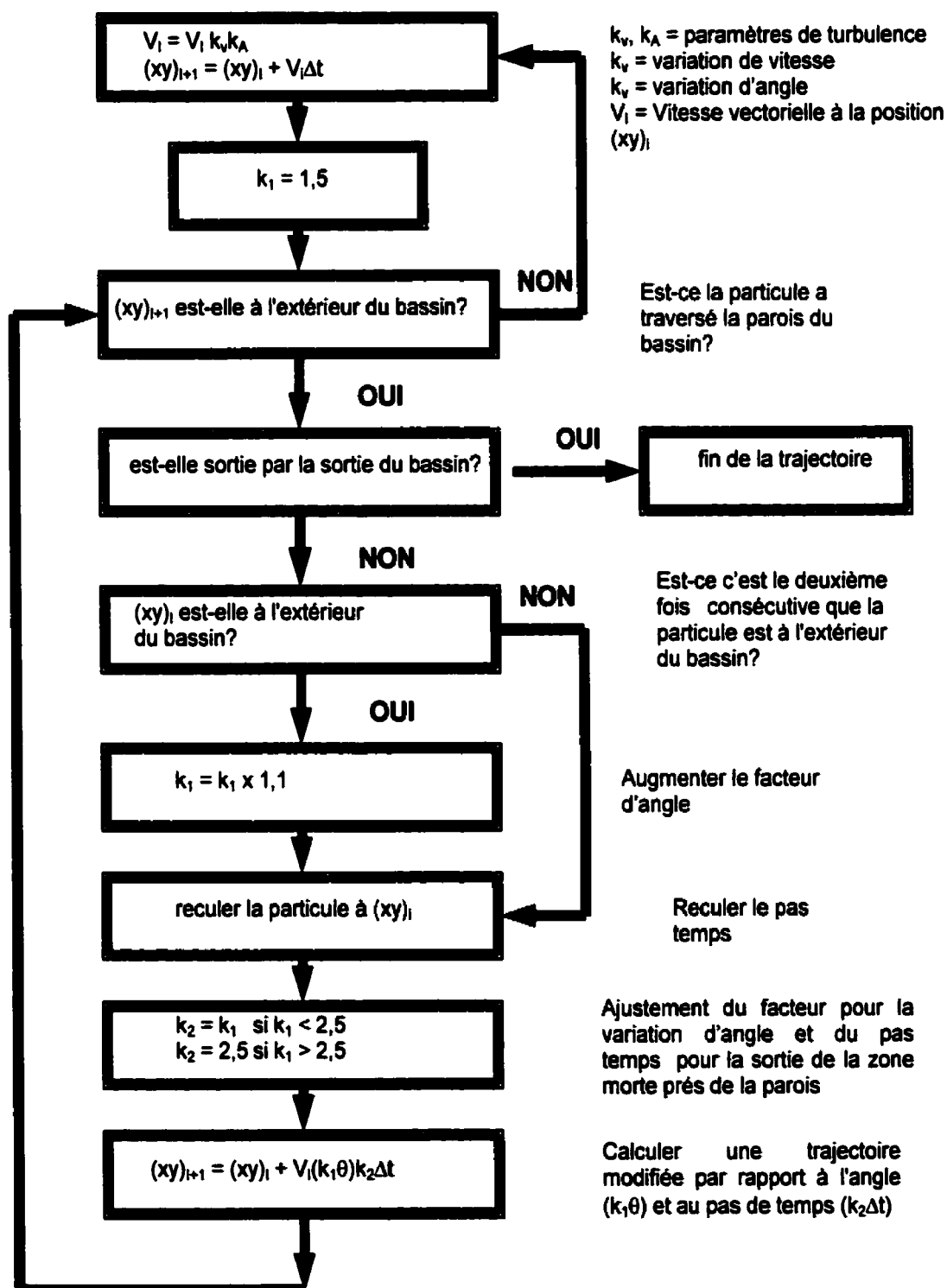


Figure 3.4: Organigramme de l'algorithme de trajectoire

3.3.2.4d La distribution du temps de séjour

Le temps de séjour est calculé par la somme de tous les pas de temps jusqu'à la sortie du modèle réduit.

$$T_n = \sum \Delta t_i \quad (3.6)$$

Δt = Le pas de temps d'une trajectoire

T_n = Le temps de séjour pour la trajectoire de la particule n

La distribution du temps de séjour est la distribution de l'ensemble des valeurs T_n des 700 particules qui sont injectées dans le bassin. Les résultats sont présentés sous forme de graphiques représentant le pourcentage du nombre de trajectoires par classe de temps normalisé (temps de séjour/temps de séjour théorique T_s/T_t)

3.3.3 Modèle de compartiments multiples

La méthode de compartiments multiples a pour but de prédire la réponse hydraulique obtenue par des résultats de traçage. La méthode est basée sur les travaux de Grayman *et al* (1993, 1996). Ils ont appliqué la méthode à la modélisation du réservoir d'Ed Heck (Californie) dont la capacité de 15000 m³ est tout à fait comparable à celle du compartiment 2 du réservoir McTavish qui est de 16700 m³.

La méthode a pour objectif de modéliser la variation de concentration du désinfectant d'un réservoir lorsque les paramètres du modèle sont calibrés par des résultats de traçage. Le modèle de compartiments multiples a été appliqué au modèle réduit de McTavish; il sert à calculer le T_{10} et à prédire l'efficacité hydraulique.

Selon cette approche, le réservoir étudié est divisé en quatre compartiments théoriques tel que montré à la figure 3.5

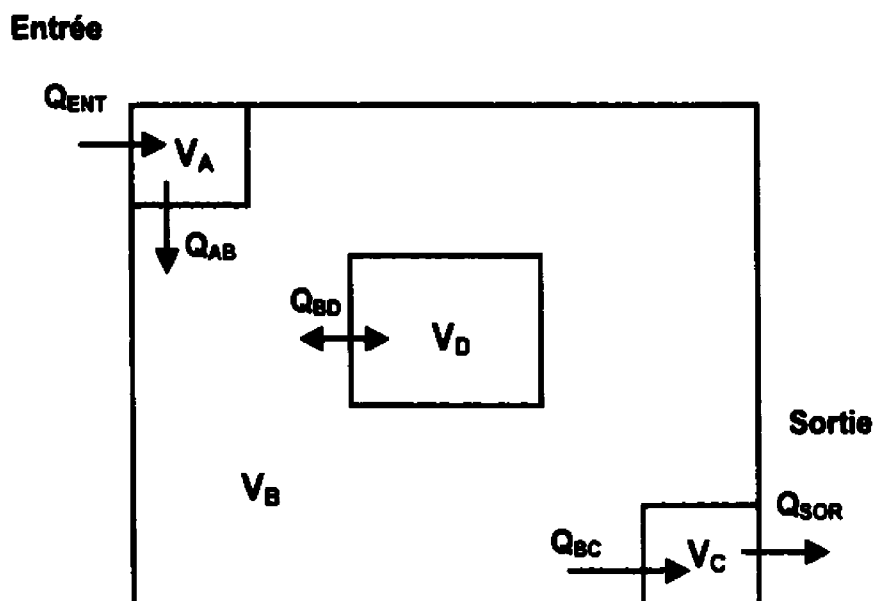


Figure 3.5: Détails des échanges entre les quatre compartiments

À la figure 3.5 les flèches indiquent les directions d'échanges possibles. V_A et V_C représentent les zones intermédiaires d'entrée et de sortie et V_D représente les zones mortes. La méthode procède par essais et erreurs: on fait varier le volume de chaque compartiment et le débit d'échange de façon à obtenir un résultat le plus près possible du résultat de traçage. La simulation est faite à partir des dimensions du modèle réduit.

Chaque compartiment réagit comme un réacteur complètement mélangé. Après un temps dt , l'échange entre les compartiments se fait selon les directions indiquées à la figure 3.5. L'équation de bilan de masse représentant l'interaction entre les compartiments permet d'obtenir quatre équations de concentration après l'itération $i+1$. On suppose que la concentration dans tous les compartiments est initialement nulle, que l'injection de traceur est continue à 1 mg/L, que le débit de 12 L/s est constant et que la hauteur d'eau est de 14 cm.

Toutes les variables de volume de compartiment et de débit d'échange devraient être positives. Les équations de bilan massique sont dérivées de celles proposées par Grayman *et al.* (1996). Ces équations sont toutefois simplifiées étant donné que le niveau d'eau et le débit sont constants dans le cas de notre étude.

$$C_{A,i+1} = \left\{ C_{A,i} V_A + C_{ent} Q_{ent} dt - \left(\frac{C_{A,i} + C_{A,i+1}}{2} \right) Q_{AB} dt \right\} / V_A \quad (3.7)$$

$$C_{B,i+1} = \left\{ C_{B,i} V_B - \left(\frac{C_{B,i} + C_{B,i+1}}{2} \right) (Q_{BD} + Q_{BC}) dt + \left(\frac{C_{A,i} + C_{A,i+1}}{2} \right) Q_{AB} dt + \left(\frac{C_{D,i} + C_{D,i+1}}{2} \right) Q_{BD} dt \right\} / V_B \quad (3.8)$$

$$C_{C,i+1} = \left\{ C_{C,i} V_C + \left(\frac{C_{B,i} + C_{B,i+1}}{2} \right) Q_{BC} dt - Q_{SOR} (C_{C,i} + C_{C,i+1}) dt \right\} / V_C \quad (3.9)$$

$$C_{D,i+1} = \left\{ C_{D,i} V_D + \left(\frac{C_{B,i} + C_{B,i+1} - C_{D,i} - C_{D,i+1}}{2} \right) Q_{BD} dt \right\} / V_D \quad (3.10)$$

Équations de concentration de chaque compartiment après i+1 itérations

C_{ent}	=	Concentration de traceur injecté
Q_{ent}	=	débit d'entrée
Q_{sor}	=	débit de sortie
C_{Bi}	=	concentration au compartiment B à l'itération i
Q_{AB}	=	débit d'échange entre le compartiment A et le compartiment B
dt	=	pas de temps
V_A	=	Volume du compartiment A

Les quatre équations, 3.7 à 3.10, sont organisées et simplifiées sous forme de matrice. La matrice est organisée de sorte que tous les coefficients inconnus soient à gauche et que tous les coefficients connus soient à droite. L'organisation de la matrice est montrée au tableau 3.3: la deuxième ligne du tableau contient les variables et les troisième, quatrième et cinquième lignes contiennent les coefficients qui correspondent à ces variables. La forme matricielle est utilisée pour faciliter les calculs par Excel.

Tableau 3.3: Matrice de solution du modèle de quatre compartiments qui correspond à trois équations avec 8 inconnues

Inconnues			Connues				
C_{Bi+1}	C_{Ci+1}	C_{Di+1}	C_{Ai}	C_{Ai+1}	C_{Bi}	C_{Ci}	C_{Di}
Q_{BC}	$-2V_C/dt - Q_{SOR}$	0	0	0	Q_{BC}	$2V_C/dt - Q_{SOR}$	0
Q_{BD}	0	$-2V_D/dt - Q_{BD}$	0	0	Q_{BD}	0	$2V_D/dt - Q_{BD}$
$-2V_B/dt - Q_{BD} - Q_{BC}$	0	Q_{BD}	Q_{BA}	Q_{BA}	$2V_B/dt - Q_{BD} - Q_{BC}$	0	Q_{BD}

- dt , Q_{BD} , V_A , V_B , V_C et V_D sont les 6 variables à ajuster
- C_{ent} , C_{Ai} , C_{Bi} , C_{Ci} , C_{Di} sont connues puisque les concentrations initiales sont nulles à $t=0$.
- Q_{AB} , Q_{BC} , Q_{ent} , Q_{sor} sont connues puisque le débit est constant à 12 L/min
- C_{Ai+1} peut être calculé par l'équation 3.7, donc les trois autres équations peuvent également être résolues.
- Premièrement, les valeurs connues et les valeurs initiales (dt , Q_{BD} , V_A , V_B , V_C , V_D , Q_{AB} et Q_{BC}) sont substituées dans la matrice.
- Deuxièmement, la matrice est réduite par le logiciel Excel et validée par MathCad Plus 6.0. Lorsque le résultat d'Excel est comparable à celui de MathCad, la solution peut être obtenue par substitution directe.

- Troisièmement, les valeurs connues (C_{ent} , C_{Ai} , C_{Bi} , C_{Ci} , C_{Di} , Q_{AB} , Q_{BC} , Q_{ent} et Q_{sor}) sont substituées dans la matrice réduite. La matrice est résolue par Excel et les résultats obtenus deviennent les valeurs initiales de la prochaine itération. Les concentrations suivantes peuvent être calculées facilement par la fonction dans Excel. Lorsque les équations de concentration sont résolues jusqu'au temps final, la réponse du traceur peut être représentée graphiquement (concentration en fonction du temps).
- Quatrièmement, les paramètres des compartiments sont ajustés en les comparant aux résultats de traçage réalisés avec un débit de 12 L/min. et une hauteur d'eau de 14 cm. Les paramètres du modèle de compartiments multiples sont ajustés par essais et erreurs jusqu'à ce que le résultat obtenu soit similaire au résultat de traçage. Les résultats sont comparés visuellement à partir d'un graphique. L'écart type n'est pas évalué contrairement à ce qu'a fait Grayman. Les six paramètres du modèle sont ajustés.

Q_{ENT} , Q_{SOR} , Q_{BC} ont une valeur de 12 L/min.

Les paramètres à ajuster doivent avoir les valeurs initiales suivantes :

$V_A(L)$	$V_B(L)$	$V_C(L)$	$V_D(L)$	$Q_{BD}(L/min)$	$dt(min)$
20	150	20	40	5	0,5

- Finalement, lorsque les paramètres sont ajustés pour un débit de 12 L/min. et une hauteur de 14 cm, le débit est changé à 10 L/min en gardant les mêmes paramètres. Ce résultat est comparé avec un résultat expérimental réalisé avec un débit de 10 L/min. Cette prédiction de réponse de traçage a pour objectif de prédire l'inactivation de micro-organismes. Elle est discutée à la section 3.4.3

3.3.4 Méthode de calcul du champ de concentration

3.3.4.1 L'utilisation du logiciel DISPER

DISPER est un logiciel qui calcule la dispersion du traceur en utilisant les résultats de CAFÉ : il produit un champ de concentrations final. Dans le modèle DISPER, il existe deux modes de dispersion: la dispersion qui est affectée par l'écoulement et la dispersion par diffusion qui ne dépend pas de l'écoulement. Dans le cadre de l'étude, le mode de dispersion qui est affecté par l'écoulement a été choisi. Le logiciel donne les résultats de dispersion longitudinale et transversale par rapport à la direction de l'écoulement. L'observation du traçage expérimental a montré que l'écoulement dans le bassin d'étude a une dispersion longitudinale plus grande que la dispersion transversale. Ces paramètres sont évalués par essais et erreurs. Le résultat obtenu est le champ de concentration qui sera utilisé pour les calculs de CT.

Le logiciel DISPER est capable d'évaluer l'évolution de la concentration selon la variation des champs de vitesses avec le temps en fonction des variations de débits. Cependant, pour notre étude, le champ de concentration nécessaire au calcul de CT est supposé stationnaire, puisque le débit et le taux d'addition de désinfectant à l'usine sont constants. Dans le logiciel, l'effet de décroissance de traceur est aussi évalué.

3.3.4.2 Décroissance du traceur

Une décroissance du premier ordre est souvent utilisée pour évaluer la décroissance du chlore. Le taux de décroissance choisi est $0,5 \text{ d}^{-1}$ - $1,5 \text{ d}^{-1}$.

$$C = C_0 e^{-k \cdot t} \quad (3.11)$$

C_0 = Concentration initiale

k' = Constante de décroissance de désinfectant du premier ordre

La valeur de k' choisi est du même ordre de grandeur que celle de l'eau de la Ville de Montréal (Gauthier et al. 2000).

3.3.5 Méthode de calcul de la distribution de CT

À l'aide du modèle réduit et des logiciels, il existe plusieurs façon de calculer le CT. Les méthodes qui découlent d'un modèle réduit et d'un modèle numérique ne sont pas réglementées par l'EPA mais, sont utilisées pour comparer les différences.

3.3.5.1 La méthode de CT efficace de Teefy et Singer (1990)

La méthode de Teefy et Singer (1990) donne une valeur unique de CT_{efficace} pour un traçage entier. À chaque élément i du temps t_i est attribuée une valeur de CT qui est multipliée par le pourcentage de l'aire normalisé du traçage. La somme des CT donne le CT_{efficace} .

$$CT_{\text{efficace}} = \sum_i^n \left(\left(\frac{C_i \Delta t_i}{\sum (C \Delta t)} \right) \times C_0 e^{-k' t_i} \times t_i \right) \quad (3.12)$$

Δt_i est le pas de temps d'un élément

t_i est le temps d'un élément i

C_0 est la concentration initiale

$(C/\sum(C \Delta t))_i$ est la concentration de l'élément i divisé par l'aire totale de $C \Delta t$

k' est la constante de décroissance de désinfectant

n est le nombre de classes de temps considéré dans la distribution de temps de séjour

Pour utiliser l'équation 3.12, les résultats de traçage sont mis sous forme de tableau dans un fichier Excel tel que montré au tableau 3.4. La première colonne du tableau correspond au temps réel d'échantillonnage et la troisième colonne correspond à la concentration de traceur ajustée avec une décroissance. Le CT de chaque période de temps est donc obtenu par la multiplication de ces deux valeurs. La sixième colonne représente la fraction ajustée de traceur récupéré. Cette fraction est obtenue en divisant la fraction de traceur récupéré par la totalité de traceur récupéré (obtenu par la somme des fractions de traceur récupéré). Finalement, le CT_{global} est obtenu par le produit des colonnes trois et six. Le CT_{global} représente le CT de façon globale pour chaque période de temps.

Tableau 3.4 : Méthode de $CT_{efficace}$ de Teefy et al.(1990)

Temps (min)	Concentration $k = 0\ d^{-1}$	Concentration $k = 1,5\ d^{-1}$	CT $mg\cdot min\cdot L^{-1}$	Fraction récupérée	Fraction ajustée	CT_{global}
1	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,0
5	3,00	2,98	14,9	0,10	0,11	1,7
20	2,00	1,96	39,2	0,35	0,39	15,0
40	1,50	1,44	57,6	0,30	0,33	19,2
60	0,90	0,85	51,0	0,15	0,17	8,5
Σ				0,90	1,00	44,4

3.3.5.2 Méthode numérique

Sans tenir compte de la décroissance

Méthode 1

La distribution de CT est le produit de la concentration injectée par le temps de résidence. Puisque la concentration injectée est de 1 mg/L, elle est égale à la distribution du temps de résidence.

En tenant compte de la décroissance

Méthode 2

La concentration utilisée pour le calcul de CT est la concentration résiduelle à la sortie du bassin calculée par DISPER. La décroissance du traceur est alors prise en compte. Le CT est le produit de la distribution de temps de résidence par la concentration obtenue de DISPER. Le CT_{10} obtenu par cette méthode est une représentation des résultats de L'EPA.

Méthode 3 (champ de concentration calculé par DISPER)

Plutôt que d'utiliser la méthode conventionnelle de calcul de CT en utilisant la concentration résiduelle à la sortie comme valeur unique de concentration, toutes les concentrations d'une trajectoire sont prises en compte pendant leur évolution dans le bassin. Étant donné que le champ de concentration calculé par DISPER est stationnaire, la concentration à chaque position de particule est connue. Le CT d'une trajectoire est calculé par la somme des $C_x dt$ jusqu'à la sortie du bassin ou jusqu'à une zone morte. La décroissance du désinfectant est prise en compte par DISPER.

Méthode 4 (concentration tracée le long de chaque trajectoire)

Pour l'application de cette méthode, on utilise le même champ de vitesse que pour la méthode 3 mais, la concentration de chaque point de la trajectoire est calculée à partir de l'équation de décroissance et du temps de parcours de la trajectoire.

L'exemple suivant montre qu'en utilisant cette méthode, la somme de $CA\Delta T$ de deux points d'une trajectoire.

La constante de décroissance de désinfectant = $1,5 \text{ d}^{-1} = 0,00104 \text{ min}^{-1}$

Une particule est injectée à l'entrée du bassin où la concentration de désinfectant est de 1,0 mg/L. Après 120 minutes, cette particule se trouve à la position 240. La vitesse vectorielle de cette position est relevée. La trajectoire passe du point 240 au point 241 en 0,5 minutes. Les détails de la trajectoire sont montrés au tableau 3.5.

Tableau 3.5 : Exemple d'une trace de trajectoire

Position de la trajectoire	Temps(min)	Concentration(mg/L)
Point 240	120,0	$1,0 \times e^{-0,00104 \times 120} = 0,88$
Point 241	120,5	$1,0 \times e^{-0,00104 \times 120,5} = 0,88$
Point 242	121,0	

Le pas de temps de la simulation est $(120,5 - 120)\text{min} = 0,5 \text{ min}$

Le $C\Delta t$ du point 240 = $0,88 \times 0,5$

$$= 0,44 \text{ mg.min/L}$$

Le $C\Delta t$ du point 241 = $0,88 \times 0,5$

$$= 0,44 \text{ mg.min/L}$$

La somme des CT des points 240 à 242(deux pas de temps) :

$$\Sigma C\Delta t = 0,44 + 0,44$$

$$= 0,88 \text{ mg.min/L}$$

Cette méthode est la méthode de différence avancée. Le calcul de CT commence par le point numéro 1 où le temps est 0 jusqu'à la sortie où le temps de résidence excède de trois fois le temps de résidence théorique. Le CT de la trajectoire est la somme de tous les CT.

Le CT de chaque trajectoire

$$CT_n = \sum C_i \Delta t_i \quad (3.13)$$

CT_n = La valeur de CT qui correspond au temps de résidence T_n

La distribution des CT du bassin est représentée par l'ensemble des valeurs de CT_n pour toutes les trajectoires.

3.4 COMPARAISON DE L'ENLÈVEMENT DES MICRO-ORGANISMES SELONS LA RÉGLEMENTATION DE L'EPA, LE TRAÇAGE DU MODÈLE RÉDUIT ET LE MODÈLE DE COMPARTIMENTS MULTIPLES

3.4.1 Modèle de désinfection de Hom modifié

Un modèle de désinfection décrit la relation entre la concentration de désinfectant, le temps de contact et le taux d'enlèvement de micro-organismes. À chacune des distributions de CT calculées correspond une distribution d'enlèvement de micro-organismes. Cette distribution d'enlèvement de micro-organismes sert à évaluer les résultats du traçage, du modèle numérique et du modèle de compartiments multiples.

L'équation de Hom modifiée:

$$\text{Log} I = -0,4343 \left(\frac{m}{nk^*} \right)^m k C_0^n \left(1 - e^{\left(\frac{-nk^*t}{m} \right)} \right)^m \quad (3.14)$$

I = Ratio des micro-organismes qui survivent

k^* = Constante de décroissance de désinfectant du premier ordre

C_0 = La concentration initiale

m, n, k = Les paramètres de Hom

Le calcul d'enlèvement de micro-organismes est basé sur les travaux de Haas et Joffe (1994) et ceux de l'AWWARF (1995), (1998). Le modèle de désinfection utilisé est le modèle de Hom modifié (équation 3.14). Pour utiliser ce modèle, les paramètres (n, m, k) qui caractérisent la qualité de l'eau et des effets sur le taux d'inactivation des micro-organismes doivent être connus. Ces valeurs n'étant pas disponibles pour l'eau de la Ville de Montréal, les caractéristiques de deux sources d'eau sont utilisées. Les paramètres de ces sources d'eau sont fournies par l'AWWARF (1995) au tableau 3.6.

Tableau 3.6 : Les paramètres de Hom modifié pour deux sources d'eau pour l'inactivation de *Giardia muris*

Nom	Source	$K^*(\text{min}^{-1})$	M	n	k
BDF	"buffered demand free"	0,008	1,1	1,1	0,12
WR	"Willamette River"	0,048	1,2	0,95	0,098

L'eau de la source BDF est traitée de sorte qu'il n'y ait pas de demande en chlore. Elle est un mélange de l'eau Milli-Q et l'eau déminéralisée auquel 0,1 mg/L de chlore a été ajouté. Le chlore restant dans l'eau a été enlevé par des ultra violets. L'eau de type WR est puisée dans la rivière "Willamette" dont le carbone organique total varie de 0,8 à 7,1 mg/L et la turbidité de 0,7 à 50 UTN. Cette eau est beaucoup plus polluée que celle du fleuve St.-Laurent mais, elle sert à démontrer l'effet de la décroissance et de la consommation de désinfectant dans un cas extrême. Les conditions de ces essais sont décrites au tableau 3.7 (AWWARF, 1995).

Tableau 3.7 : Conditions pour les essais d'inactivation de *Giardia muris*

Nom	pH	nombre d'essais	Chlore appliqué (mg/L)	Température de l'essai (°C)
BDF	6,9	4	0,5-2,0	18
WR	7,2-7,3	3	2,0-3,0	18

3.4.2 L'intégration du modèle de désinfection et du modèle hydraulique

Le modèle de désinfection permet de prédire l'inactivation des micro-organismes pour un temps et une concentration de désinfectant donnés. Toutefois, le facteur hydraulique doit être inclus au modèle. L'AWWARF (1998) a fait l'intégration du modèle de Hom modifié et d'un modèle hydraulique pour la prédiction de la désinfection (IDDF "Integrated Disinfection Design Framework").

L'AWWARF (1998) utilise un modèle hydraulique pour estimer la réponse d'un traçage. Dans notre modèle, les résultats du traçage sont utilisés sans l'intervention d'un tel modèle.

La méthode de calcul du modèle de l'IDDF est semblable à celle du modèle du CT_{efficace} . Toutefois, c'est le log d'inactivation qui est évalué. Chaque élément sous la courbe de traçage normalisée représente un pourcentage du volume injecté. Par exemple, si 100 *Giardia muris* sont injectés dans le bassin, un élément qui représente 10% de l'aire sous la courbe représente 10 *Giardias muris*. L'inactivation pour cet élément doit donc être basé sur 10 *Giardias muris*. Supposons que le log d'inactivation de l'élément calculé par la méthode de Hom modifiée est de 2. La fraction restante de *Giardias* pour cet élément est alors 1% du nombre initial de *Giardias* qui étaient présentés dans l'élément. Il reste donc 0,1 *Giardia* dans cet élément. La fraction restante dans l'élément représente 0,1% du nombre total de *Giardias* qui avait été injectées dans le bassin. La dernière colonne du tableau 3.8 montre la fraction de micro-organismes restants par rapport à la totalité des micro-organismes qui avaient été injectés. La somme de cette colonne donne la proportion totale de *Giardias* restantes dans le bassin.

Tableau 3.8 : L'inactivation globale des micro-organismes d'une réponse de traçage

Élément	Réponse du traçage (fraction d'aire)	Log I calculé (Hom modifié)	Fraction restant dans l'élément	fraction de micro-organismes restant
1	0,1	2	0,01	0,001
2	0,2	2,5	0,0032	0,00064
3	0,4	2,7	0,0020	0,0008
4	0,2	3,0	0,001	0,0002
5	0,1	3,5	0,00032	0,000032

Le log d'inactivation moyen pour le bassin à l'étude est :

$$-\text{Log} (0,001+0,00064+0,0008+0,0002+0,000032)$$

$$= 2,57 \text{ log}$$

Cette valeur représente le log d'inactivation des micro-organismes pour l'ensemble du traçage. La méthode utilisée pour calculer le log d'inactivation est comparable à la méthode de Teefy et Singer (1990). Pour évaluer la distribution de l'inactivation, la proportion d'enlèvement des micro-organismes est calculée pour chacun des éléments.

Les résultats de calcul de la distribution du log d'inactivation sont montrés au tableau 3.9. Les étapes de calculs sont détaillées ci dessous:

- Le pourcentage de volume injecté reçu au point d'échantillonnage pendant le traçage est calculé pour chacun des éléments.
- Le log d'inactivation est calculé en se basant sur le modèle de Horn modifié montré à l'équation 3.14. Le log d'inactivation peut être transformé en proportion de micro-organismes restants.
- Les micro-organismes restants est exprimée en proportion à l'ensemble des micro-organismes qui avaient été injectés.
- La somme des proportions de micro-organismes restants dans l'élément par rapport au nombre total de micro-organismes injectée (dernière colonne du tableau) permet le calcul du log d'inactivation moyen total pour la période du traçage.

Pour le même exemple, la distribution d'inactivation est montrée au tableau 3.9 et à la figure 3.6:

La méthode de distribution d'inactivation est appliquée à des résultats expérimentaux, à des résultats numériques et au modèle de compartiments multiples. Les conditions hydrauliques des essais sont les suivantes:

- Débit = 12 L/min
- Hauteur d'eau = 14 cm
- L'échelle de temps est l'échelle réelle à laquelle est appliqué un facteur de 6,32
- On considère le chlore comme désinfectant

Les distributions d'inactivation pour les résultats expérimentaux, les essais numériques et la méthode de compartiments multiples seront comparés pour évaluer les résultats de traçage et les résultats numériques.

3.4.3 Intégration du modèle de compartiments multiples et du modèle de Hom modifié

Les résultats du modèle de compartiments multiples (section 3.3.3) sont intégrés au modèle de Hom modifié pour prédire l'efficacité de désinfection pour un débit de 10 L/min. Les résultats seront validés avec les résultats de traçage réalisés au même débit. Puisque les paramètres et la matrice réduite du modèle sont programmés dans Excel, le débit et la hauteur d'eau peuvent être changés et on obtiendra facilement le résultat d'inactivation.

Les distributions d'inactivation de *Giardia muris* par le chlore sont comparées avec le CT_{requis} de l'EPA. Selon Martin (1993), les valeurs de CT de la réglementation sur le chlore sont estimées par les équations 3.15 et 3.16 suivantes.

Pour une température entre 0,5 et 5 C°

$$CT = 0,36 \bullet pH^{2,69} \bullet Temp^{-0,15} \bullet C^{0,15} \bullet LogI \quad (3.15)$$

Pour une température > 5C°

$$CT = 0,2828 \bullet pH^{2,69} \bullet C^{0,15} \bullet 0,933^{(temp-5)} \bullet LogI \quad (3.16)$$

Ces équations décrivent la relation entre la désinfection, le pH, la température et la concentration de chlore (Martin P., 1993)

La valeur de CT_{10} est connue par les essais de traçage. Cependant le CT_{requis} dépend de la condition de l'eau. Les conditions d'essais de deux sources d'eau sont décrites au tableau 3.7. Le pH minimum est de 6,9 et la température est de 18°C. Une diminution du pH ou une augmentation de la température augmentera le log d'inactivation pour un même CT. Même si l'eau WR a un pH de 7,2, un pH de 6,9 est utilisé pour la comparaison. Pour cette condition, l'équation 3.16 est utilisée pour calculer la valeur de CT requise de l'EPA.

CHAPITRE 4

RÉSULTATS

4.1 COMPARAISON DES TEMPS DE SÉJOUR

Afin de pouvoir calculer une distribution de CT, il faut, dans un premier temps, obtenir la distribution des temps de séjour. Cette distribution peut être obtenue au moyen de deux méthodes, principalement, le traçage en modèle réduit ou la simulation numérique. Il est à noter qu'un modèle mathématique de compartiments multiples peut également être utilisé afin de prédire la distribution des temps de séjour.

4.1.1 Modèle réduit

Les conditions des essais de traçage en modèle réduit ont été les suivantes : débit de traçage égal à 12 L/min, hauteur d'eau dans le bassin de 14 cm et temps de séjour théorique (T_t) variant de 17 à 20 minutes. Le traçage s'est effectué sur une période d'au moins trois fois le temps de séjour théorique. La visualisation de l'écoulement du traceur lors de ces essais avec le modèle réduit s'est effectuée au moyen d'une vidéo et la direction de l'écoulement dans le temps est illustrée à la figure 4.1. Le chemin d'écoulement principal est parallèle aux parois du bassin et la zone morte (au centre) occupe d'environ 40% de la surface totale. Des pics de réponse, en terme de concentration de traceur, ont été formés à chaque moment où le nuage de traceur est passé devant la sortie du bassin. Ces pics ont diminué au fur et à mesure de la dispersion du traceur et de sa sortie du bassin (figure 4.2). Le pourcentage de récupération de traceur lors de ces essais a varié de 70% à 100%. La récupération non complète du traceur pourrait être expliquée par la formation de bulles d'air dans la seringue d'injection, par la quantité de traceur pouvant demeurer dans la seringue après

l'injection, par une erreur sur la méthode de mesure lors de la dilution du traceur, par la consommation de traceur par le chlore dans l'eau ou par la décomposition de traceur par la lumière et par l'adsorption du traceur sur les parois.

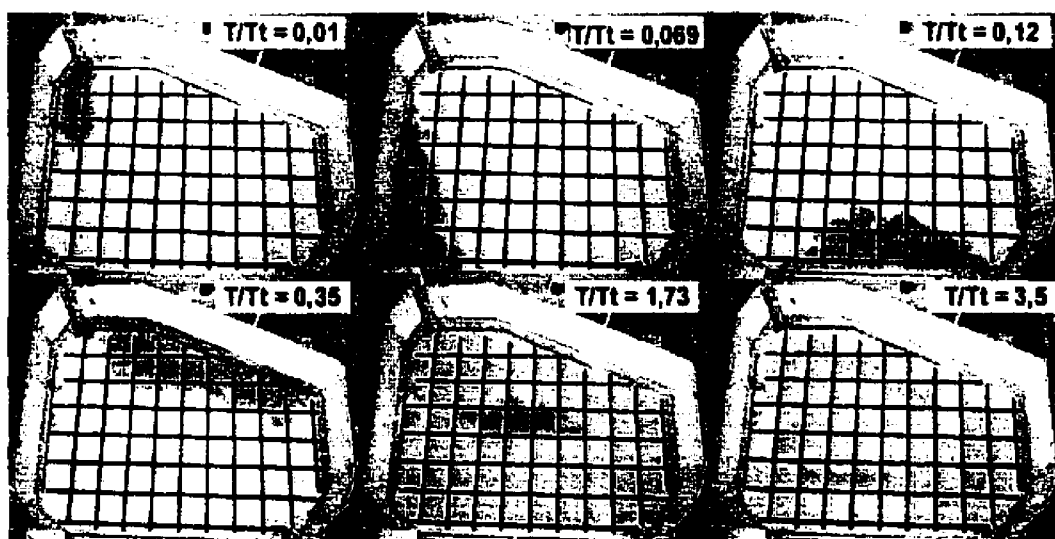


Figure 4.1: Évolution du traceur (rhodamine) au modèle réduit

4.1.1.1 Étude de sensibilité et vérification de l'effet des paramètres testés sur le

$$T_{10}$$

L'étude de sensibilité discutée dans les prochaines sections a pour but d'identifier les paramètres pouvant affecter le calcul des T_{10} et T_{50} . Des variations de débit et de la hauteur d'eau ainsi que l'installation de chicanes ont été testées dans le modèle réduit. Les erreurs sur chacun des paramètres du modèle, soit à cause de la mesure ou de la variation de débit pourraient causer des erreurs majeures dans le calcul du T_{10} et du T_{50} (tableau 4.1 et 4.2).

4.1.1.1a L'effet du débit

L'effet du débit sur la réponse de traçage a été analysé en effectuant deux traçages aux débits de 10 et 12 L/min. Dans les deux cas, une hauteur d'eau dans le bassin de 14 cm a été conservée. Tel qu'illustré à la figure 4.2a, il s'est avéré qu'une augmentation de 20% du débit (de 10 à 12 L/min) cause un décalage des pics de réponse de l'ordre de 2,3 à 3,0 minutes (11 à 14% de T_t), une diminution de 34% du T_{10} et une diminution de 16% du T_{50} . L'augmentation du débit limite également le temps de dispersion du traceur, ce qui explique ainsi pourquoi les pics de réponse obtenus à 12 L/min sont plus concentrés et moins dispersés. Par conséquent, des valeurs de débit plus élevées affectent l'hydraulique du bassin résultant en des pics de réponse plus marqués et moins dispersés.

4.1.1.1b L'effet de la hauteur d'eau

Un changement de la hauteur d'eau dans le bassin devrait modifier le T_t dans le bassin. Pour un débit de 12 L/min, l'augmentation de la hauteur d'eau de 14 cm à 16 cm entraîne une augmentation de T_t de l'ordre de 14% (figure 4.2b). Cinq pics ont pu être distingués avec une hauteur d'eau de 16 cm tandis que seulement trois pics sont visibles lorsque la hauteur d'eau est de 14 cm : la dispersion du traceur est plus grande dans le premier cas. Une augmentation de 52% du T_{10} et de 20% du T_{50} résulte de la hausse de 2 cm de la hauteur d'eau tel qu'indiqué au tableau 4.3. Ces augmentations sont plus élevées de 34% et 16% respectivement, que les augmentations obtenues lors de l'étude de l'effet du débit. De plus, la variation de 14% de la hauteur d'eau était inférieure à la variation de 20% de la valeur de débit discutée précédemment, ce qui indique que la hauteur d'eau est un paramètre plus sensible que le débit.

4.1.1.1c Effets combinés du débit et de la hauteur d'eau pour un même T_t .

Cette étude a été réalisée afin de vérifier si les réponses de traçage sont différentes lorsque la valeur de T_t est gardée constante et qu'il y a variation des autres paramètres tels que le débit et la hauteur d'eau. Pour une même valeur de T_t , soit 19,9 minutes, une variation de 25% des valeurs de débit et de hauteur d'eau a été réalisée entre le premier et second cas d'étude tel qu'indiqué au tableau 4.1. Les réponses de traçage obtenues sont illustrées à la figure 4.2c. À première vue, les premiers pics de réponse semblent très bien reliés, cependant le deuxième et troisième pics obtenus avec les conditions du Cas #1 surviennent plus tôt que ceux obtenus lors du Cas #2. Même si la hauteur d'eau du Cas #1 est plus élevée, l'augmentation du débit de l'ordre de 25% cause un écoulement plus rapide autour du bassin. L'augmentation de la vitesse d'écoulement peut être expliquée par le phénomène de jet d'eau tel que suggéré par Liem *et al.* (1998) dû à l'énergie ou au moment d'une force autour d'un bassin. Ce phénomène est plus évident pour un bassin sans chicane puisqu'il n'y a pas de structure physique pour dissiper cette énergie. Par conséquent, les résultats relatifs aux T_{10} , T_{50} et T_{90} sont plus élevés pour le Cas #1 que pour le Cas #2 tel qu'indiqué au tableau 4.3. Les pourcentages d'augmentation obtenus sont de 17%, 7% et 3% respectivement.

4.1.1.1d L'effet des chicanes

La configuration du cas d'étude avec chicanes est illustrée à la figure 3.2 et les conditions d'expérimentation sont décrites au tableau 4.1. La réponse de traçage obtenue avec les chicanes est illustrée à la figure 4.3 et indique un ralentissement du premier pic, une augmentation de la dispersion et l'atteinte d'un mélange uniforme plus rapidement. En comparaison des résultats obtenus au Cas #2, pour lequel les conditions hydrauliques étaient identiques (tableau

4.3), T_{50} est supérieur de 9%, T_{90} de 12% et T_{10} de 71%, ce qui correspond à une valeur de T_{10}/T_t de 0,3. Cependant, selon le critère de l'AWWA, une valeur de T_{10}/T_t inférieure à 0,3 est qualifiée de "faible" au plan de l'efficacité hydraulique. L'obtention d'un tel résultat provient probablement du fait que la configuration des chicanes installées dans le modèle réduit est simple qu'en usine (entrée et sortie seulement), de sorte qu'elles agissent plutôt comme des diffuseurs. Par conséquent, l'amélioration de l'efficacité hydraulique par l'installation des deux chicanes est faible.

Tableau 4.1 : Conditions de traçage dans le modèle réduit

Cas	Q (l/min)	H (cm)	T_t théorique (min)	Configuration
1	15	20	19,9	Sans Chicane
2	12	16	19,9	Sans Chicane
3	10	14	20,9	Sans Chicane
4	12	14	17,4	Sans Chicane
5	12	16	19,9	Avec Chicanes

Tableau 4.2 : Comparaison des cas de traçage pour l'étude de sensibilité

Paramètre de sensibilité	Comparaison de cas
Débit	3 et 4
Hauteur d'eau	2 et 4
Même T_t et conditions différentes	1 et 2
Chicane	2 et 5

Tableau 4.3 : Résultats du traçage dans le modèle réduit (temps en minutes)

Cas	Configuration	T_t	T_{10}	T_{50}	T_{90}	T_{10}/T_t	T_{90}/T_{10}
1	Sans Chicane	19,9	4,1	19,5	56,0	0,21	13,7
2	Sans Chicane	19,9	3,5	18,3	54,3	0,18	15,5
3	Sans Chicane	20,9	3,5	18,0	49,5	0,17	14,1
4	Sans Chicane	17,4	2,3	15,2	46	0,14	19,1
5	Avec Chicanes	19,9	6,0	20,0	61,0	0,30	10,1

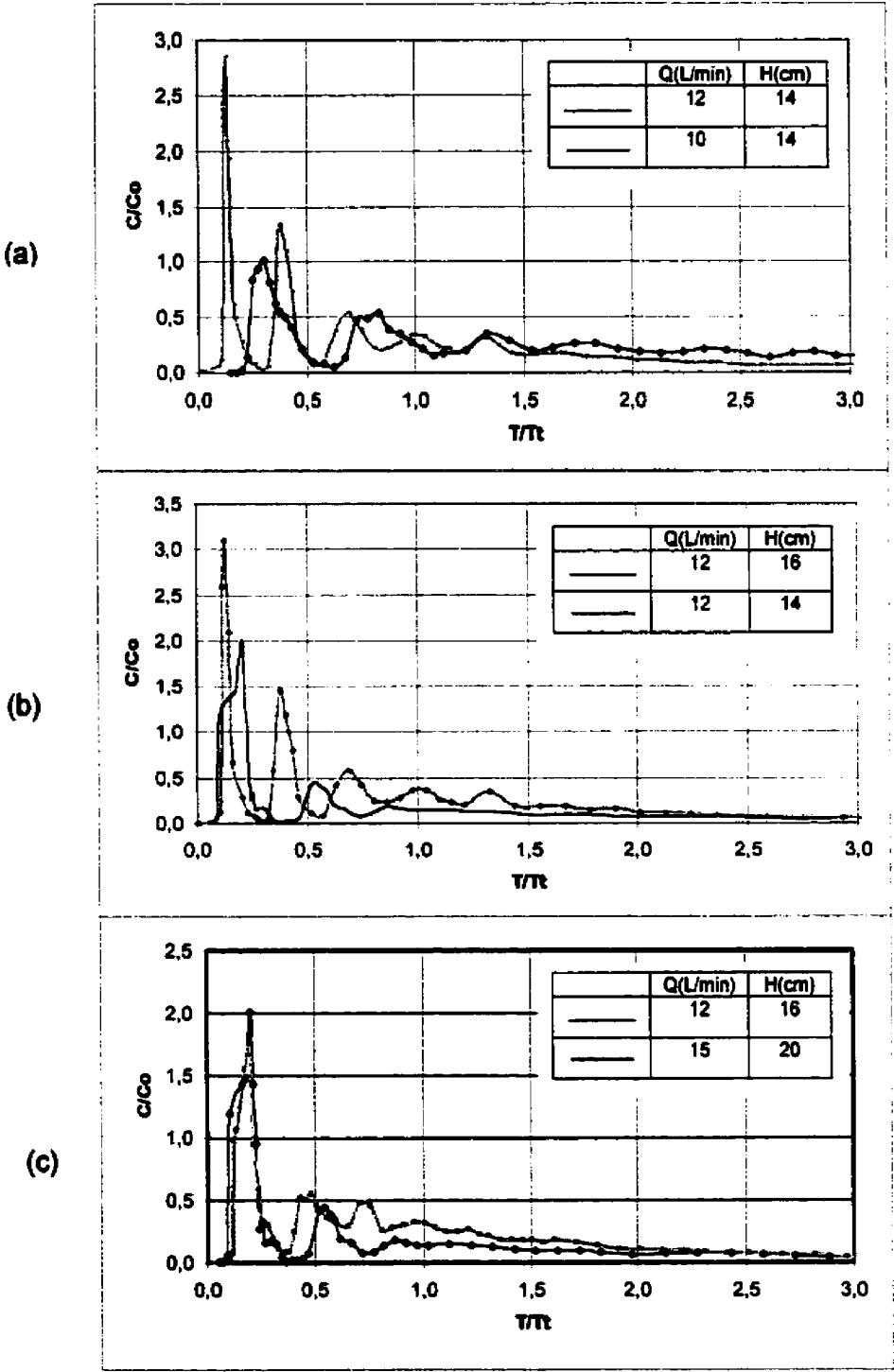


Figure 4.2 : Résultats de l'étude de sensibilité relativement à :
a) l'effet de la variation du débit
b) l'effet de la variation de la hauteur d'eau
c) la variation du débit et de la hauteur d'eau pour un T_i constant

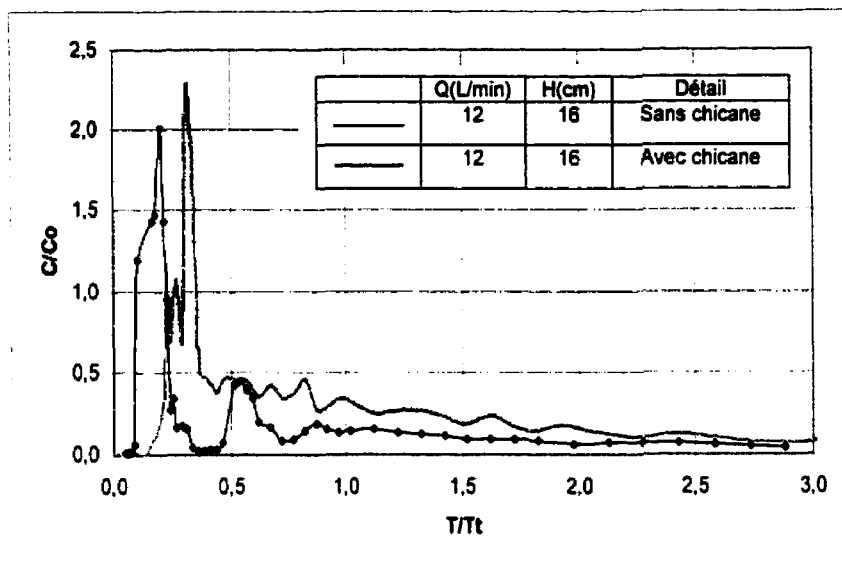


Figure 4.3 : Résultats relatifs à l'effet des chicanes

4.1.2 Modèle numérique

La simulation numérique est un outil plus complexe que la méthode expérimentale puisque plusieurs paramètres doivent être ajustés avant l'obtention de résultats valables. La méthode de simulation numérique principalement utilisée est la méthode de prédiction des trajectoires, pour laquelle les étapes suivantes sont nécessaires : validation du champ de vitesses, comparaison de la distribution des temps de séjour et validation du champ de concentrations. La méthode de compartiments multiples est également évaluée afin de prédire la réponse hydraulique. Cette méthode ne requiert qu'une étape de calibration des paramètres.

4.1.2.1 Validation du champ de vitesses

La méthode de prédiction des trajectoires est basée sur le champ de vitesses : suite à l'injection d'une particule à l'entrée du bassin, une trajectoire est tracée selon la vitesse et la position de la particule. La validation du champ de vitesses est donc importante. Le champ de vitesses obtenu numériquement a été validé à partir des résultats expérimentaux obtenus pour un débit de 12 L/min et une hauteur d'eau de 14 cm, correspondant à un T_t de 17,4 minutes. Les conditions hydrauliques utilisées lors de la simulation numérique sont décrites au tableau 3.1.

En premier lieu, le logiciel CAFÉ a été utilisé afin de calculer le champ de vitesses. En comparaison de l'écoulement obtenu en bassin avec le modèle réduit, l'écoulement de CAFÉ n'a pas donné de résultats satisfaisants. La présence de plusieurs zones mortes ne correspondant pas à ce qui a été observé avec modèle réduit et la présence de "fuites d'eau" à la frontière du modèle (certains des vecteurs vitesse obtenue "traversaient" les parois du

modèle!) ont été notés, probablement à cause d'un nombre insuffisant d'éléments dans le maillage.

Le logiciel SERUM a par la suite été utilisé afin d'obtenir un champ de vitesses. L'écoulement obtenu par simulation numérique (figure 4.4) a été comparé avec celui du modèle réduit afin d'obtenir les paramètres de turbulence satisfaisant la similitude de l'écoulement. Puisqu'il existait une certaine subjectivité sur le choix des paramètres, plusieurs simulations ont été réalisées, mais seulement deux d'entre elles sont illustrées (figure 4.8). Les valeurs suivantes ont été obtenues pour un groupe de paramètres relatifs à la turbulence (tel que discuté à la section 3.3.2.4c):

changement d'angle = 7%

changement de vitesse = 3%

Les résultats de simulation obtenus avec SERUM sont plus satisfaisants et sont visualisés à l'aide de LAME modifié tel qu'illustré à la figure 4.4. La simulation numérique de l'écoulement a pu être comparée à l'écoulement obtenu dans le modèle réduit tel qu'observé par vidéo. Au modèle réduit, le temps nécessaire au traceur pour effectuer un tour du bassin s'est avéré être de $0,4 T/T_i$, tandis que des valeurs de $0,38$ à $0,5 T/T_i$ ont été obtenues avec modèle numérique. Onze points de mesure ont été déterminés afin de valider le champ de vitesses. La localisation de ces points ainsi que les valeurs de vitesse obtenues (mesurées et calculées) sont illustrées aux figures 4.5 et 4.6. Les vitesses calculées sont plus élevées près des parois et diminuent en approchant de la zone morte au centre du bassin, ce qui permet de constater que le chemin principal d'écoulement se situe près des parois. La même tendance d'écoulement est visualisée avec modèle réduit, dans lequel on a noté la présence d'une zone de morte au centre du bassin. La valeur de la vitesse devient plus difficile à mesurer lorsque la direction de l'écoulement change, ce qui peut causer une certaine erreur. Les vitesses mesurées et calculées sont semblables dans le premier demi-tour du

bassin, entre l'entrée et la sortie de celui-ci, mais la différence devient importante dans la seconde partie du bassin située entre la sortie et l'entrée (coin supérieur droit, figure 4.5). La zone morte dans le modèle numérique au centre du champ de vitesses est plus étendue que celle observée dans modèle réduit : ainsi le chemin d'écoulement est plus étroit près ces parois dans le cas du modèle numérique. Dans ce cas, la vitesse tangentielle près des parois est donc plus élevée que celle qui a été observée lors du traçage.

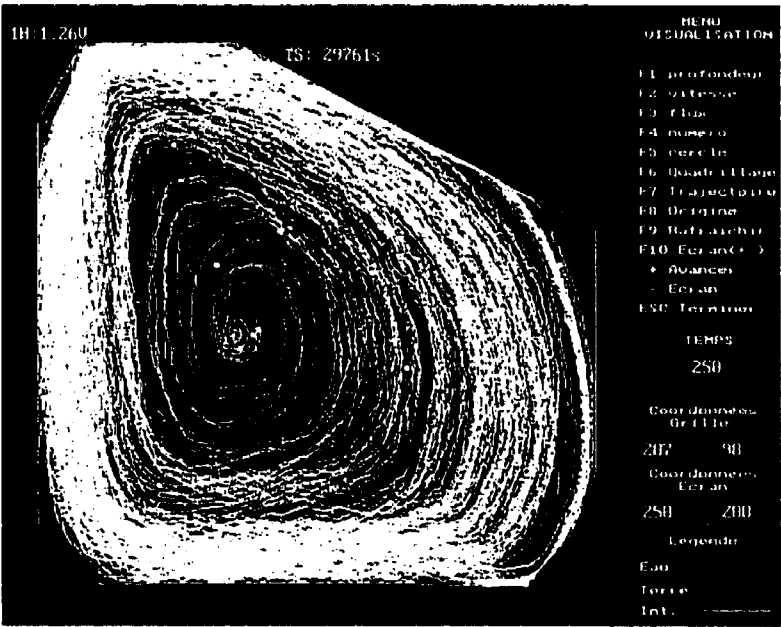


Figure 4.4: Trajectoire d'eau visualisée par LAME modifié ($Q = 3 \text{ m}^3/\text{s}$ à l'échelle réelle et $H = 5,6 \text{ m}$)

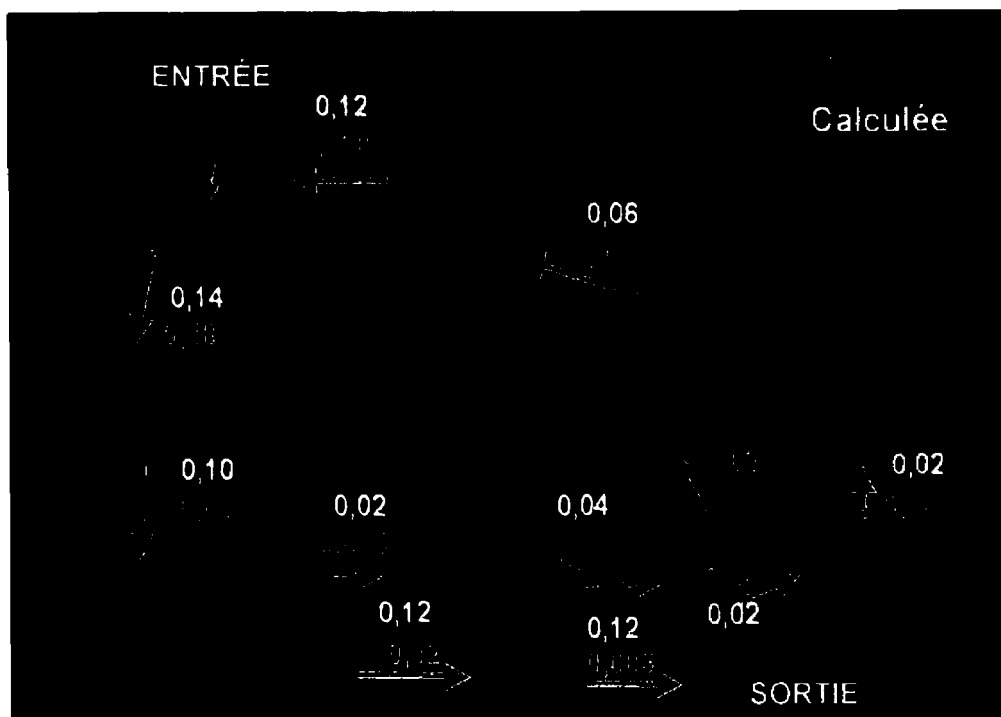


Figure 4.5 : Champ de vitesse dans le bassin : vitesses mesurées et calculées

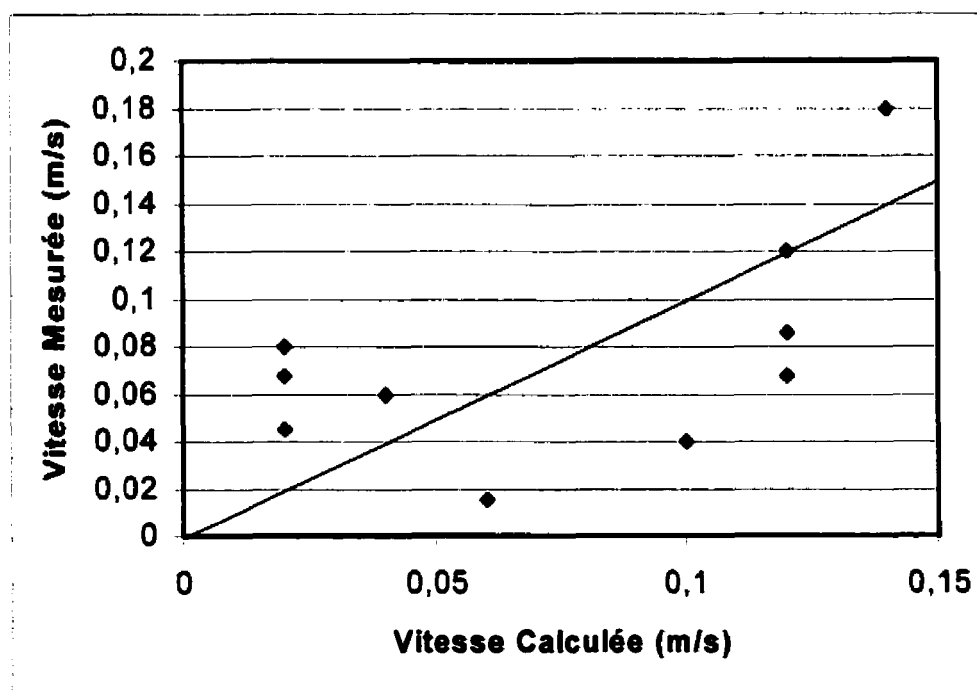


Figure 4.6: Comparaison des résultats de vitesses mesurées et calculées

4.1.2.2 Validation de la distribution des temps de séjour et du T_{10}

La distribution des temps de séjour est basée sur l'injection de 700 particules et le temps de séjour maximal fixé à $3,5T_t$ correspond à 60,9 minutes. Lorsque le temps de séjour d'une particule excède cette valeur, la particule est alors considérée comme ayant la valeur maximale de temps de séjour. Les résultats obtenus par simulation numérique sont ici comparés aux résultats de traçage en bassin sous forme de distribution normalisée et de distribution cumulative.

Les pics de réponse sont d'abord comparés sous forme de distribution normalisée tel qu'illustré à la figure 4.7. Une bonne superposition du premier pic est notée pour les 2 distributions obtenues (numérique et expérimentale) tandis que par la suite, les pics obtenus par simulation numérique ne sont pas très bien marqués et sont décalés à droite des pics de traçage expérimental. Puisque la distribution numérique est basée sur 700 trajectoires, il s'avère plus précis de comparer les distributions en terme de périodes de temps, chacune de ces périodes correspondant à un pourcentage de trajectoire ou de traceur. Plus la période de temps classifié est faible, tel qu'illustré à la figure 4.9a, plus le décalage des pics des deux distributions est évident. Lorsque la période de temps classifié est plus longue, surtout pour le premier T_t , la distribution obtenue expérimentalement ressemble à celle obtenue numériquement (figure 4.9b).

La comparaison des résultats numériques et expérimentaux (tableau 4.4), indique un erreur de 1,4% pour T_{10} , de 6% pour T_{50} et de 7% pour T_{90} . Les distributions cumulatives de temps de séjour sont illustrées à la figure 4.8 et malgré la différence de position des pics entre les résultats expérimentaux et numériques, les distributions cumulatives sont similaires. Une seconde simulation numérique utilisant un paramètre différent a également été évaluée et encore une fois, des résultats similaires ont été obtenus. Cependant, de tels résultats sont difficiles à obtenir, plusieurs simulations et ajustements de

paramètres ayant été nécessaires. Une fois l'ajustement des paramètres complété, le paramètre de décroissance est alors inclus dans le calcul du CT. Ces résultats seront décrits ultérieurement (sections 4.3).

Tableau 4.4 : Comparaison des temps de séjour obtenus numériquement et expérimentalement (sans décroissance)

	T_t	T_{10}	T_{50}	T_{90}	T_{10}/T_t	T_{90}/T_{10}
Numérique	110	13,8	102,0	310,0	0,13	22,5
Traçage	110	14,0	96,0	290,7	0,14	19,1
Erreur absolu (%)		1,4	6,3	6,6	2,0	17,8

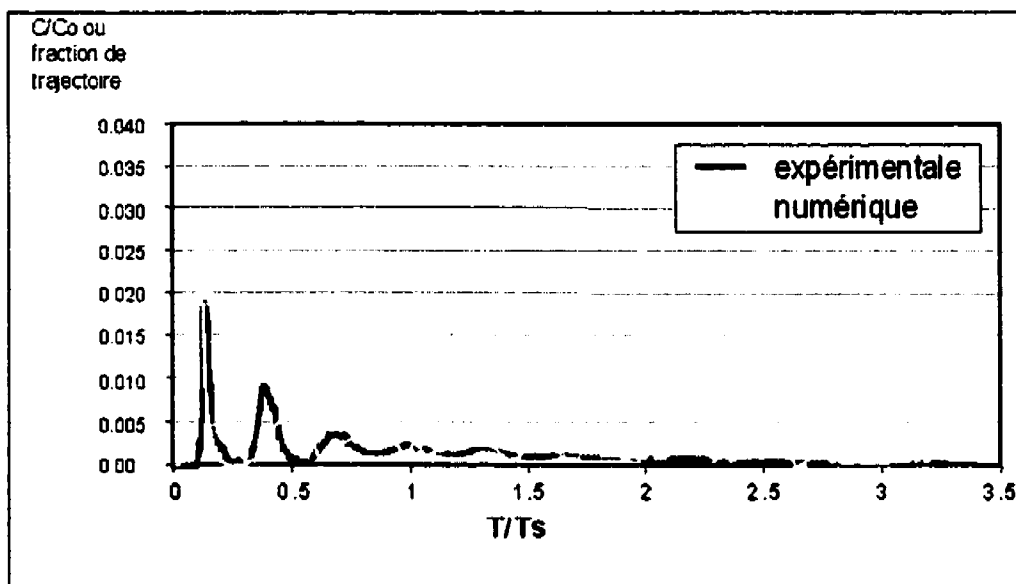


Figure 4.7: Comparaison des résultats numériques et expérimentaux

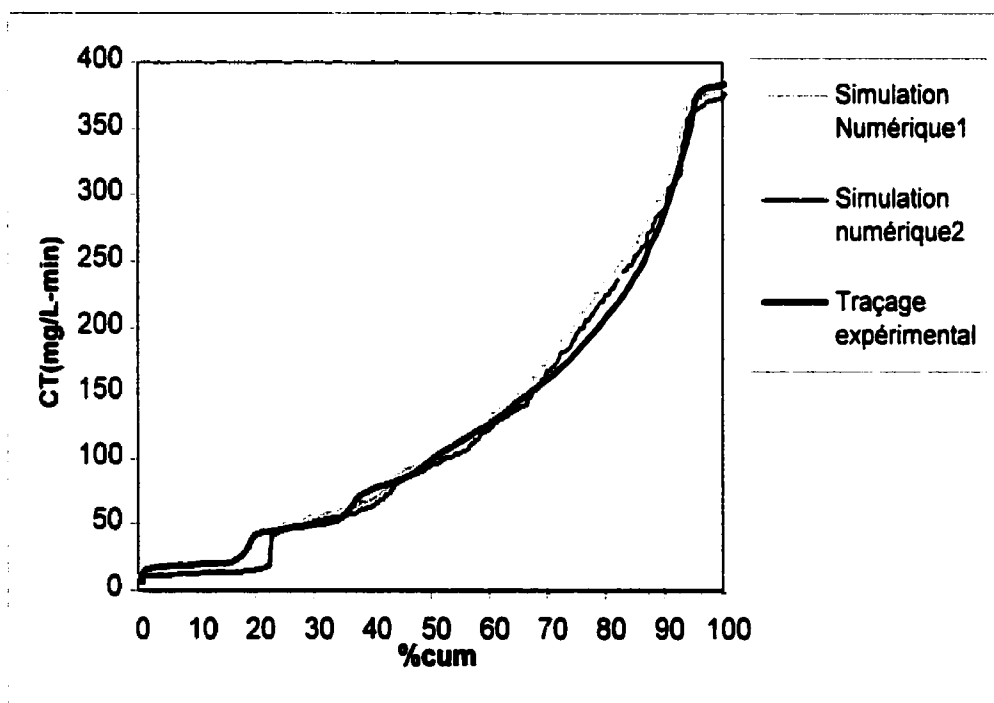


Figure 4.8: Distribution des CT cumulatifs

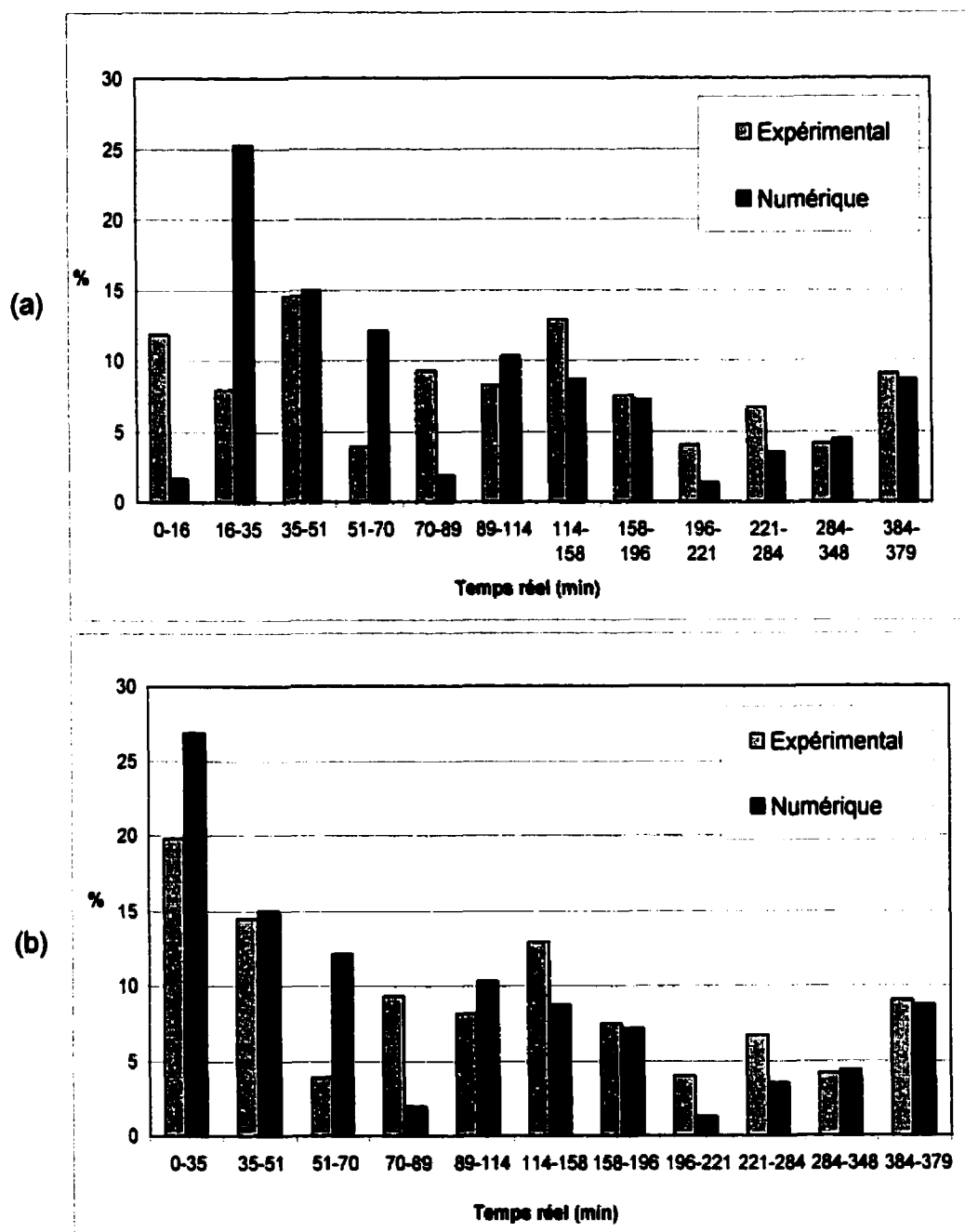


Figure 4.9 : Comparaison des distributions de temps de séjour obtenues expérimentalement et numériquement
(a) Deux divisions de temps pour le premier 35 minutes
(b) Première période de temps de 35 minutes

4.1.3 Le modèle de compartiments multiples

Le but de l'utilisation du modèle de compartiments multiples est, à l'origine, d'évaluer les variations de concentrations de désinfectant en réservoir suite à des changements de débit et de hauteur d'eau. Dans notre cas, le modèle a principalement été utilisé afin de prédire les T_{10} , T_{50} , T_{90} au bassin, dans des conditions permanentes. Lorsque les paramètres du modèle sont calibrés avec les résultats expérimentaux, le modèle peut alors prédire les effets hydrauliques en bassin suite à la variation des paramètres (un à la fois). Le bassin à échelle réduite a utilisé pour cette étude est le même que lors du traçage expérimental. Un débit à l'entrée de 12 L/min a été utilisé et six autres paramètres ont également été ajustés (voir le chapitre Matériel et Méthodes, section 3.3.3). Les paramètres ont été ajustés selon la méthode d'essais et erreurs jusqu'à ce que la comparaison visuelle, à partir d'un diagramme, des distributions de temps de séjour (Ts) soit satisfaisante. Puisqu'il existe une certaine subjectivité relativement au choix des paramètres pouvant influencer la précision des résultats, deux groupes de paramètres différents (cas1 et cas2) ont été choisis afin d'évaluer la différence des résultats au plan de la prédiction (tableau 4.5). Les valeurs des paramètres du modèle sont illustrées ci-dessous.

Tableau 4.5 : Groupes des résultats acceptables pour l'interprétation des résultats de traçage par le modèle de compartiments multiples (débit = 12 L/min; hauteur d'eau = 14 cm)
Les paramètres sont définis à la figure 3.5

Groupe de paramètres	$Q_{ENT} = Q_{SOR} = Q_{AS} = Q_{EC}$ (L/min)				Q_{BO} (L/min)	dT (min)
	12				10	0,5
	Volume de compartiment i (L)					
	V_A	V_B	V_C	V_D		
CAS 1	27,13	166,92	8,35	41,73		
CAS 2	10,43	160,67	27,13	43,82		

Tableau 4.6 : Matrice de résolution: (a) matrice générale; (b) matrice pour le CAS 1; (c) matrice pour le CAS 2

Inconnues				Connues			
C_{M-1}	C_{M-1}	C_{M-1}	C_{M-1}	C_{M-1}	C_M	C_Q	C_Q
Q_{BC}	$-2V_c/dt-Q_{SOR}$	0	0	0	Q_{BC}	$2V_c/dt-Q_{SOR}$	0
Q_{BD}	0	$-2V_b/dt-Q_{BD}$	0	0	Q_{BD}	0	$2V_b/dt-Q_{BD}$
$-2V_b/dt-Q_{BD}-Q_{BC}$	0	Q_{BD}	Q_{BA}	Q_{BA}	$2V_b/dt-Q_{BD}-Q_{BC}$	0	Q_{BD}

Matrice pour le CAS 1 après la substitution des valeurs							
12,000	-45,385	0	0,000	0,000	12,000	21,385	0
10,000	0,000	-176,925	0,000	0,000	10,000	0,000	156,925
-689,699	0,000	10,000	12,000	12,000	645,699	0,000	10,000
Matrice Réduite							
1	0	0	-0,0174	-0,0174	-0,9378	0,0000	-0,0274
0	1	0	0,0046	0,0046	0,5124	0,4712	0,0072
0	0	1	-0,0010	-0,0010	-0,1095	0,0000	-0,8885

Matrice pour le CAS 2 après la substitution des valeurs							
12,000	-120,501	0	0,000	0,000	12,000	96,501	0
10,000	0,000	-185,271	0,000	0,000	10,000	0,000	165,271
-664,660	0,000	10,000	12,000	12,000	620,660	0,000	10,000
Matrice Réduite							
1	0	0	-0,0181	-0,0181	-0,9354	0,0000	-0,0285
0	1	0	0,0018	0,0018	0,1927	0,8008	0,0028
0	0	1	-0,0010	-0,0010	-0,1045	0,0000	-0,8936

4.1.3.1 Modélisation des temps de séjour

En utilisant les valeurs des paramètres déterminées pour un débit de 12 L/min, le débit est ajusté à 10 L/min afin de pouvoir comparer les résultats prédits par le modèle de compartiments multiples à ceux mesurés expérimentalement. Puisque les données et résultats sont stockés à l'aide du logiciel Excel, les paramètres de modélisation peuvent facilement être modifiés et les résultats

obtenus instantanément. À partir des valeurs des paramètres du tableau 4.5, des matrices résolues sont illustrées au tableau 4.6 et les résultats sont fournis au tableau 4.7 ainsi qu'aux figures 4.10 et 4.11.

Les résultats des deux groupes de paramètres (cas 1 et cas 2) sont évalués aux figures 4.10 et 4.11. À première vue, les résultats de distribution sont presque identiques et une différence maximale de 4% est obtenue selon les paramètres indiqués au tableau 4.7. En comparant les distributions de temps de séjour, il appert que la réponse hydraulique du modèle mathématique est au moins aussi bonne pour 10 L/min que pour 12 L/min, cas pour lequel les paramètres ont été calibrés. Pour les 40 premières minutes de simulation, la distribution de T_s semble même être mieux prédite pour un débit de 10 L/min que pour 12 L/min. Cette situation survient probablement à cause du degré de court-circuit plus élevé à 12 L/min qu'à 10 L/min, les pics de traçage étant plus marqués à 12 L/min tel que vu précédemment (figure 4.2a). Un écoulement avec un faible degré de court-circuit donne une réponse plus "lisse", qui est ainsi mieux décrite par le modèle mathématique. Le modèle de compartiments multiples réussit à très bien prédire les T_{50} et T_{90} avec une erreur de 2% et 7% respectivement. Cependant, comme le degré de court-circuit était élevé au bassin, l'erreur sur la prédiction de T_{10} est par conséquent plus élevée, de l'ordre d'environ 43%.

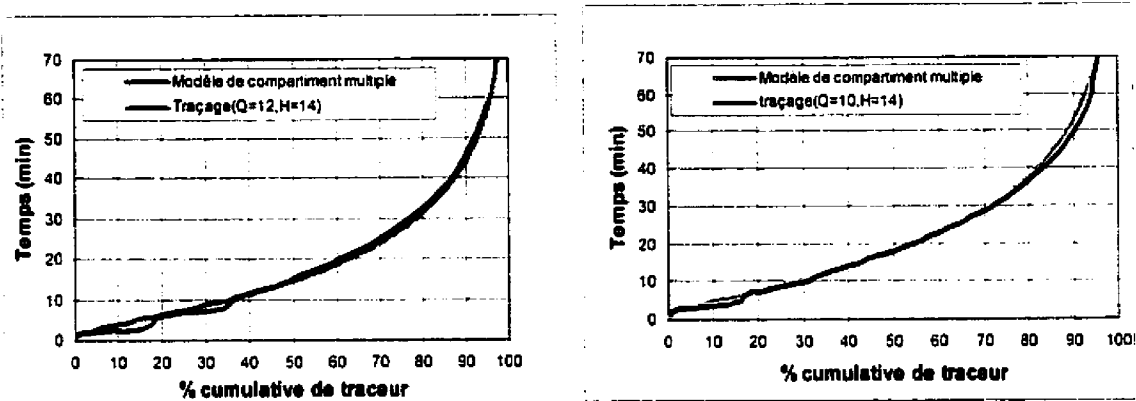


Figure 4.10: CAS 1 Distribution des temps de séjour (T_s) basée sur les variables suivantes
(a) débit = 12 L/min et de $H = 14$ cm; (b) débit = 10 L/min et $H = 14$ cm.

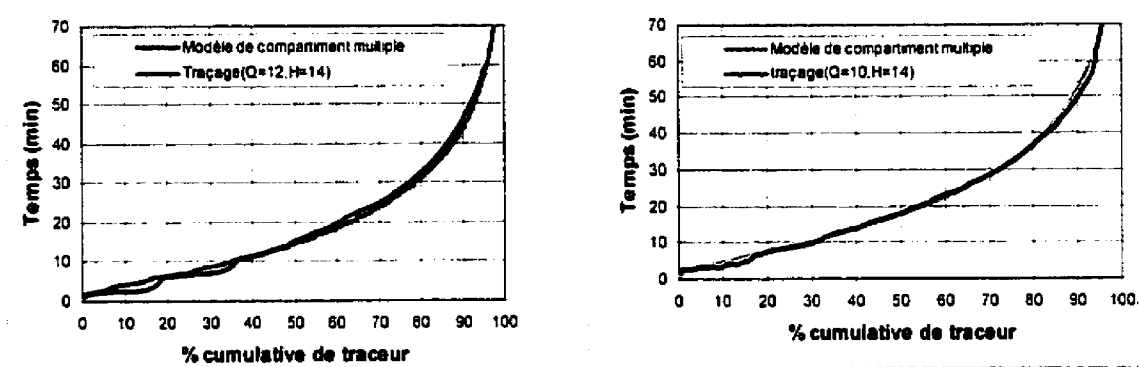


Figure 4.11: CAS 2 Distribution des temps de séjour (T_s) basée sur les variables suivantes
(a) débit = 12 L/min et $H = 14$ cm; (b) débit = 10 L/min et $H = 14$ cm.

Tableau 4.7: Comparaison des résultats de traçage et du modèle de compartiments multiples ($Q = 10$ L/min, $H = 14$ cm)

	Temps de résidence				Indice de paramètre	
	T_c	T_{10}	T_{50}	T_{90}	T_{10}/T_c	T_{90}/T_c
CAS 1	20,9	4,8	17,8	52,8	0,23	11,00
CAS 2	20,9	5,0	17,5	52,3	0,24	10,46
Traçage	20,9	3,5	18,0	49,5	0,17	14,14

Une condition d'essai comprenant l'installation d'une chicane pourrait être intéressante puisque le degré de court-circuit pourrait être diminué résultant ainsi en une prédiction du T_{10} plus précise. Toutefois, cette condition n'a pas été évaluée lors de cette étude.

4.2 COMPARAISON AVEC LE RÉSULTAT DE CHAMP DE CONCENTRATION OBTENU

4.2.1 Champ de concentrations de DISPER

Le champ de concentrations sert à calculer de façon plus précise le CT. La variation de concentration de désinfectant dans un bassin dépend de l'écoulement hydraulique, ainsi que de la décroissance et de la concentration du désinfectant ajouté. Le calcul d'un champ de concentrations est réalisé à l'aide de modèles numériques, l'usage d'un modèle réduit ne permettant pas d'estimer des paramètres comme la concentration de désinfectant à l'échelle expérimentale.

Après le transfert des données obtenues du logiciel SERUM en format de fichier utilisable par le logiciel CAFÉ, un problème de convergence d'équation est survenu, causé soit par la non-conservation de la masse de fluide ou par un nombre insuffisant d'éléments. En augmentant le coefficient de dispersion, un champ de concentrations permanent est alors obtenu. Tel qu'illustré à la figure 4.12, il n'y a pas une variation importante sur le champ de concentration. La concentration à l'entrée du bassin est de 1 mg/L et occupe environ 55% de l'aire du bassin. La concentration diminue ensuite jusqu'à la sortie du bassin où la concentration la plus faible (0,6 mg/L) est obtenue. Cette concentration à la sortie peut être comparée avec celle obtenue par l'équation de décroissance basée sur T_{50} . Cette concentration est 0,89 mg/L, soit 0,29 mg/L plus élevée que

la concentration précédente. Pour que les deux méthodes donnent les même résultats il faudrait utiliser un coefficient de décroissance du chlore plus faible. Toutefois le champ de concentration n'est pas une représentation exacte de la concentration du désinfectant dans le bassin, il est surtout utilisé pour explorer numériquement l'effet de la décroissance et le champ de concentration.

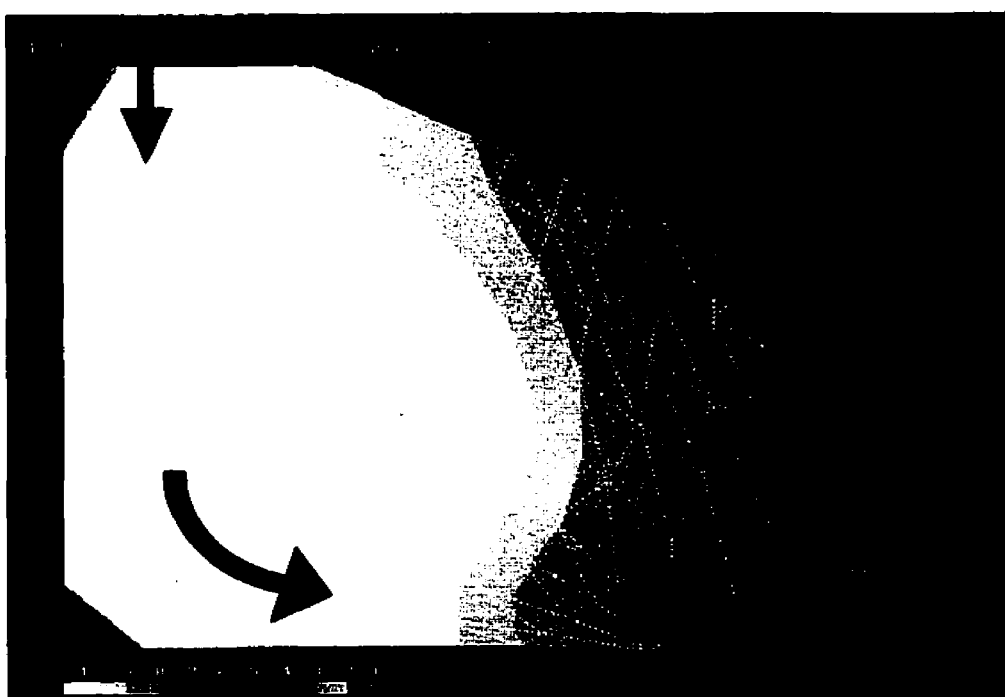


Figure 4.12: Champ de concentration finale pour un coefficient de décroissance estimé
concentration à l'entrée = 1 mg/L
concentration à la sortie = 0,6 mg/L

4.3 COMPARAISON DE LA DISTRIBUTION DE CT

L'efficacité de la désinfection d'un réservoir est généralement évaluée à l'aide d'une valeur unique de CT, le CT_{10} . Or, elle peut être calculée à partir de la distribution des temps de résidence. Afin de démontrer les différences des deux approches, la distribution de CT du bassin McTavish (cellule #2) a été évaluée selon 6 méthodes (tableau 4.8).

Les méthodes 1 à 4 utilisent une technique de calcul numérique des trajectoires afin d'évaluer les temps de séjour. La méthode 1 ne tient pas compte de la décroissance. La méthode 2 est le produit de la concentration à la sortie de bassin et le T_{10} . La concentration est soit la valeur calculée par DISPER à la sortie de bassin, soit celle obtenue en utilisant le T_{50} dans l'équation de décroissance au premier ordre. Cette approche est équivalente à la méthode EPA. Les méthodes 3 et 4 prennent en compte la décroissance grâce au champ de concentration fournie par le logiciel DISPER ou par l'équation de décroissance au premier ordre. Les méthodes 5 & 6 sont deux méthodes expérimentales utilisant le traçage. Les résultats de traçage sont décrites au tableau 4.8, pour deux configurations hydrauliques : 1) La configuration 1 pour la méthode 5, sans chicane; 2) la configuration 2 pour la méthode 6, avec des chicanes et une augmentation de la hauteur d'eau. Les distributions de CT sont premièrement comparées aux CT_{10} et CT_{50} . Deuxièmement, les valeurs de CT_{10} des résultats expérimentaux des deux essais sont comparées avec le CT_{efficace} , tel que proposé par Teefy et Singer (1990).

Tableau 4.8 : Résultats de CT selon différentes méthodes d'évaluation

Méthode	Calcul du T_0	Calcul de la concentration	T_1	T_0	CT_{10}	CT_{90}
1	numérique	pas de décroissance	110	13,8	13,8	102,0
2	EPA	Concentration à la sortie calculée par $C = C_0 e^{-k_{10} T}$ = 12,4	110	13,8	12,4	-
3	numérique	**Dépend de la position dans le champ de concentrations de	110	13,8	12,3	89,0
4	numérique	Décroissance s'applique par l'équation de premier ordre	110	13,8	13,3	77,6
5	expérimentale	pas de décroissance (Cas 4 du tableau 4.1)	110	14,0	14,0	96,0
6	expérimentale	avec deux chicanes (Cas 5 du tableau 4.1)	126	37,9	37,9	126,4

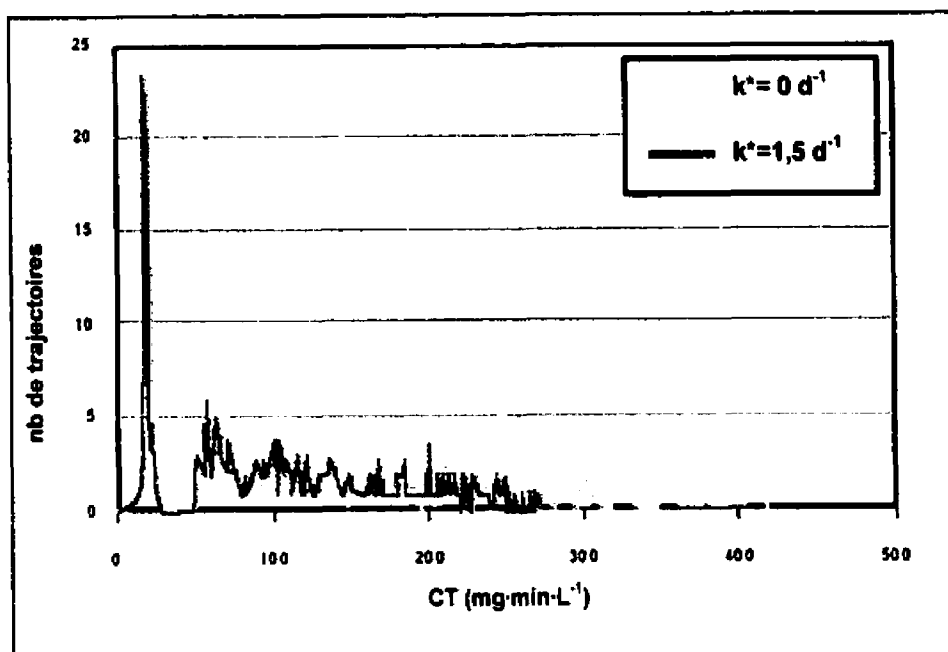


Figure 4.13: Comparaison des résultats obtenus par la méthode 1 ($k^* = 0 \text{ d}^{-1}$) et la méthode 3 ($k^* = 1,5 \text{ d}^{-1}$)

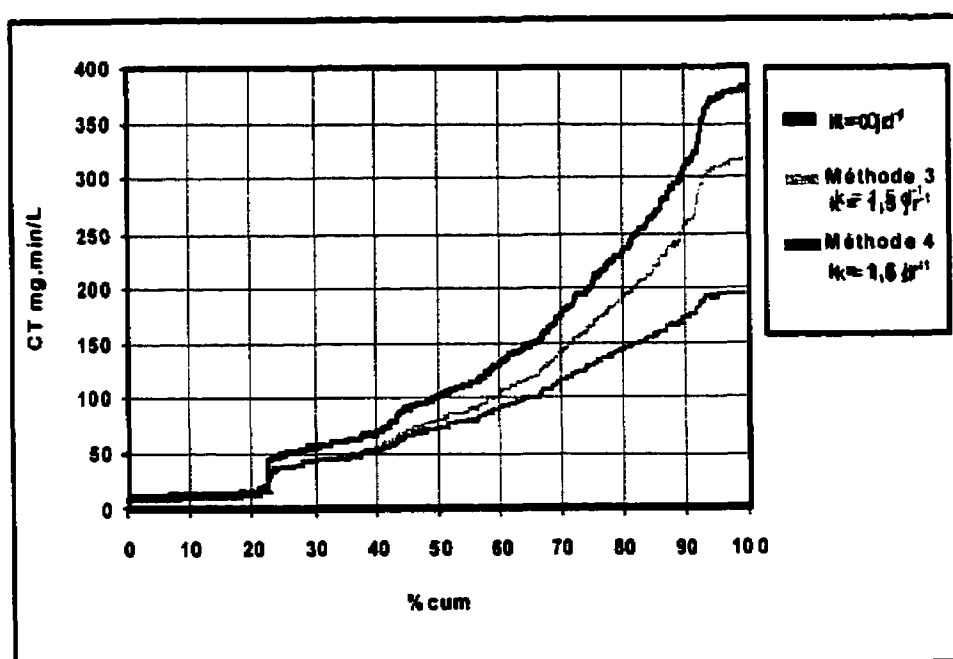


Figure 4.14: Simulation numérique avec et sans décroissance selon les méthodes 3 et 4

4.3.1 Comparaison du CT avec le CT_{10} et le CT_{50}

Sans décroissance du désinfectant

Les résultats obtenus, sans décroissance de désinfectant à l'aide des méthodes 1 (numérique) et 5 (expérimentale) sont comparés. Cette comparaison permet de valider le modèle numérique. Les valeurs de CT_{10} et CT_{50} sont très proches : 13,8 vs 14,0 et 102 vs 96, $\text{mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$ tel que montré dans tableau 4.8. Le CT_{10} simulé est 1% inférieur à celui mesuré expérimentalement, et le CT_{50} (numérique) est 6% supérieur au CT_{50} expérimental. Ces résultats montrent que le modèle numérique est bon pour la condition hydraulique choisie. Puisque l'effet de la décroissance n'est pas inclus au calcul, la distribution de CT obtenue est identique à celle des temps de séjour. Les résultats qui nous intéressent sont ceux qui tiennent compte de la décroissance.

Avec décroissance du désinfectant

Deux méthodes numériques sont utilisées pour le calcul de CT en tenant compte de la décroissance ($k = 1,5 \text{ d}^{-1}$). Ce sont les méthodes 3 et 4 décrites à la section 3.3.5.2. La méthode 3 utilise le champ de concentration calculé par DISPER, et la méthode 4 utilise l'équation du premier ordre de la décroissance. Une décroissance du premier ordre est utilisée dans la méthode de l'IDDF et du CT_{efficace} . La méthode 3 est plus proche de la condition réelle, puisqu'elle tient en compte du champ de concentration dans le bassin, alors que la méthode 4 en donne une estimation rapide. Tel qu'indiqué au tableau 4.8, les CT_{10} calculés par les deux méthodes sont : 12,3 (méthode 3) et 13,3 (méthode 4) $\text{mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$. La différence peut s'expliquer par la nature et la précision des approches. Puisque le T_{10} est court (14 min en temps réel) la décroissance réalisée par l'équation de décroissance (méthode 4) est faible, alors que le champ de concentration ne dépend pas directement du T_{10} , mais plutôt de l'écoulement dans le bassin, du taux de décroissance et de la position de la particule d'eau dans le bassin.

L'autre raison pour expliquer la différence est que la décroissance du champ de concentration est plus forte que celle estimée avec une constante de $1,5 \text{ d}^{-1}$ comme expliqué précédemment. Cependant, lorsqu'on considère le CT_{50} de $89 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$ obtenu à l'aide de la méthode 3, on note qu'il est 13% plus élevé que le CT_{50} de $77,6 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$ obtenu à l'aide de la méthode 4.

La figure 4.13 montre l'effet de la décroissance du chlore sur la distribution de CT. La figure montre que la décroissance cause des pics plus rapprochés, plus courts et moins hauts comparés à ceux obtenus avec la méthode sans décroissance. Évidemment, l'efficacité de la désinfection évaluée par la méthode 3 est plus faible, puisque le désinfectant est présent dans l'eau moins longtemps. (275 vs 425 minutes)

En se basant sur une distribution cumulative, montrée à la figure 4.14, les différences obtenues par les deux méthodes peuvent être clairement montrées. La distribution utilisant un champ de concentration (méthode 3) est la plupart du temps au-dessus de la distribution qui utilise l'équation de décroissance (méthode 4). La différence de valeur augmente avec le temps. Cette tendance peut être expliquée par les méthodologies. Avec la méthode 3, les particules d'eau injectées peuvent avoir une concentration de désinfectant plus basse à la sortie du bassin et plus grande près de l'entrée, puisque la concentration est basée sur le champ de concentration permanent montré à la figure 4.12. Lorsqu'une particule d'eau tourne en rond dans le bassin, la concentration augmente à l'entrée à 1 mg/L et diminue selon sa position sur le champ de concentration calculée. La concentration la plus faible est $0,6 \text{ mg/L}$ près de la sortie. Il est donc possible qu'une particule d'eau soit soumise à une concentration qui augmente momentanément. Alors qu'avec la méthode 4, on suppose une décroissance continue dans le temps. La concentration du désinfectant diminue donc avec le temps indépendamment de la position de la

particule d'eau. Plus le T_t d'un bassin est long, plus l'évaluation de la concentration par cette méthode est conservatrice. Cela explique pourquoi la valeur de CT_{50} obtenue par la méthode 4 est plus petite que celle obtenue à l'aide de la méthode 3.

Finalement, le CT_{10} tel que défini par l'EPA et calculé à l'aide de la méthode 2 est comparé avec les résultats de CT_{10} calculé à l'aide de la méthode 4 (l'équation de décroissance) et la méthode 3 (champ de concentration). La concentration du CT_{10} devrait normalement être mesurée à la sortie d'un bassin pour les calculs de CT_{10} de l'EPA. Puisque le traceur est non réactif, cette valeur est calculée par l'équation de décroissance du premier ordre en utilisant le T_{50} . Un taux de décroissance de $1,5 \text{ d}^{-1}$ donne une concentration à la sortie du bassin de $0,89 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. La valeur de CT_{10} d'EPA est de $12,4 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$ ce qui est semblable à la valeur de $12,3 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$ obtenue à l'aide de la méthode 3 et inférieure au résultat obtenu par la méthode 4, $13,3 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$. Puisque le champ de concentration utilisé dans la méthode 3 est causé par un taux de décroissance probablement plus fort que $1,5 \text{ d}^{-1}$ (discuté dans 4.2.1), le CT_{10} corrigé devrait être supérieur au $12,4 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$ calculé. Les concentrations de CT_{10} calculées par les méthodes 3 et 4 négligent la consommation immédiate. Cela peut surestimer le CT_{10} . En conséquence, la concentration prise à la sortie du bassin imposé par l'EPA est toujours inférieure aux autres approches de CT_{10} . C'est donc une valeur conservatrice.

4.3.2 Méthode d'évaluation du CT_{efficace} à partir de résultats de traçage

Selon la méthode décrite à la section de 3.3.5.1, le CT_{efficace} est calculé à partir de la distribution de T_s du traçage normalisé, (l'aire totale est égale à un). Après la division de l'aire sous la courbe de réponse de traçage en plusieurs éléments,

chaque fraction d'aire d'un élément est multipliée par le CT de cet élément. Cette valeur de CT élémentaire pendant la période de temps considéré est appelée CT_{global} . La somme de tous les CT_{global} des éléments donnent la valeur de $CT_{efficace}$. Les calculs détaillés sont décrit à la section 3.3.5.1. La concentration utilisée pour le calcul de CT tient compte d'une décroissance du premier ordre.

Dans les essais de Teehy et Singer, les traçages ont été faits pour 9 réservoirs de trois usines. Les T_t variaient de 49 min à 264 min. Les CT_{10} de l'EPA et les $CT_{efficace}$ ont ensuite été évalués. Il se trouve que plus le ratio T_{10}/T_t est petite (un fort court-circuit au bassin) plus le ratio $CT_{efficace}/CT_{10}$ est élevé lorsque le T_{10}/T_t est 0,15. La méthode de l'EPA est donc fort conservatrice pour un réservoir qui n'a pas de chicane, et pénalise fortement les bassins avec des court-circuit. Le ratio de $CT_{efficace}/CT_{10}$ est de 6,78.

Nous avons appliqué cette analyse au réservoir McTavish. Le $CT_{efficace}$ a été évalué à partir des distributions de temps de séjour obtenues par les méthodes 5 et 6 (traçage dans le modèle réduit), ce qui représente deux configurations hydrauliques analysées précédemment. Il y a un fort court-circuit avec la méthode 5 et avec une meilleur efficacité hydraulique avec la méthode 6 car il y a des chicanes et un hauteur d'eau plus importante (tableau 4.8). La durée du traçage pour le modèle réduit de McTavish a été mesurée. Elle est de 60 minutes soit 3,4 fois le T_t , qui permet de calculer un T_{10}/T_t de 0,14. Un tel rapport indique un fort court-circuit. Les valeurs de $CT_{efficace}$ calculées sont montrées au tableau 4.9 pour deux taux de décroissance ($k^*=0 \text{ d}^{-1}$, $k^*=1,5 \text{ d}^{-1}$). La décroissance diminue la valeur de $CT_{efficace}$ des deux méthodes, par 19% et 16% respectivement.

Une décroissance de la concentration du désinfectant diminue aussi les valeurs de CT_{10} de l'EPA. Puisque la concentration à la sortie du bassin n'est pas estimée par DISPER pour le cas avec des chicanes, une estimation de cette

concentration a été faite en utilisant l'équation de décroissance basée sur le T_{50} . Le T_{50} est utilisé, parce qu'il donne une valeur moyenne de l'efficacité hydraulique d'un bassin. Les valeurs de CT_{10} après avoir tenu compte de la décroissance ($12,4 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la configuration 1 et $33,2 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la configuration 2) sont 14% et 17% plus petites que les CT_{10} sans décroissance. Les comparaisons sont illustrés aux figures 4.15 et 4.16.

Puisque la décroissance du désinfectant dans l'eau diminue les CT_{10} et le CT_{efficace} de la même façon, le ratio $CT_{\text{efficace}}/CT_{10}$ offre un moyen d'évaluer l'efficacité réelle du réservoir par rapport à l'efficacité selon la méthode EPA. Les ratios de $CT_{\text{efficace}}/CT_{10}$ sont montrées au tableau 4.9 dans les deux dernières colonnes à droite. Le ratio demeure à peu près le même lorsque la décroissance augmente de $k^* = 0 \text{ d}^{-1}$ à $k^* = 1,5 \text{ d}^{-1}$. Cependant, il est diminué de 8 à 4 pour la méthode 6 par rapport à la méthode 5 (avec ou sans chicanes). La décroissance ne cause donc pas une grande différence sur le ratio, mais l'efficacité hydraulique (degré de court-circuit) a un impact majeur. Le T_{10} de la méthode 6 est 2,7 fois plus grand que celui de la méthode 5 (tableau 4.8). Les mêmes résultats sont obtenus sur le modèle réduit de McTavish par rapport à l'étude de Teefy. Les résultats indiquent que lorsqu'il existe un fort court-circuit, le CT_{efficace} est beaucoup plus grand que le CT_{10} d'EPA. Cela démontre que l'évaluation de désinfection d'EPA est plus conservatrice que la méthode de Teefy et Singer lorsque le court-circuit est fort.

Puisque les valeurs de CT permettent difficilement d'évaluer directement l'inactivation de micro-organismes, les résultats de deux méthodes seront plutôt évalués par rapport à l'inactivation de micro-organismes selon la méthode IDDF (section 4.3.3).

tableau 4.9 : Les valeurs de CT (EPA et CT_{efficace} de Teefy et Singer (1990))

Méthode expérimentale	T _i	T ₉₀	CT ₁₀ C=Co*EXP(-kT ₉₀)		CT _{efficace}		CT _{efficace} /CT ₁₀	
			k=0d ⁻¹	k=1,5d ⁻¹	k=0d ⁻¹	k=1,5d ⁻¹	k=0d ⁻¹	k=1,5d ⁻¹
5	110	115	14,0	12,4	123,6	100,0	8,8	8,1
6	126	128	37,9	33,2	161,4	136,3	4,3	4,1

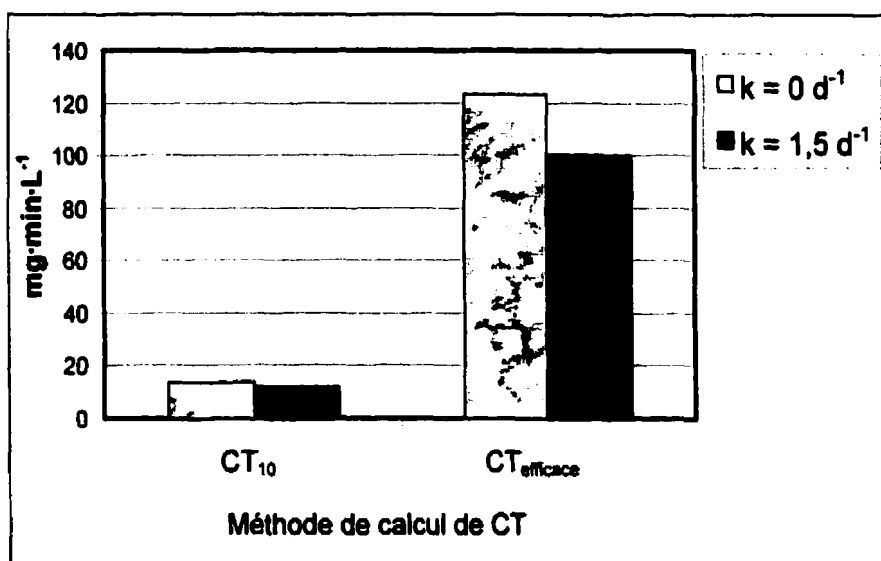


Figure 4.15 : Comparaison de valeur de CT_{10} et $CT_{efficace}$ pour la méthode 5 (sans chicane)

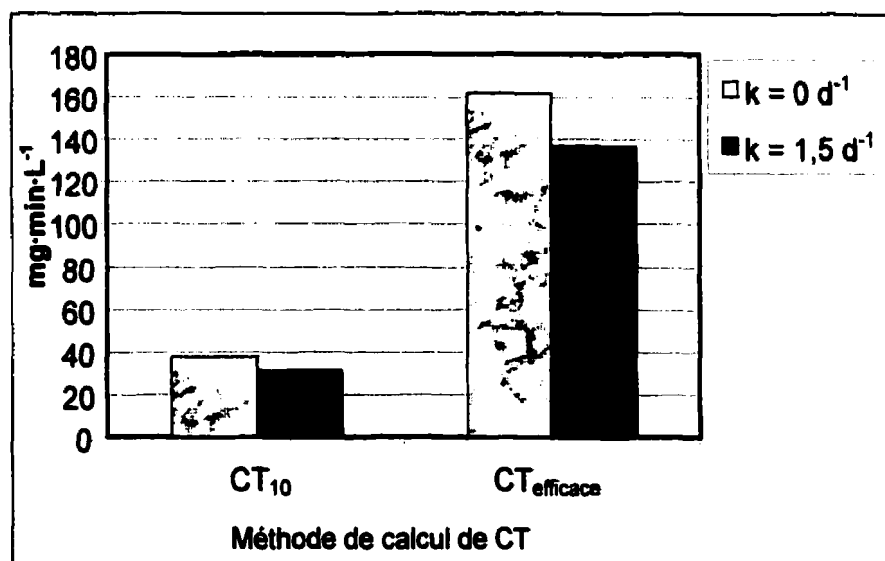


Figure 4.16 : Comparaison de valeur de CT_{10} et $CT_{efficace}$ pour la méthode 6 (avec des chicanes)

4.3.3 Distribution de l'inactivation de *Giardia* basé sur le modèle de Hom modifié

La méthode de CT est facile à utiliser pour évaluer l'efficacité de la désinfection, mais elle ne mesure pas directement l'enlèvement des micro-organismes. Dans le but d'évaluer le résultat numérique et le traçage expérimentale, les distributions d'inactivation de *Giardia* sont calculées en se basant sur les travaux d'AWWARF (1995b, 1998) décrits à la section 3.4.2.

Pour l'interprétation de l'inactivation de *giardia*, deux types d'eau sont considérés : L'eau BDF "buffered demand free" une eau ultra-pure sans demande en désinfectant et l'eau WR "Willamette River". La différence sur les taux de désinfection pour les deux eaux est clairement perceptible sur la figure 4.17. L'inactivation pour l'eau BDF est beaucoup plus grande que pour l'eau WR, puisque la décroissance du désinfectant dans l'eau BDF est plus petite que dans l'eau WR. Le log d'inactivation pour l'eau WR atteint une valeur maximale de 2,1 après 100 minutes, alors que, l'inactivation pour l'eau BDF dans cette période de temps est de 5,5-log.

Les détails sur le calcul de la distribution d'inactivation de micro-organismes sont présentés dans la section 3.4.2. L'idée générale est que chaque période de temps cause l'inactivation d'une fraction de micro-organismes, la somme de toutes les fractions jusqu'au temps t donne la fraction d'inactivation totale au temps t . La fraction totale est enfin traduite en valeur de log. Ces résultats en forme de distribution nous permettent de visualiser l'évolution de l'inactivation des micro-organismes pour différentes conditions.

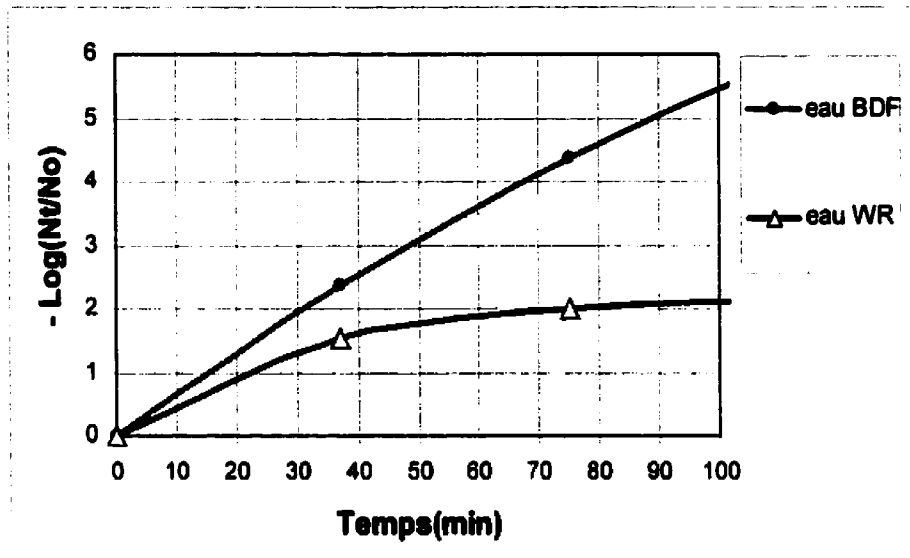


Figure 4.17: Inactivation de *giardia muris* dans deux eaux différents
(Concentration de chlore = 1,0 mg/L)
Nt = Nombre de micro-organismes au temps t
No = Nombre initial de micro-organismes

Dans la figure 4.18, les distributions d'inactivation des micro-organismes sont le résultats du traçage numérique et du traçage expérimental pour les eaux BDF et WR. La tendance des distributions est que l'inactivation augmente avec le temps et se termine avec une remontée rapide. Les remontées des distributions sont causées par la masse de traceur restant dans le bassin à la fin de traçage. L'hypothèse est que la masse d'eau reçoit une inactivation jusqu'à la fin de traçage. La fin des remontées indique le log d'inactivation final.

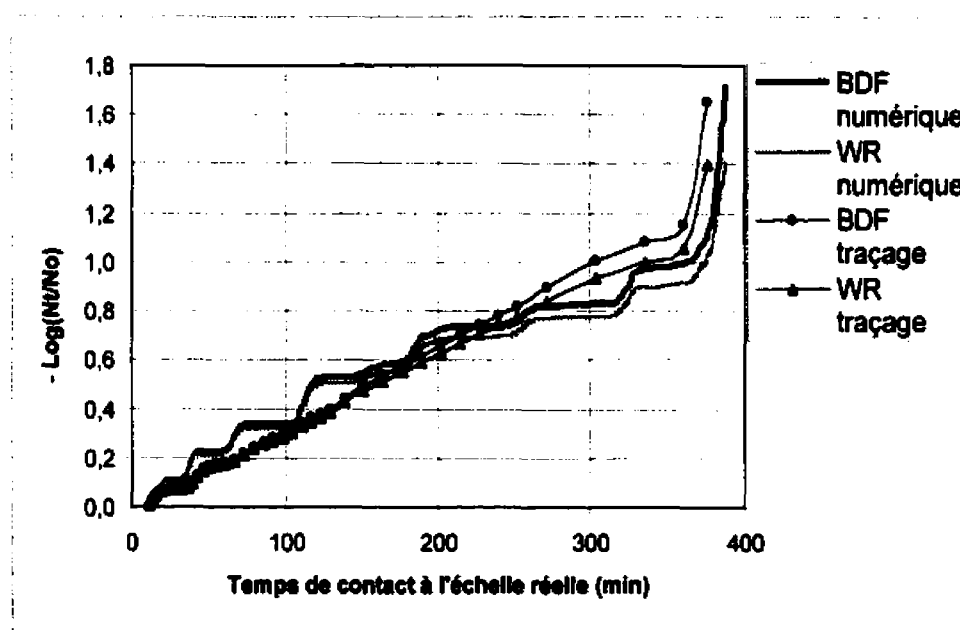


Figure 4.18: Distributions d'inactivation de *Giardia muris* basées sur le modèle de Hom modifié : étude d'une eau expérimentale et analyse numérique (méthode de trajectoire)

En comparant les résultats numériques et expérimentaux, la tendance de distribution numérique est plus discrète que la distribution expérimentale. Il existe plusieurs paliers alors que pour les résultats expérimentaux, la distribution des

log est plus uniforme, de faible paliers sont seulement observé au début. Les valeurs de log sont semblables et sont présentées au tableau 4.10 (cas 1 et cas 2) : la valeur de log pour l'eau BDF est 1,65 et la valeur de log pour la simulation numérique est 1,72.

4.3.4 Comparaison de l'inactivation de *Giardia muris* selon le CT_{10} d'EPA et la méthode IDDF

Les résultats d'inactivation sont comparés en se basant sur le résultat du traçage décrit dans le tableau 4.8 (méthode 5). Puisque l'approche de l'EPA applique une marge de sécurité de 1,5 pour la désinfection au chlore, il faut aussi appliquer le même facteur de sécurité sur toutes les autres approches ou bien enlever le facteur de sécurité les logs d'inactivation obtenue par l'approche d'EPA. Dans cette étude, tous les log d'inactivation obtenues par l'approche de l'EPA est multipliés par le facteur de 1,5.

La valeur obtenue en utilisant la méthode de l'EPA, est le CT_{10} . La valeur de concentration résiduelle à été estimée en supposant un décroissance du premier ordre avec un coefficient de $11,5 \text{ d}^{-1}$. Afin de calculer l'inactivation de *giardia* dans l'eau BDF, il faut tenir compte des conditions des essais. En se basant sur le T_{50} et la décroissance, la concentration calculée est de $0,44 \text{ mg/L}$, le CT_{10} est donc de $6,2 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$. Selon l'équation 3.4c et les conditions expérimentales de AWWARF(1995b) : (18°C et un pH de 6,9), la valeur du log d'inactivation basée sur le CT_{10} est de 0,29 log. Après multiplication par un facteur de sécurité de 1,5, le log d'inactivation de *giardia* donne 0,47 log, soit 1,18 log plus petite que la valeur d'IDDF (1,7 log).

D'une autre façon, si on veut obtenir un log d'inactivation de 1,65 tel que présent par l'EPA, le CT_{10} requis sans décroissance peut être calculé selon l'équation

3.4c. Cette valeur minimale est de $34,5 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$, soit 2,8 fois plus grande que le CT_{10} mesuré dans le bassin. Si la décroissance est considérée, le CT_{10} requis sera encore plus grand, environ 3 fois plus grande que la valeur mesurée. Les deux comparaisons montrent que la méthode d'EPA est conservatrice.

Cependant, que signifie augmenter le CT_{10} dans un bassin réel? Il faut soit ajouter plus de désinfectant, soit augmenter l'efficacité hydraulique d'un bassin. Dans nos exemples, pour respecter la législation de l'EPA, le CT_{10} devrait être supérieur à $35,0 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$ pour 1,7 log d'inactivation. Dans la méthode 6 où des chicanes sont installées et le T_1 est augmenté (montré dans tableau 4.9), le CT_{10} mesuré est alors de $38,0 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$, soit $3,4 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$ supérieur à la valeur requise. Le point intéressant est que cette configuration hydraulique donne un log d'inactivation totale de 2,9, environ 1,3 log plus grand que la valeur de l'EPA. En échelle linéaire, un log de 1,3 correspond à une inactivation 20 fois supérieure à ce qui est présent.

4.3.5 Comparaison de l'inactivation de *Giardia muris* calculée à l'aide des méthodes du $\text{CT}_{\text{efficace}}$ et de l'IDDF

L'efficacité d'inactivation évaluée par la méthode de $\text{CT}_{\text{efficace}}$ est comparée avec l'inactivation calculée à l'aide de la méthode IDDF (tableau 4.10 : cas 1,4,8,10). Pour chaque $\text{CT}_{\text{efficace}}$ calculé correspond une valeur de log d'inactivation. Cette valeur est basée sur l'efficacité de la désinfection calculée à l'aide du modèle de Hom modifié présenté à la figure 4.17. Dans la section 4.3.2, le taux de décroissance utilisé pour les comparaisons sont 0 d^{-1} et $1,5 \text{ d}^{-1}$. Puisque l'eau BDF exige un taux de décroissance de $11,5 \text{ d}^{-1}$ selon les essais de AWWARF(1995), il faut utiliser cette valeur pour les calculs de $\text{CT}_{\text{efficace}}$. Basé sur cette décroissance, le $\text{CT}_{\text{efficace}}$ donne $32,7 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$ pour l'eau BDF (tableau 4.10, cas 4). Ce $\text{CT}_{\text{efficace}}$ correspond à 2,1 log d'inactivation de *giardia muris*. Un

taux de chloration de 1 mg/L a été utilisé pour tous les essais tel que décrit dans AWWARF (1995b). L'inactivation dans l'eau WR n'est pas évaluée, parce que la décroissance de désinfectant dans l'eau WR est trop forte et a diminué le CT_{efficace} jusqu'à 2,6 mg·min.L⁻¹. La valeur du log d'inactivation est aussi évaluée pour le cas avec chicane (tableau 4.10, cas 10). Pour les deux conditions hydrauliques différentes, les CT_{efficace} sont de 32,7 et 36,0 mg·min.L⁻¹, les valeurs de log d'inactivation dérivée de CT_{efficace} sont 2,1 et 2,3. En comparant avec les valeurs d'IDDF de 1,65 et 2,94, correspondent des erreurs de 20% et 22%.

Encore une fois, si on évalue les ratios de $CT_{\text{efficace}}/CT_{10}$ pour l'eau des essais de l'AWWARF, les valeurs sont de 3 à 5 fois plus faibles que le cas avec une décroissance de 1,5 d⁻¹ (de 4 à 9). Malgré que l'efficacité évaluée par le CT_{efficace} est beaucoup plus grand que CT_{10} d'EPA surtout dans une condition de fort court-circuit (mentionné précédant dans 4.3.2 (tableau 4.9)), l'inactivation dérivée du CT_{efficace} est plus proche du résultat d'IDDF que de l'approche de l'EPA.

tableau 4.10 : Log d'inactivation de *giardia muris* selon des différentes méthodes

Cas	Méthode	Conditions hydraulique			Valeur de log d'inactivation de <i>Giardia</i>	
		Détail	Q (L/min)	H (cm)	L'eau de BDF (k [*] =11,5 d ⁻¹)	L'eau de WR (k [*] =69,1 d ⁻¹)
1	IDDF	PC	12	14	1,65	1,40
2	Numérique	PC	12	14	1,72	1,40
3	CT ₁₀ = 6,2(14) mg·min.L ⁻¹	PC	12	14	0,47(0,86)	
4	CT _{efficace} = 32,7 mg·min.L ⁻¹	PC	12	14	2,05	(2,6)
5	CM(IDDF)	PC	12	14	1,99(1,97)	1,60(1,59)
6	IDDF	PC	10	14	2,11	1,65
7	CM(IDDF)	PC	10	14	2,16(2,13)	1,70(1,69)
8	IDDF	C	12	16	2,94	1,9
9	CT ₁₀ = 14,0(37,9) mg·min.L ⁻¹	C	12	16	0,85(2,0)	
10	CT _{efficace} = 36 mg·min.L ⁻¹	C	12	16	2,30	(1,8)

CM = Compartiments multiples

C = Chicane

PC = Pas de chicane

Q = débit

H = hauteur d'eau

Signification des parenthèses dans

Cas 3 et 9 (valeur sans décroissance)

Cas 5 et 7 (valeur dérivée de deuxième groupe de paramètres)

Note : Les logs d'inactivation de CT₁₀ sont multipliés par la marge de sécurité de 1,5 en échelle réelle

4.3.6 La prédiction de l'inactivation des micro-organismes basée sur les modèles de Hom modifié et de compartiments multiples

L'ajustement des paramètres du modèle des compartiments multiples est basé sur les résultats des tracages avec des débits de 12 L/min et 10 L/min. La distribution hydraulique du modèle est transformé en distribution de log d'inactivation basé sur les essais de l'AWWARF (1995b). La distribution d'inactivation de *giardia* est illustrée sur la figure 4.19 pour le débit de 12 L/min et 10 L/min. La distribution des log d'inactivation obtenues à l'aide de la méthode des compartiments multiples est continue puisqu'elle est modélisée par le modèle de réacteur complètement mélangé. La différence entre les deux distributions n'est pas significative lorsque la variation de débit est inférieure à 20%.

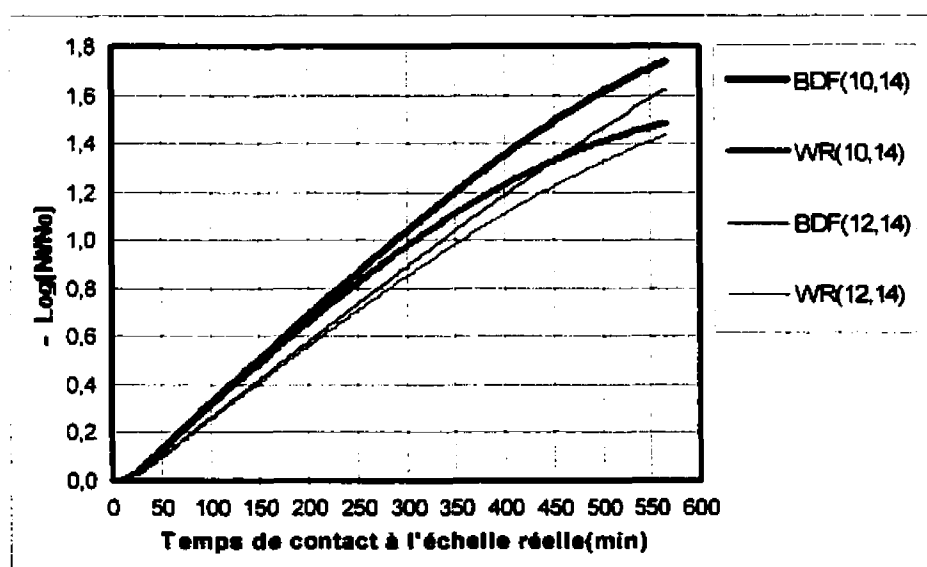


Figure 4.19: Distributions d'inactivation de *Giardia muris* basé sur le modèle de Hom modifié pour deux sorte d'eau expérimentales et numériques (méthode de compartiments multiples)

Le modèle des compartiments multiples a d'abord été calibré avec un débit de 10/min. Ensuite il a été utilisé avec un débit de 12 L/min et les résultats obtenues ont été comparés à ceux provenant du modèle réduit avec le même débit.

En considérant que le modèle réduit donne les valeurs les plus fiables, on peut dire que les résultats obtenues par le modèle des compartiments multiples ont une erreur de 19% et 14% pour l'eau BDF et l'eau WR respectivement (tableau 4.10, cas 5, figure 4.20).

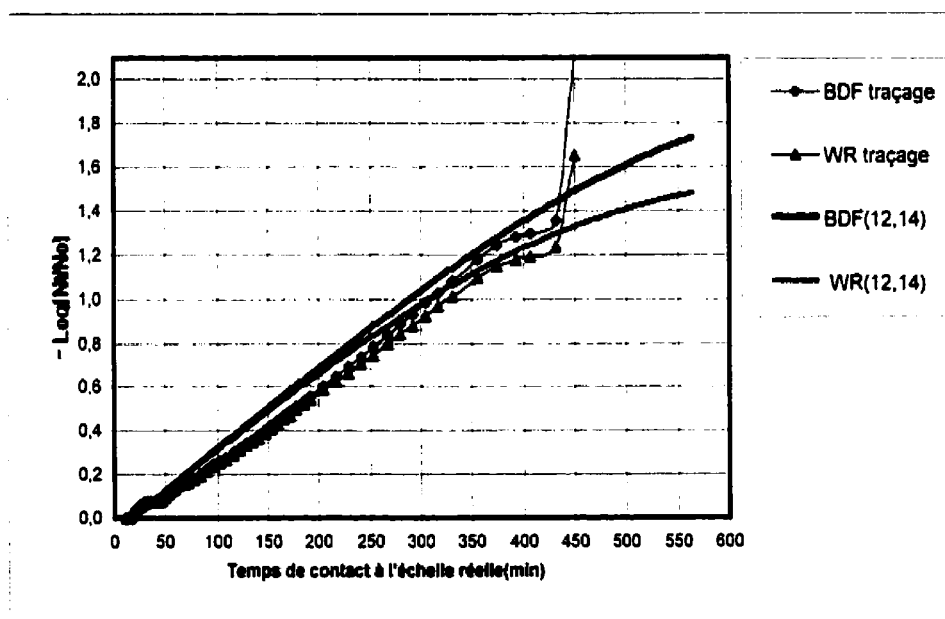


Figure 4.20: Prédiction de la distribution d'inactivation de *Giardia muris* numériques (méthode de compartiments multiples) pour deux débit (12,14) signifie débit = 12 L/min et H = 14 cm au modèle réduit

La procédure a ensuite été renversée soit une calibration avec un débit de 12 L/min et des estimations avec un débit de 10 L/min. Les résultats des traçages et du modèle des compartiments multiples au débit de 10 L/min pour deux types d'eau sont comparés. Les résultats obtenue par le modèle de compartiments multiples ont une erreur de 2% et 3% pour l'eau BDF et l'eau WR respectivement (figure 4.21 et tableau 4.10, cas 7).

Les erreurs sont plus petites pour le débit de 10 L/min que pour 12 L/min. Comme discuté dans la section de résultat de 4.1.3a, la distribution hydraulique à 10 L/min est mieux décrite qu'à 12 L/min, ce qui explique donc une meilleure prédiction d'inactivation.

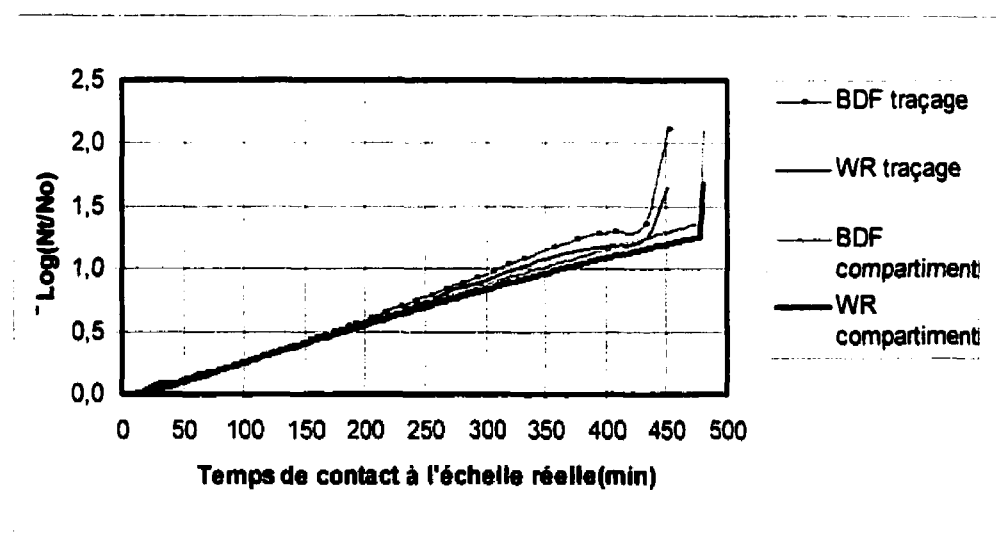


Figure 4.21: Comparaison de la distribution d'inactivation de *giardia muris* expérimentale et numériques (méthode de compartiments multiples) débit = 10 L/min et H = 14 cm au modèle réduit

CHAPITRE 5

DISCUSSION ET CONCLUSIONS

L'objectif de ce chapitre est de comparer les méthodes d'évaluation de l'efficacité de la désinfection. Trois groupes de méthodes de calcul sont comparées: la méthode de CT_{10} de l'Environment Protection Agency (EPA), la méthode de CT_{efficace} proposée par Teehy et Singer (1990) et les distributions de CT obtenues numériquement à l'aide de logiciels. Les calculs de CT sont basés sur des résultats de traçage réalisés sur un modèle réduit et à l'aide d'un modèle numérique. Le traceur utilisé pour les essais est non réactif, les résultats donnent alors une distribution de CT en ignorant le phénomène de décroissance. La décroissance est prise uniquement en compte dans la méthode numérique de calcul de CT.

La méthode de l'EPA - prenant la concentration à la sortie de bassin - est une estimation sécuritaire pour le calcul de CT_{10} . La concentration imposé par l'EPA doit être mesurée à la sortie du bassin, mais on a estimé cette valeur à l'aide d'une équation de décroissance du premier ordre avec T_{50} , comme valeur moyenne. La valeur estimée de CT_{10} de l'EPA est de $12,4 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$. En comparant avec les résultats selon la méthode 4 (discutée dans 3.3.5.2) qui utilise l'équation de décroissance, le CT_{10} calculés numériquement est $13,2 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$, soit 6,7% plus grand que CT_{10} obtenu par la méthode de l'EPA. Suivant ce principe, les CT_{10} calculés numériquement seront toujours plus grands. Cependant, ces valeurs obtenues numériquement ne sont pas toujours fiables, puisque la concentration du désinfectant est estimée selon la décroissance du premier ordre, les calculs numériques ne prennent pas en compte la consommation immédiate de désinfectant lorsque le désinfectant est ajouté dans l'eau par la suit la concentration décroît selon une cinétique du premier ordre. La concentration peut donc être surestimée, ce qui fait que la

concentration à la sortie du bassin est toujours plus faible que la valeur calculée ce qui donne un CT_{10} sécuritaire.

D'autre part, l'usage du T_{10} peut paraître d'une fiabilité douteuse en tant que représentation des caractéristiques hydrauliques d'un bassin. Selon l'étude faite avec le modèle réduit (section 4.1.1.1), la valeur de T_{10} peut être une valeur instable aux paramètres hydrauliques, spécialement lorsque le court-circuit est fort. Dans un des cas étudiés, une augmentation de la hauteur d'eau de 14% augmentait la valeur de T_{10} de 52% et le T_{50} de 20%. Cela suggère que le calcul de CT_{10} devrait inclure une étude de sensibilité afin de préciser le pourcentage d'erreur. Dans la recommandation de l'EPA (EPA 1999), l'étude de traçage doit être réalisée pour au moins quatre conditions de débits décrivant les caractéristiques moyennes et extrêmes de fonctionnement des ouvrages. Ces traçages multiples peuvent aussi servir d'étude de sensibilité par rapport au T_{10} .

Dans un premier temps le CT_{efficace} de Teefy et Singer est comparé avec le CT_{10} de l'EPA. Au contraire du CT_{10} qui ne tient compte que d'une seule valeur de la distribution de temps de séjour, le CT_{efficace} considère toute la distribution des temps de séjour. Partant de la réponse normalisée du traçage $C/C_0 = f(T/T_1)$, chaque partie d'aire est une fraction inférieure à 1 et fournit un CT. La somme des CT de toutes les parties donne les CT_{efficace} . Ce CT, équivalent à la distribution toute entière représente la désinfection totale. Les CT_{10} de l'EPA sont comparés avec les CT_{efficace} . Il se trouve que les CT_{efficace} sont bien supérieurs aux CT_{10} , le ratio maximal allant jusqu'à 9. L'effet de la décroissance du désinfectant et des conditions hydrauliques ont été évaluées.

Les deux configurations hydrauliques sont: 1) sans chicanes, 2) avec chicanes et augmentation de la hauteur d'eau de 14%. De la configuration 1 à la configuration 2, le ratio de $CT_{\text{efficace}}/CT_{10}$ augmente de 4 à 9, soit une augmentation de 125%. Cependant, la prise en compte d'un taux de

décroissance du chlore de $1,5 \text{ d}^{-1}$ provoque un changement maximal de ce ratio de seulement 6%. Les résultats montrent que la condition hydraulique est le facteur prédominant.

L'augmentation du ratio ($CT_{\text{efficace}}/CT_{10}$) de 4 à 9 montre que l'efficacité de la désinfection évaluée par la méthode de l'EPA est plus conservatrice que celle évaluée à l'aide du CT_{efficace} lorsque le court-circuit est fort (et conséquemment le T_{10} court). Cet effet peut être expliqué par les deux conditions hydrauliques extrêmes que sont les écoulement piston et ceux complètement mélangés. Dans un réacteur piston, une condition idéale pour la désinfection, le T_{10} est égal au temps de séjour théorique T_t , donc le CT_{efficace} est égal au CT_{10} . Cependant, dans le cas du modèle de réacteur complètement mélangé, le T_{10} est toujours inférieur à T_t , à cause de la dispersion. Le ratio de T_{10}/T_t est probablement une bonne estimation de $CT_{10}/CT_{\text{efficace}}$. À l'aide du ratio T_{10}/T_t appliqué aux résultats expérimentaux obtenus, l'effet dû au court-circuit peut être mieux interprété, ce qui est détaillé au tableau 4.3 représentant 5 conditions hydrauliques différentes avec parmi elles, quatre cas sans chicane et un cas avec chicanes. Lorsqu'on passe de la configuration 1 à la configuration 2, le ratio de T_{10}/T_t augmente de 0,14 à 0,30, soit une augmentation de 114%, ce qui est près du 125% d'augmentation pour $CT_{\text{efficace}}/CT_{10}$. Les résultats indiquent que le ratio T_{10}/T_t diminue lorsque le court-circuit augmente. Cela indique que pour une faible efficacité hydraulique (fort court-circuit), le temps de séjour considéré pour le calcul du CT_{efficace} sera en moyenne plus grand que T_{10} contrairement au cas d'une fort efficacité hydraulique.

Selon Liem *et al.* (1999), en l'absence de chicanes, l'énergie du jet d'eau à l'entrée du bassin provoque un fort court-circuit et une diminution du T_{10} , et on observe en conséquence une baisse de l'efficacité de la désinfection estimée par la méthode du CT_{10} de l'EPA. Dans la cellule #2 du réservoir de McTavish, il n'y

a aucune chicane, la condition hydraulique est donc loin d'un écoulement piston mais plus proche d'un réacteur complètement mélangé lorsque le traceur est mélangé. En effet suite à la forte diffusion/dispersion après deux ou trois cycles de rotation du fluide générant autant des pics de réponse. Le fort court-circuit dans le bassin favorise l'augmentation du $CT_{\text{efficace}}/CT_{10}$. Jusqu'ici, les comparaisons ne tiennent pas compte de la décroissance du désinfectant afin de comparer la précision et l'efficacité des deux approches.

Les CT_{10} et CT_{efficace} sont transformés en Log d'inactivation correspondants et comparés aux Log d'inactivation de *giardia* correspondants aux CT calculés basée sur les essais de l'AWWARF(1995b). L'eau hypothétique BDF présentée dans les essais est utilisée pour la comparaison. Le taux de décroissance du chlore dans l'eau BDF est $11,5 \text{ d}^{-1}$. Afin de convertir les CT en log d'inactivation, les CT_{10} utilisent l'équation 3.16 pour les conditions de désinfection de l'essai l'AWWARF(1995b) décrit au tableau 3.7, et les CT_{efficace} utilise le modèle de Horn modifié dont les valeurs du paramètres sont déterminés par les mêmes essais de l'AWWARF(1995b).

Les résultats par les méthodes indiquées sont évalués pour les deux configurations hydrauliques décrites précédemment (tableau 4.10). Les résultats de CT_{10} correspondant à ces deux conditions hydrauliques sont 6,2 et 13,8 $\text{mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$, et correspondent à avoir des logs d'inactivation de 0,47 et 0,86 respectivement, après l'enlèvement de la facteur de sécurité de 1,5. Les CT_{efficace} calculés sont 32,7 et 36 $\text{mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$ et correspondent à 2,05 et 2,30 log d'inactivation. La différence en valeur de log entre les deux approches est de 1,4 à 1,6. L'efficacité estimée par la méthode de l'EPA est toujours nettement inférieure que celle estimée par la méthode de CT_{efficace} .

Dans un deuxième temps, l'efficacité de désinfection obtenue à l'aide du CT_{10} ou du CT_{efficace} , est comparée à l'efficacité obtenue par la méthode IDDF. Cette dernière méthode permet de calculer l'inactivation des micro-organismes à partir d'une intégrale de la courbe de réponse d'un traçage et d'un modèle de désinfection. Dans la configuration hydraulique 1 (sans chicanes), le log d'inactivation de l'IDDF est 1,65 log, valeur légèrement inférieure à celle obtenue avec la méthode du CT_{efficace} (2,05 log), et largement supérieure à celle obtenue par la méthode de l'EPA 0,47 log (tableau 4.10). Dans la configuration hydraulique 2, la valeur de log d'inactivation de l'IDDF devient 2,94, par comparaison avec les 2,30 log du CT_{efficace} et 0,86 log de la méthode de l'EPA. Les deux résultats indiquent que la méthode de CT_{efficace} donne un log d'inactivation plus proche de la valeur obtenue par la méthode IDDF que celle obtenue par la méthode de l'EPA.

La différence de résultats ne dépend pas vraiment du modèle de désinfection ou de la décroissance du désinfectant, puisque le ratio de $CT_{\text{efficace}}/CT_{10}$ a déjà montré une grosse différence de résultat surtout causée par les différences entre T_t et T_{10} . Lorsque le même modèle de désinfection est appliqué sur CT_{10} et CT_{efficace} , les résultats ne sont pas significativement différents. Ce qui affecte le plus les résultats est la nature des approches. L'approche de CT_{efficace} et de l'IDDF tient compte de la distribution du temps de séjour toute entière. L'eau qui sort en premier contribue une valeur de désinfection et aussi pour l'eau qui sort en dernier. Cette approche tient compte des caractéristiques hydrauliques d'un réservoir. En incluant les caractéristiques hydrauliques dans le calcul de désinfection, par la méthode de l'IDDF, les valeurs obtenues sont relativement semblables aux valeurs de l'approche de CT_{efficace} . Au contraire, l'approche de l'EPA qui considère seulement un point sur la distribution de temps de séjour présente un risque d'interpréter de manière incomplète les caractéristiques hydrauliques d'un bassin et de sous-estimer le log d'inactivation du bassin.

L'intention de l'EPA est toutefois logique puisqu'elle vise à assurer que 90% de l'eau reçoive un CT minimal. Mais, le calcul de CT_{10} ne représente pas exactement l'efficacité dans un bassin de contact ou un réservoir. Pour cette raison, la facteur de sécurité est appliquée en fonction du désinfectant, ce qui constitue une approximation supplémentaire. Par ailleurs, l'approche de CT_{efficace} ne considère pas un CT minimal pour assurer une désinfection minimale. On pourrait envisager que dans le futur, pour conserver une valeur minimale de temps de contact, il faudrait assurer la valeur minimale de T_{10}/T_t suggérée, et utiliser l'approche de CT_{efficace} comme méthode d'évaluation. La méthode de l'IDDF est une méthode plus complète que CT_{10} et CT_{efficace} . Elle ressemble dans ses principes à la méthode de CT_{efficace} , qui considère la réponse hydraulique entière et utilise une décroissance du premier ordre, en détaillant toutefois beaucoup plus le calcul de l'inactivation.

Dans un troisième temps, la simulation numérique est utilisée pour évaluer l'effet de la décroissance. La simulation numérique par la méthode de trajectoires donne un résultat semblable à ce qui est obtenu expérimentalement. Puisque le traceur utilisé est non réactif, une simulation numérique a été faite sans tenir compte de la décroissance. Les résultats obtenus pour le calcul du CT_{10} a été de $13,8 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$ pour l'approche numérique et $14 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$ pour l'approche expérimentale. Les résultats indiquent que la simulation numérique est bonne car elle donne un écart d'environ 2%, ce qui est normal puisque le calage du modèle numérique est réalisé à l'aide du traçage expérimental.

Après la validation de la simulation sans décroissance de désinfectant, deux simulations numériques ont été faites en tenant compte de la décroissance du désinfectant dans le bassin. Les méthodes utilisées sont présentées au tableau 4.8. Trajectoires par les deux approches utilisent le champ de vitesse identique. La première méthode décrit la concentration dans le bassin selon le champ de

concentration calculé par un modèle numérique incluant la prise en compte de la diffusion, tandis que la seconde méthode utilise l'équation de décroissance du premier ordre du désinfectant selon le temps appliqué aux trajectoires des particules injectées. L'approche qui prend en considération le champ de concentration calculé pour l'ensemble du bassin donne la distribution de CT pour la plupart plus grand que les CT obtenues avec la cinétique de décroissance du chlore. La différence des résultats de CT_{90} entre les deux approches est plus grande que la différence évaluée sous forme de CT_{10} . L'écart entre ces deux approches augmente avec le temps. Cela signifie qu'une particule d'eau dans le bassin ne rencontre pas une concentration qui diminue continuellement avec le temps mais, une concentration variant selon sa position à l'intérieur du bassin et le champ de concentration correspondant. La concentration augmente près de l'entrée et diminue près de la sortie. La concentration fluctue selon sa position dans le champ de concentration. Néanmoins, la cinétique de décroissance suppose une concentration qui diminue avec un taux constant, c'est une estimation simple et rapide, qui s'applique dans l'approche de CT_{efficace} et de IDDF. Dans la plupart des eaux potables, lorsque le taux de décroissance du désinfectant est de $0,5 \text{ d}^{-1}$ à $3,0 \text{ d}^{-1}$, la diminution de la concentration du désinfectant ne devrait pas causer un grand effet sur le calcul du CT. Toutefois, si la constante de décroissance est plus importante et si le temps de séjour dans le bassin est long, la variation de concentration du désinfectant peut avoir un effet notable sur l'efficacité de la désinfection, en particulier pour les particules transitant dans les zones mortes et ayant un long temps de séjour.

Les simulations numériques donnent des résultats satisfaisants, mais le processus est complexe et dépend fortement des résultats de traçage. Basées sur les résultats numériques, les valeurs de log d'inactivation ont aussi été évaluées pour deux types d'eau. Elles correspondent à une erreur maximale de 4% en comparant avec les résultats de l'IDDF, ces résultats étant plus proches

ces valeurs de CT_{efficace} et de ceux de la méthode de l'EPA. Cependant, la simulation et le logiciel utilisés ne sont pas capables de prédire une réponse hydraulique précisément sans passer par une étape de calibration à l'aide des résultats de traçage. Le champ de vitesse dans le bassin doit être validé par des essais en modèle réduit et les paramètres de turbulence établis pour stabiliser la simulation. Le processus est long, complexe et affecte fortement les résultats de simulations.

Une fois que les paramètres du modèle sont précisés, la simulation numérique permet d'évaluer l'efficacité de la désinfection en tenant compte de la décroissance du désinfectant dans le bassin. Reddy S. (Carollo Engineers, communication personnelle) ont réussi à faire plusieurs simulations de bassins sans recourir obligatoirement à des calibrations par traçage. Les résultats comportent moins de 10% d'écart avec ceux obtenues par traçage. Toutefois, le temps de calcul pour la simulation prend 3 jours pour obtenir un champ de vitesse et 3 semaines pour obtenir un champ de concentration avec un maillage de 400000 éléments en 3-dimensions.

Finalement, le résultat obtenu en simulant l'injection de particules est plus satisfaisant que le résultat obtenu par la méthode des compartiments multiples. La méthode mathématique des compartiments multiples prédit la réponse hydraulique du bassin. Les résultats de cette méthode prédisent bien la réponse de traçage pour un débit de 10 L/min. Le pourcentage d'erreur est de 3% pour l'eau "WR" et 2% pour l'eau "BDF". Cependant, la méthode ne modélise pas les pics du traçage dans le bassin, puisqu'elle considère un réacteur complètement mélangé. Elle donne une meilleure prédiction hydraulique lorsque le court-circuit est faible, par exemple, dans le cas de bassins avec des chicanes ou des déflecteurs. Pour cette raison, la prédiction du temps de séjour lorsque le débit est de 10 L/min est meilleure que celle obtenue avec un débit de 12 L/min. Pour

évaluer la fiabilité et la précision du modèle, cette méthode de prédiction devrait être testée d'une manière plus exhaustive.

En conclusion, l'intégration du modèle de compartiments multiples et du modèle de désinfection semble une perspective intéressante parce qu'une fois le modèle calibré, il fournirait un moyen rapide de prédire l'efficacité d'inactivation. Dans nos essais, le régime hydraulique est permanent. Selon les essais de Mau *et al.* (1995), le modèle peut être utilisé avec un régime dynamique où, par exemple, le débit et la hauteur d'eau seraient variables. Ce régime hydraulique permettrait d'estimer l'inactivation des micro-organismes en fonction de chaque paramètre hydraulique. Néanmoins, le degré de fiabilité de l'utilisation de cette méthode de compartiments multiples pour l'estimation de l'efficacité de la désinfection est encore inconnu et mériterait d'être évalué.

RÉFÉRENCES

ANDREWS, R.C., FERGUSON, M., LEE, T., RESKE, J. (1992). Evaluation of conventional disinfectants using the CT concept. Proceedings 5th national conference on drinking water "Disinfection Dilemma: microbiological control versus byproduct", Winnipeg, Canada

AWWARF. (1992). Alternative disinfection process. AWWA Research Foundation and America Water Works Association.

AWWARF. (1995a). Full-scale ozone contactor study. AWWA Research Foundation and America Water Works Association.

AWWARF. (1995b). Development and validation of rational design methods of disinfection. AWWA Research Foundation and America Water Works Association.

AWWARF. (1996). Tracer studies in water treatment facilities : a protocol and case studies. AWWA Research Foundation and America Water Works Association.

AWWARF. (1998a). Rational design methods of disinfection. AWWA Research Foundation and America Water Works Association.

AWWARF. (1998b). Integrated disinfection design framework. AWWA Research Foundation and America Water Works Association.

BARBEAU, B. (1996). Évaluation de bactéries sporulantes aérobies comme indicateur de l'efficacité du traitement d'une filière d'eau potable. Mémoire du

diplôme de maîtrise en science appliquées, École Polytechnique de Montréal,
p.26-37

BISHOP, M., MORGAN, J., CORNWELL, B., JAMISON, D. (1993). Improving the disinfection detention time of a water plant clearwell. Jour. AWWA 85(3) p68-75

BOULOS, P., GRAYAMAN, W., BOWCOCK, R., CLAPP, J. (1996). Hydraulic mixing and free chlorine residual in reservoirs. Jour. AWWA 88(7) p48-59

CLARK, R., ABDESAKEN, F., BOULOS, P., MAU, R.E. (1996). Mixing in distribution system storage tanks: Its effects on water quality. Journal of environmental engineering 1996 :9 p814-821

DEININGER, A., HOLTHAUSEN, WILDERER, P.A. (1998). Velocity and solids distribution in circular secondary clarifiers: Full scale measurements and numerical modeling. Wat. Res. 32(10) p2951-2958

DESJARDIN, R. (1997). Le traitement des eaux. Deuxième Éditions, École Polytechnique de Montréal, p13-14,p27,p133-137,p181-182

EPA. (1989). Surface water treatment rule. Federal Register 54(124)

EPA. (1998). Natural primary drinking water regulations: Interim enhanced surface water treatment; final rule, Federal Register 63(241)

EPA. (1999). Guidance Manual, Disinfection Profiling and Benchmarking. Federal Register Appendix D-2

FINCH, G., HAAS, C. (1998). Integrated Disinfection Design Framework. AWWA Research Foundation and America Water Works Association.

GAUTHIER, V., BESNER, M.C., BARBEAU, B., MILLETTE, R., PRÉVOST, M. (2000). Storage tank management to improve drinking water quality: case study, ASCE J. Water Resources Planning and Management, 126:4, 221-228

GRAYMAN, W., CLARK, R. (1993). Using computer models to determine the effect of storage on water quality. Jour. AWWA 85(7) p67-77

GRAYMAN, W., DEININGER, R., GREEN, A., BOULOS, P., BOWCOCK, R., GODWIN, C. (1996). Water quality and mixing models for tanks and reservoirs. Jour. AWWA 88(7) p60-73

GUALTIERI, C., MASTRANGELO, E., POTENZA, U., ROTONDO, G. (1999). Chlorine decay modeling in the S.Giacomo storage tank, Napoli. WQTC conference 1999

HAAS, C., JOFFE, J., HEATH, M., JACANGELO, J. (1997). Continuous flow residence time distribution function characterization. Journal of Environmental Engineer 123(2) p107-114

HAAS, C.N. (1980). A mechanistic kinetic model for chlorine disinfection. Environ. Sci. Technol. 14, p339-340

HAAS, C.N., JOFFE, J. (1994). Disinfection under dynamic conditions: modification of Hom's model for decay. Environ. Sci. Technol. 28, p1367-1369

HAAS, C., JOFFE, J., ANMANGANDLA, U., JACANGELO, J., HEATH. (1996). Water quality and disinfection kinetics. Jour. AWWA 88(3) p95-103

HAAS, C., KARRA, S. (1984). Kinetics of microbial inactivation by chlorine-II. Water Res. 18(11) p1451-1454

HAGSTROM, J., CROZES, G. (1997). Enhancement of disinfection contactor hydraulics for synergistic inactivation of *Cryptosporidium*. WQTC conference San Diego 1997

HANNOUN, I.A., BOULOS, P.L., JOHN LIST, E. (1998). Using hydraulic modeling to optimize contact time. Jour. AWWA 90(8) p77-87

HANNOUN, I. (1998). Optimizing disinfectant residual in a water distribution storage reservoir. WQTC conference 1998

HUDSON, H. (1975). Residence times in pretreatment. Jour. AWWA 67(1) p45-52

JOHNSON, P., GRAHAM, N., DAWSON, M., BARKER, J. (1998). Determining the optimal theoretical residence time distribution for chlorine contact tank. J. Water SRT-Aqua 47(5) p209-214

KENNEDY, M., MOEGLING, S., SARIKELLE, SURAVALLOP, K. (1993). Assessing the effects of storage tank design on water quality. Jour. AWWA 85(7) p78-88

LAWLER, D., SINGER, P. (1993). Analyzing disinfection kinetics and reactor design: a conceptual approach versus the SWTR. Jour. AWWA 85(11) p67-76

LIEM, L.E., STANLEY, S.J., SMITH, D.W. (1999). Residence time distribution analysis as related to the effective contact time. Can. J. Civ. Eng. 26, p135-144

MARTIN, P. (1993). Calculating CT compliance. Jour. AWWA 85(12) p12

MAU,R., BOULOS, P., CLARK, R., GRAYMAN, W. (1995). Explicit mathematical models of distribution storage water quality. Journal of hydraulic engineering 121(10) p699-709

PONTUIS, F. (1990). Surface water treatment regulations. Jour. AWWA 82(6) p20-22

QUALL, R., JOHNSON, J. (1983). Kinetics of the short-term consumption of chlorine by Fulvic acid. Envir. Science and Technology 17(11) p692

REDDY,S., RUSSELL, J., NARASIMHAN, R., BURNS, C. (1998). Improving clearwell design using computational fluid dynamics. Proceedings of AWWA 1998 at Dallas, Communication avec l'auteur par téléphone

ROSSMAN, L, GRAYMAN, W. (1999). Scale-model studies of mixing in drinking water storage tanks. Journal of environmental engineering 126(8) p755-761

ROSSMAN, L., UBER, J., GRAYMAN, W. (1995). Modeling disinfectant residuals in drinking water storage tanks. Journal of environmental engineering 121(10) p752-755

SÉRODES, J, RODRIGUEZ, M. (1996). Predicting residual chlorine evolution in storage tanks within distribution systems: application of a neural network approach. J. Water SRT-Aqua 45(2) p57-66

TEEFY, S.M., SINGER, P.C. (1990). Performance and analysis of tracer tests to determine compliance of a disinfection scheme with the SWTR. Jour. AWWA 82(12) p88-98

THOMPSON, C., DRAGO, J., SAKAJI, R. (1998). Optimization of ozonation for CT compliance. WQTC conference 1998

WANG, H., FALCONER, R.A. (1998). Simulating disinfection processes in chlorine contact tanks using various turbulence models and high order accurate difference schemes. Wat. Res. 32(5) p1529-1543

ANNEXES

A.1 : Exemple de résultat de tracage sans chicanes ($Q = 12 \text{ L/min}$, $H = 14 \text{ cm}$)

Détails de tracage en utilisant Rhodamine

Débit(L/min)	Hauteur(cm)	Volume d'eau (L)	Tt theorique(mi)	4xTt
12,0	14,0	208,7	17,4	69,6

# cellule	Intervalle(min)	Temps(min)	Abs(556nm)	Conc.	Facteur	Conc. Final
1	0,25	1,25	0,01	0,01	1	0,01
2	0,25	1,75	0,12	0,20	1	0,20
3	0,25	2,00	0,60	1,03	4	4,10
4	0,25	2,25	0,72	1,23	4	4,91
5	0,25	2,50	0,49	0,83	4	3,33
6	0,25	2,75	0,62	1,07	1	1,07
7	0,5	3,50	0,28	0,47	1	0,47
8	0,5	4,00	0,11	0,18	1	0,18
9	0,5	4,50	0,077	0,12	1	0,12
10	0,5	4,75	0,047	0,07	1	0,07
11	0,5	5,00	0,028	0,04	1	0,04
12	0,5	5,50	0,05	0,08	1	0,08
13	0,5	6,00	0,541	0,93	1	0,93
14	0,5	6,50	0,449	0,77	3	2,30
15	0,5	7,00	0,371	0,63	3	1,89
16	0,5	7,50	0,738	1,27	1	1,27
17	0,5	8,00	0,275	0,47	1	0,47
18	1	9,00	0,114	0,19	1	0,19
19	1	10,00	0,091	0,15	1	0,15
20	1	11,00	0,386	0,66	1	0,66
21	1	12,00	0,544	0,93	1	0,93
22	1	13,00	0,397	0,68	1	0,68
23	1	14,00	0,234	0,39	1	0,39
24	1	15,00	0,222	0,37	1	0,37
25	1	16,00	0,264	0,45	1	0,45
26	1	17,00	0,341	0,58	1	0,58
27	1	18,00	0,333	0,57	1	0,57
28	1	19,00	0,244	0,41	1	0,41
29	1	20,00	0,215	0,36	1	0,36
30	1	21,00	0,198	0,33	1	0,33
31	2	23,00	0,322	0,55	1	0,55
32	2	25,00	0,18	0,30	1	0,30
33	2	27,00	0,173	0,29	1	0,29
34	2	29,00	0,183	0,31	1	0,31
35	2	31,00	0,14	0,23	1	0,23
36	2	33,00	0,148	0,25	1	0,25
37	2	35,00	0,119	0,20	1	0,20
38	2	37,00	0,114	0,19	1	0,19
39	2	39,00	0,098	0,16	1	0,16
40	2	41,00	0,091	0,15	1	0,15
41	4	45,00	0,066	0,10	1	0,10
42	6	51,00	0,062	0,10	1	0,10
43	4	55,00	0,05	0,08	1	0,08
44	4	59,00	0,04	0,06	1	0,06

A.2 : Exemple de résultat de traçage avec des chicanes (Q=12 L/min, H=16 cm)

Détails de traçage en utilisant Rhodamine

Débit(L/min)	Hauteur(cm)	Volume d'eau (L)	Tt théorique(min)	4xTt
12,0	16,0	238,5	19,9	79,5

# cellule	Intervalle(min)	Temps(min)	Abs(656nm)	Conc.	Facteur	Conc final
1	0	0,00	0,00	0,00	1	0,00
2	0,25	2,00	0,00	0,00	1	0,00
3	0,25	2,25	0,00	0,00	1	0,00
4	0,25	2,50	0,00	0,00	1	0,00
5	0,25	2,75	0,00	0,00	1	0,00
6	0,25	3,25	0,08	0,16	1	0,16
7	0,25	3,50	0,10	0,21	1	0,21
8	0,25	4,00	0,21	0,43	1	0,43
9	0,25	4,25	0,36	0,73	1	0,73
10	0,25	4,50	0,91	1,85	1	1,85
11	0,25	4,75	0,618	1,26	1	1,26
12	0,5	5,25	0,975	1,99	1	1,99
13	0,5	5,75	0,648	1,32	1	1,32
14	0,5	6,25	0,684	1,39	3	4,18
15	0,5	6,75	0,535	1,09	3	3,27
16	0,5	7,25	0,448	0,91	1	0,91
17	0,5	7,75	0,419	0,85	1	0,85
18	0,5	8,25	0,382	0,78	1	0,78
19	0,5	8,75	0,343	0,70	1	0,70
20	0,5	9,25	0,413	0,84	1	0,84
21	1	10,25	0,411	0,84	1	0,84
22	1	11,25	0,407	0,83	1	0,83
23	1	12,25	0,324	0,66	1	0,66
24	1	13,25	0,385	0,78	1	0,78
25	1	14,25	0,313	0,64	1	0,64
26	1	15,25	0,337	0,69	1	0,69
27	1	16,25	0,416	0,85	1	0,85
28	1	17,25	0,248	0,50	1	0,50
29	1	18,25	0,263	0,54	1	0,54
30	1	19,25	0,313	0,64	1	0,64
31	1	20,25	0,288	0,59	1	0,59
32	2	22,25	0,229	0,47	1	0,47
33	2	24,25	0,243	0,49	1	0,49
34	2	26,25	0,247	0,50	1	0,50
35	2	28,25	0,206	0,42	1	0,42
36	2	30,25	0,169	0,34	1	0,34
37	2	32,25	0,215	0,44	1	0,44
38	2	34,25	0,153	0,31	1	0,31
39	2	36,25	0,128	0,26	1	0,26
40	2	38,25	0,161	0,33	1	0,33
41	2	40,25	0,133	0,27	1	0,27
42	2	42,25	0,116	0,24	1	0,24
43	2	44,25	0,093	0,19	1	0,19
44	2	46,25	0,107	0,22	1	0,22
45	2	48,25	0,111	0,23	1	0,23
46	2	50,25	0,101	0,21	1	0,21
47	3	53,25	0,075	0,15	1	0,15
48	3	56,25	0,07	0,14	1	0,14
49	3	59,25	0,069	0,14	1	0,14
50		62,00	0,105	0,21	1	0,21

A.3 : Exemple de donnée de modèle de compartiments multiples avec quatre compartiments

Modèle de quatre compartiments									
Echelle	1/40								
Hauteur(cm)	14								
Vtot	VA	VB	VC	VD	Qin	Qout	Ti		
Volume%	5	60	10	25	QAB	QBC	QBD		
208.7	10.43	125.19	20.87	52.16	12	12	7		

Cbt+1	Cct+1	Cdt+1	Cet+1	Cbt	Cct	Cdt	Cet	Cdi
Qbc	-2Vc/dt-Qout	0	0	QBC	2Vc/dt-Qout	0		0
Qbd	0	-2Vd/dt-Qbd	0	Qbd	0	2Vd/dt-Qbd	0	QBD
-2Vb/dt-Qbd-Qbc	0	Qba	Qba	Qba	2Vb/dt-QBD-QBC	0		0
12,000	-85.462	0	0,000	0,000	12,000	71.462		0
7,000	0,000	-215.656	0,000	0,000	7,000	0,000	201.656	
-519.774	0,000	7,000	12,000	12,000	481.774	0,000	7,000	

1	0	-0.0202	-0.0202	-0.9238	0.0000	-0.0358
0	1	-0.0010	-0.0010	-0.9022	-0.9042	-0.0017
0	0	-0.0023	-0.0023	-0.2150	0.0000	-0.7805

T (min)	dt(min)	Cin(mg/L)	Qin(L/min)	Qout(L/min)	CA(mg/L)	CB(mg/L)	CC(mg/L)
0	0.5	1	12	12	0.00	0.00	0.00
0.5	0.5	1	12	12	0.45	0.01	0.00
1	0.5	1	12	12	0.69	0.03	0.01
1.5	0.5	1	12	12	0.83	0.06	0.02
2	0.5	1	12	12	0.91	0.09	0.03
2.5	0.5	1	12	12	0.95	0.12	0.05
3	0.5	1	12	12	0.97	0.15	0.07
3.5	0.5	1	12	12	0.98	0.18	0.10
4	0.5	1	12	12	0.99	0.21	0.12
4.5	0.5	1	12	12	1.00	0.23	0.15
5	0.5	1	12	12	1.00	0.26	0.17
5.5	0.5	1	12	12	1.00	0.28	0.20
6	0.5	1	12	12	1.00	0.30	0.22
6.5	0.5	1	12	12	1.00	0.32	0.24
7	0.5	1	12	12	1.00	0.34	0.27
7.5	0.5	1	12	12	1.00	0.36	0.29
8	0.5	1	12	12	1.00	0.38	0.31
8.5	0.5	1	12	12	1.00	0.40	0.33
9	0.5	1	12	12	1.00	0.41	0.35
9.5	0.5	1	12	12	1.00	0.43	0.37
10	0.5	1	12	12	1.00	0.44	0.38