

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR
ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE MENTOURI-CONSTANTINE
FACULTE DES SCIENCES EXACTES
DEPARTEMENT DE CHIMIE

N° d'ordre :
Série :

MEMOIRE

PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE :

MAGISTER en CHIMIE

Option : CHIMIE ANALYTIQUE ET PHYSIQUE

***Modélisation par la méthode numérique de la dynamique
des fluides du procédé de désinfection des eaux par les
rayonnements ultraviolets (UV)***

Par

Hayet MILOUS

Devant le jury :

Président	: MR. A.ZERTAL	Professeur	Université Mentouri-Constantine
Rapporteur	: M ^{me} W. KAABAR	Professeur	Université Mentouri Constantine
Examineur	: M ^{me} . C. BOUKHALFA	M. Conférence	Université Mentouri-Constantine
Examineur	: MR. L. BAHY	Professeur	Université Mentouri Constantine

Soutenu le 16/06/ 2011

Remerciements

Mes premiers remerciements s'adressent à dieu, qui m'a donné la force, et le courage afin d'élaborer ce mémoire.

*J'aime bien remercier Madame **W. KAABAR** professeur à l'université Mentouri - Constantine qui a proposé et dirigé ce travail de m'avoir encadré, orienté et encouragé et aussi pour ses qualités humaines.*

*J'exprime ma gratitude à Monsieur **A.ZERTAL** Professeur à l'Université de Constantine, pour avoir assuré la présidence de mon jury de thèse.*

*Je tiens également à remercier le professeur **L. BAH** et Madame **C. BOUKHALFA** Maître de conférences à l'Université de Constantine pour l'intérêt qu'ils ont porté à mon travail en acceptant de l'examiner.*

Enfin, je suis redevable à mes parents, à qui les mots ne suffisent guère, à toute ma Famille et mes amis, que chacun se sente ici vivement remercié.

Hayet Milous

SOMMAIRE

Introduction générale	1
<i>Chapitre I : Introduction à la désinfection des eaux</i>	
I.1. Introduction	4
I.2. La désinfection des eaux usées et les différents procédés appliqués	4
I.1.1. La chloration.....	5
I.1.2. L'ozonation.....	8
I.1.3. Les ultraviolets	10
I.3. Comparaison de différents procédés de désinfection	11
<i>Chapitre II : Technologie de la désinfection des eaux par rayonnement ultraviolet</i>	
II.1. Introduction	13
II.2. Nature du rayonnement ultraviolet	13
II.3. Les sources des ultraviolets	14
II.4. Les réacteurs de désinfection par l'UV	14
II.4.1. Production du rayonnement UV	14
a. Lampes basse pression	15
b. Lampes moyenne et haute pression.....	16
II.4.2. Les modules d'alimentation.....	17
II.5. Mode d'action des ultraviolets sur les microorganismes	18
II.6. Résistance des micro-organismes aux rayonnements UV.....	20
a. Les bactéries.....	20
b. Les virus	20
c. Spores et kystes de protozoaires.....	20
d. Les différences de sensibilité des micro-organismes.....	20
II.7. Paramètres influençant l'efficacité de la désinfection.....	21
II.7.1. Le temps d'exposition	21
II.7.2. L'intensité UV émise par les lampes	22
II.7.3. Paramètres de qualité de l'effluent	22
a. Les matières en suspension.....	22

b. Transmission UV	22
c. La turbidité.....	23
II.7.4. L'effet de l'âge des lampes.....	23
II.7.5. L'encrassement des lampes	24
II.7.6. Reviviscence des micro-organismes	25
▪ La photoréactivation.....	25
▪ Réparation à l'obscurité.....	27
II.8. Cinétique de réduction par rayonnement UV.....	27
II.8.1 Modèle de Chick-Watson	27
II.8.2 Modèle de Scheible	28
II.8.3 Modèle de Collins et Selleck	29
II.9 Détermination de l'efficacité des réacteurs UV.....	30
a. Définition de la Dose	30
b. Classification des systèmes de désinfection des eaux par UV.....	30
II.10 Méthodes de mesure de l'intensité UV	31
a. Les radiomètres	31
b. L'actinométrie.....	32
c. La bio-dosimétrie	34
d. Billes fluorescentes.....	34

Chapitre III : Modélisation des systèmes de la désinfection des eaux par UV

III.1. Introduction	35
III.2. La formulation mathématique	35
III.2.1. La Théorie de la désinfection par UV.....	35
III.2.2. Le model radiatif	36
III.2.2.1. Notions optiques	36
III.2.2.2 Modélisation du rayonnement	39
a. Equation du Transfert radiatif (ETR)	39
b. Résolution de l'équation du transfert radiatif (ETR) par la méthode des ordonnées discrètes (OD).....	39
III.2.3. Le model hydrodynamique	41
III.2.3.1. Généralités sur les écoulements.....	41
III.2.3.2. Modélisation de la turbulence	42

III.2.3.3. Description du Modèle k-ε standard.....	43
III.3 La formulation numérique.....	44
III.3.1 Introduction à la CFD.....	44
III.3.2 Présentation du logiciel FLUENT.....	44
1. Préprocesseur.....	45
2. Solveur.....	45
3. Post-processeur.....	46
III.3.3 La résolution numérique par la méthode des volumes finis.....	46
1. Méthode de calcul.....	47
2. Schéma de discrétisation.....	47
3. Méthode de solution.....	48
4. L'algorithme de couplage vitesse-pression.....	49
5. La convergence.....	51
III.4 L'approche lagrangienne pour le calcul de la dose : "particle tracking".....	51
III.4.1 Équation fondamentale du mouvement des particules dans le fluide.....	51
III.4.2 Simulation de la dose.....	53

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.1. Introduction.....	54
IV.2. Modèle de réacteur UV à une lampe.....	54
IV.2.1 Géométrie.....	54
IV.2.2 Maillage.....	55
IV.2.3 Conditions aux limites.....	55
IV.2.4 Résultats.....	56
1. L'hydrodynamique.....	56
a. Champ de vitesse.....	56
b. Champ de turbulence.....	58
2. L'intensité.....	59
3. La dose reçue.....	60
4. Influence du débit d'entrée sur la désinfection.....	62
a. La vitesse.....	62
b. La dose.....	63
IV.3. Modèle de réacteur UV à deux lampes.....	66
IV.3.1 Maillage.....	67

IV.3.2 Conditions aux limites.....	67
IV.3.3 Résultats.....	68
c. L'intensité	68
d. La vitesse.....	68
e. La dose	68
IV.4. Modèle de réacteur UV à quatre lampes.....	71
IV.4.1 Maillage.....	71
IV.4.2 Conditions aux limites.....	71
IV.4.3 Résultats.....	72
IV.5. Effet de la disposition des lampes	76
IV.5.1 Maillage.....	77
IV.5.2 Conditions aux imites.....	78
IV.5.3 Résultats	78
IV.6 Conclusion	82
Conclusion générale	83
Références bibliographiques	85

Nomenclature :

A : surface (m^2).

a : coefficient d'absorption ($l \cdot mol^{-1} \cdot cm^{-1}$)

C_D : coefficient de traînée

Dose : dose du rayonnement reçue ($mW \cdot s/cm^2$, mJ/cm^2)

d_p : diamètre de la particule

g_x : accélération de la pesanteur selon l'axe x

I : intensité du flux ou du rayonnement UV (W/m^2)

k : énergie cinétique turbulente (m^2/s^2)

l : trajet optique de la cellule d'irradiation (cm)

n_0 : indice de réfraction

P : pression (Pa)

R: réflectance (loi de fresnell)

r_{\parallel} : amplitude du rayonnement parallèle.

r_{\perp} : amplitude du rayonnement perpendiculaire au plan d'incidence entre deux milieux

Re : nombre de Reynolds

Rep : nombre de Reynolds particulaire

R_{ij} : tenseur de Reynolds

S_{\emptyset} : terme source de \emptyset par unité de volume

T : température (K)

t : temps (s)

U : vitesse de l'écoulement (m/s)

$u(x,t)$: grandeur fluctuante de U(x,t)

$\bar{U}(x,t)$: grandeur moyenne dans le temps de U(x,t)

U_i : composante de la vitesse dans la direction i (m/s)

V : volume de la cellule (m^3)

Lettres grecques :

ρ_p : masse volumique de la particule (kg/m^3)

Γ_ϕ : coefficient de diffusion de ϕ

ε : taux de dissipation de l'énergie cinétique turbulente [m^2/s^3]

θ_1 et θ_2 : les angles de réfraction

μ : viscosité dynamique du fluide (kg/m.s)

ν : viscosité cinématique du fluide (m^2/s)

ρ : masse volumique (kg/m^3).

σ : constante de Stefan-Boltzmann = $5,67 \cdot 10^{-8} \text{ W.m}^{-2}.\text{K}^{-4}$

σ_s : coefficient de dispersion

Φ : flux lumineux (lumens)

ϕ et $\Delta\phi$ la valeur du scalaire dans la cellule et son gradient.

Ω : angle solide

Introduction générale

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Introduction

L'eau de la planète est présente naturellement sous diverses formes dans l'atmosphère, sur et sous la surface de la Terre, et dans les océans. L'eau douce ne constitue que 2,5% de l'eau de la planète et se présente essentiellement sous forme gelée dans les glaciers et les calottes glaciaires. Le reste de l'eau douce est principalement stocké dans les nappes phréatiques et seule une petite partie se trouve en surface et dans l'atmosphère. Moins de 1% de l'eau est disponible directement pour la consommation humaine : eau potable, agriculture, industrie, eau de source, transport....[1]

La crise grandissante de l'eau au niveau mondial menace la sécurité, la stabilité et la durabilité de l'environnement des nations. Les ressources en eau disponibles s'amenuisent en raison des activités humaines, notamment l'urbanisation, la croissance démographique et la pollution. En raison de l'augmentation des besoins et de la diminution des ressources en particulier dans les régions arides, une partie ou la totalité des eaux résiduaires peut être traitée afin d'être réutilisée.

La contrainte la plus importante pour la réutilisation des eaux résiduaires était le plus souvent le respect de la qualité microbiologique. Or l'eau usée véhicule des microorganismes pathogènes qui peuvent survivre après le traitement. La plupart de ces microorganismes (les bactéries, les protozoaires, les helminthes et les virus) affectent l'humain par ingestion de l'eau et les aliments contaminés. Les traitements complémentaires, au stade tertiaire, ont donc pour objectif principal la désinfection. L'eau brute, qu'elle soit souterraine ou de surface est aussi concernée par la désinfection pour être consommée sans danger. Les microorganismes peuvent y être présents à l'état naturel ou résulter d'une contamination en particulier par les matières fécales d'origine animale ou humaine.

L'éventail des techniques de désinfection est assez large. Le chlore est le désinfectant le plus courant. Mais la désinfection peut également s'effectuer avec l'ozone ou le brome, voire du dioxyde de chlore. Le lagunage naturel "tertiaire" assure la désinfection par l'exposition des microorganismes pathogènes au rayonnement solaire. Ces différents procédés présentent des avantages et des inconvénients, comme le risque de formation de composés toxiques lors du traitement par chloration, la complexité de l'utilisation de l'ozonation ou l'importance de la taille des lagunes de maturation.

La désinfection par rayonnement UV présente actuellement le meilleur rapport coût/performances ce qui explique le développement considérable de son utilisation, avec, en 1996, plus de 1000 installations de traitement tertiaires, des plus petites ($30\text{m}^3/\text{j}$) jusqu'aux plus grandes ($300\,000\text{ m}^3/\text{j}$) en Amérique du Nord et plus de 400 stations de traitement d'eau potable à travers le monde [1]. D'une manière plus importante, ce procédé ne laisse aucun produit chimique à l'eau, il ne produit aucun sous-produit, et il ne change pas le goût, le pH, ou d'autres propriétés de l'eau.

Le rendement de ce procédé est fonction de la dose effective du rayonnement qu'une population de micro-organismes peut recevoir lors de son passage dans un réacteur équipé d'une ou de plusieurs lampes UV. Cette dose reçue est le produit de l'intensité absorbée et du temps d'exposition.

La complexité des modèles d'écoulement et les différents aspects impliqués dans le procédé de désinfection par UV ont mené des concepteurs d'équipement à employer des facteurs de sûreté basés sur l'expérience pour s'assurer que le processus atteint ses objectifs exigés. Ceci signifie que cet équipement qui est installé est souvent plus grand et plus cher. Actuellement, la réduction des essais expérimentaux au profit de la simulation numérique devient de plus en plus fréquente afin de limiter les coûts de conception.

La CFD, l'acronyme anglais de « Computational Fluid Dynamics », consiste à étudier les mouvements d'un fluide, ou leurs effets, par résolution numérique des équations régissant le fluide. Dans le domaine de la recherche, cette approche est l'objet d'un effort important, car elle permet l'accès à toutes les informations instantanées (vitesse, pression, concentration) pour chaque point du domaine de calcul, pour un coût global généralement modique par rapport aux expériences correspondantes.

1. Objectif du travail

Le but de cette étude est de montrer l'efficacité et la fiabilité de la modélisation par la méthode CFD pour l'évaluation du processus de désinfection par rayonnement UV. La conception de différentes configurations du réacteur UV est réalisée en considérant l'hydrodynamique, l'intensité des lampes et la distribution de la dose. L'écoulement est modélisé par les équations différentielles, aux dérivées partielles de Navier-Stokes. Les équations modélisées sont

numériquement résolus par la méthode des volumes finis. L'intensité est modélisée par l'équation du transfert radiatif (ETR) et est résolue numériquement par la méthode des ordonnées discrètes (OD). Enfin la distribution de la dose est obtenue, en considérant les microorganismes autant que particules fines, le modèle de transport particulaire fondé sur l'approche lagrangienne « particle tracking » à été utilisé.

2. Contenu du mémoire

Quatre chapitres constituent le mémoire. Après une introduction générale sur l'objectif du travail effectué, le premier chapitre présente les différentes techniques de désinfection en comparant leurs coûts et performances. Ensuite la technique de désinfection par rayonnement UV en présentant son principe de fonctionnement et les différents paramètres qui interviennent et peuvent influencer son rendement a été détaillée dans le deuxième chapitre.

Le troisième chapitre expose en premier lieu les formulations mathématiques des phénomènes régissant la désinfection : le modèle radiatif avec des rappels sur les notions optiques et les différentes méthodes de mesure de l'intensité, le model hydrodynamique a été abordé, ainsi que les équations impliquées. Ensuite les formulations numériques en présentant le code de calcul Fluent. Enfin du chapitre un aperçu sur la méthode appelé « particle tracking » et les UDFs (Used Defined Functions) utilisées dans le calcul de la dose ont été présentées. Le dernier chapitre comprend les résultats de notre étude, les discussions et la conclusion.

Chapitre I
Introduction à la
désinfection des eaux

I.1. Introduction

Toutes les eaux de la nature ne sont pas bonnes à boire. Même une eau d'apparence limpide transporte en son sein toutes sortes de substances inertes et vivantes, dont certaines peuvent être nocives pour l'organisme humain. L'eau est ainsi le vecteur de transmission privilégié de nombreuses maladies.

La majeure partie des microorganismes pathogènes sont éliminés par les techniques de traitement de l'eau, tels que la coagulation, la floculation, la décantation et la filtration. Le traitement de l'eau décrit un processus utilisé pour rendre l'eau plus acceptable pour une utilisation finale spécifique. Cela inclut l'utilisation de l'eau en tant qu'élément de processus médical, industriels... et également l'eau potable. Le facteur commun de tous les processus de traitement de l'eau est d'enlever les contaminants existants dans l'eau, afin d'améliorer la qualité de l'eau avant usage. Pour avoir une eau encore plus saine; une désinfection est donc impérative, et la mise en œuvre des techniques de désinfection efficaces s'avère obligatoire.

I.2. La désinfection des eaux et les différents procédés appliqués

Un désinfectant est un produit chimique ou physique qui tue ou inactive des microorganismes tels que les bactéries, les virus et les protozoaires. Le but de la désinfection donc est d'éliminer les microorganismes pathogènes présents dans l'eau afin d'empêcher le développement de maladies hydriques.

Il existe plusieurs moyens pour désinfecter les eaux, mais, en pratique, les seuls couramment utilisés aujourd'hui sont la chloration, l'ozonation (désinfectants chimiques) et le rayonnement ultraviolet (désinfectant physique). Le choix d'un procédé de désinfection se fait normalement en considérant les contraintes techniques, économiques et environnementales qu'il présente. En ce sens, le mode de désinfection idéal est celui qui regroupe les caractéristiques suivantes :

- efficacité pour la plupart des micro-organismes pathogènes;
- absence de sous-produits indésirables formés à la suite de son utilisation;
- produit non dangereux pour les humains et pour la vie aquatique;
- facilité d'utilisation ;
- faibles coûts d'investissement et d'exploitation.

I.2.1 La chloration

La chloration est une méthode qui a été utilisée il y a plusieurs siècles et elle est encore le procédé de désinfection le plus répandu pour le traitement final de l'eau destinée à la consommation humaine.

Le chlore est un agent oxydant fort qui réagit facilement avec plusieurs substances organiques et inorganiques trouvées dans les eaux. Il est particulièrement efficace pour détruire les microorganismes pathogènes, à condition d'assurer un temps de contact suffisant. Cependant, aux doses habituelles il demeure inefficace contre les kystes amibiens et les œufs de certains parasites intestinaux.

Le système de désinfection par chloration est simple (figure 1.1), il consiste à l'injection du chlore dans l'eau avec une pompe, et l'on attend que le chlore agisse. Pour permettre d'évaluer l'efficacité de la désinfection il a été défini le critère CT, avec :

- C = concentration résiduelle en désinfectant (mg/l) ;
- T = temps réel de contact entre le désinfectant et les micro-organismes, exprimé en minutes.

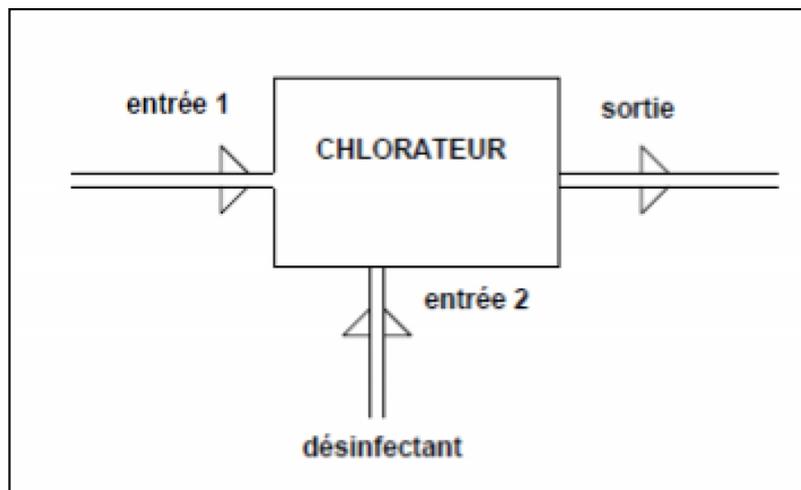


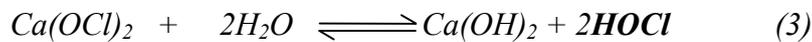
Figure 1.1 Système de chloration de l'eau

Le chlore est utilisé sous les formes suivantes : chlore gazeux, hypochlorite de sodium (eau de javel) ou bioxyde de chlore.

Le chlore gazeux (Cl_2) se dissout rapidement et un équilibre s'établit avec l'acide hypochloreux ($HOCl$), selon l'équation chimique suivante (1) :



L'ajout de $NaOCl$ et de $Ca(OCl)_2$ à l'eau produit le même oxydant essentiel, le $HOCl$, d'après les réactions chimiques (2) et (3) ci-dessous [2], mais donne des réactions secondaires et des produits différents :



Le $HOCl$ se dissocie ensuite en anion hypochlorite (OCl^-), selon l'équation chimique (4) :



L'acide hypochloreux ($HOCl$) est un désinfectant beaucoup plus effectif que l'ion hypochlorite (OCl^-), et ce fait pourrait être en rapport avec l'absence de charge dans la molécule d'acide hypochloreux [3].

Etant donné qu'il s'agit d'une molécule neutre, il lui serait plus facile de pénétrer la paroi bactérienne avec le résultat d'une activité bactéricide (figure 1.2) .

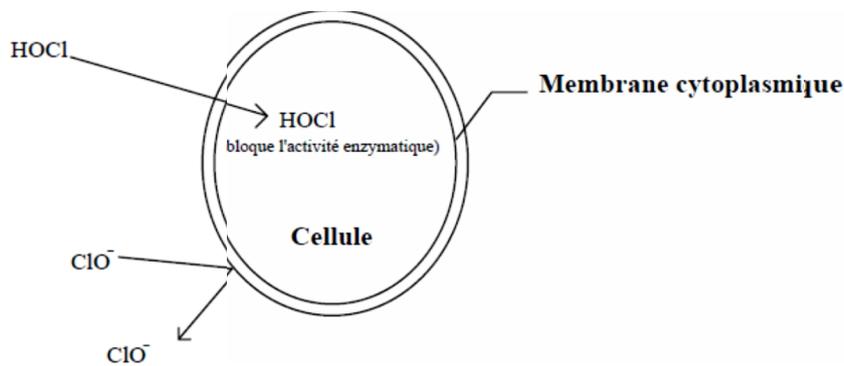


Figure 1.2 L'action bactéricide de l'acide hypochloreux $HOCl$ [3]

La proportion des deux composés (HOCl et OCl^-) dépend essentiellement de la valeur du pH et de la température de l'eau, comme l'indique la figure 1.3.

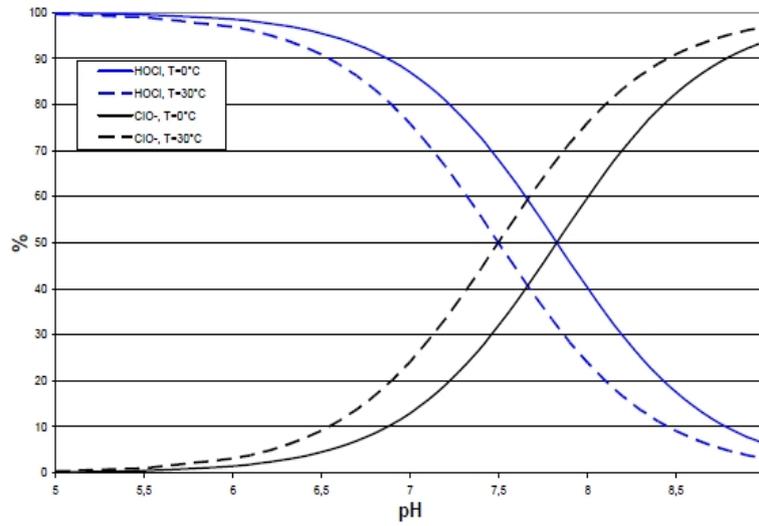


Figure 1.3 La distribution des espèces en fonction du pH

On voit clairement dans le graphique qu'entre pH 6 et pH 9 les deux espèces coexistent, tandis qu'à pH inférieurs à 6 et supérieurs à 9 on considère l'existence d'une seule espèce. Quand la valeur de pH égal au pKa de l'acide hypochloreux ($\text{pKa} = 7.5$), on observe que les concentrations de HClO et ClO^- sont égales, ce qui est facilement déductible de l'expression antérieure.

La manipulation du chlore, notamment sous forme gazeuse, nécessite d'importantes mesures de protection pour le personnel de la station d'épuration et représente un risque pour la sécurité publique lors du transport. Le traitement tertiaire des eaux usées au chlore peut avoir un impact significatif sur la vie aquatique à cause de la toxicité, aiguë et chronique du chlore résiduel.

De plus, le chlore réagit avec certaines matières organiques contenues dans les eaux usées, même traitées, pour former des sous-produits organochlorés, dont certains sont potentiellement cancérigènes [4].

Au plan économique, il s'agit d'une technologie dont les coûts sont les plus faibles parmi toutes les techniques éprouvées [5, 7].

I.2.2 L'ozonation

Depuis la découverte de son pouvoir oxydant germicide dans l'eau et le traitement des eaux usées [6,8], l'ozone est souvent décrit comme solution alternative au chlore pour la désinfection de l'eau.

L'ozone (O_3) est une forme très instable et réactive de l'oxygène. C'est un gaz bleuté et odorant, qui se forme naturellement dans la stratosphère sous l'action du rayonnement ultraviolet, émis par le soleil, sur les molécules d'oxygène. Il est généré artificiellement par décharge électrique dans de l'air, de l'oxygène, ou un mélange des deux. L'opération consiste à transformer l'oxygène sous forme « O_2 » en oxygène sous forme « O_3 ».

Le pouvoir oxydant puissant de l'ozone est dû à la grande réactivité de l'oxygène avec diverses substances, dont les composés organiques [9]. L'ozone agit principalement sur la guanine et la thymine des acides nucléiques [10, 11]. La mort des microorganismes est rapide et souvent attribuée aux changements de la perméabilité cellulaire suivis d'une lyse cellulaire.

L'ozonation ne nécessite aucun transport de produits chimiques et est plus sécuritaire pour le personnel de la station d'épuration que la chloration. Les inconvénients de l'ozonation des eaux sont essentiellement d'ordre économique, le procédé entraîne des coûts élevés d'investissement et d'exploitation.

La figure 1.4 montre les principaux composants d'un système d'ozonisation. L'oxygène est injecté filtré et desséché, ensuite une puissante décharge électrique sépare les molécules d' O_2 . Ces dernières se recomposent en O_3 . L'ozone, ainsi formé est injecté sous forme de bulles d'air à la base de bassins où circule l'eau. Au contact de l'ozone, les bactéries sont détruites et les virus deviennent inactifs.

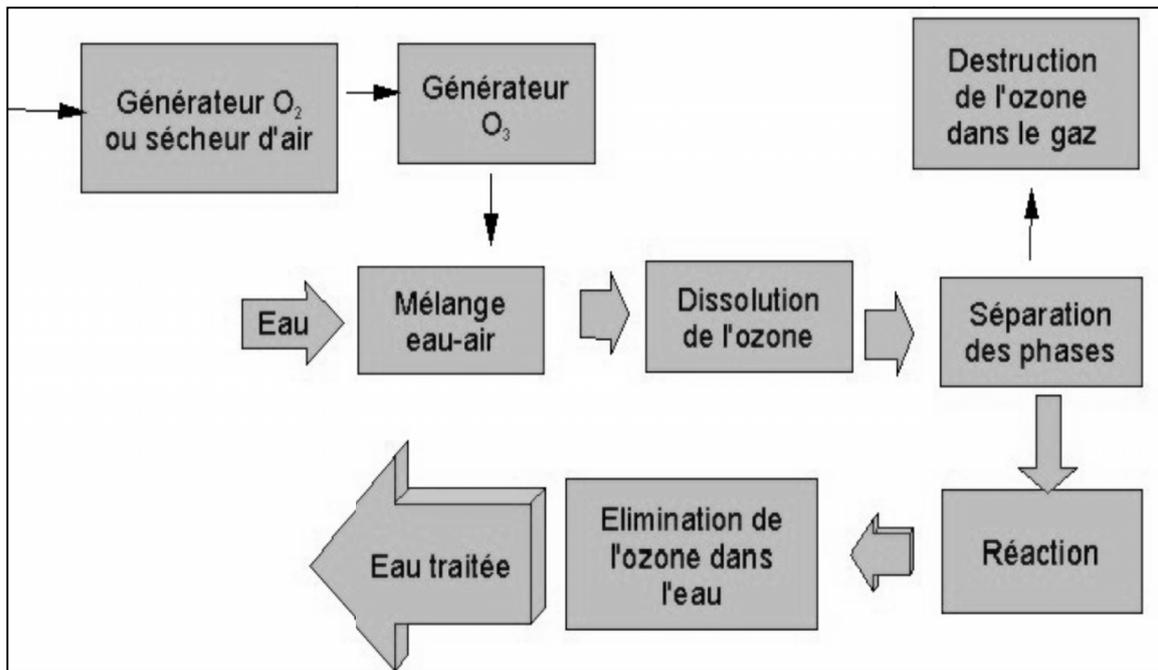


Figure 1.4 Les principaux composants d'un système d'ozonisation de l'eau

Sur le plan environnemental, l'ozonation des eaux usées constitue une solution avantageuse car la matière organique est oxydée à l'ozone plutôt qu'au chlore, ce qui prévient ainsi la formation de produits organochlorés. Son usage implique cependant la formation de sous-produits pas toujours connus, par exemple la présence de bromure favorise la formation de bromates cancérogènes [12].

Aussi, même si l'ozone résiduel est très toxique pour la vie aquatique, il est rarement trouvé en quantité significative après le traitement tertiaire des eaux usées car l'ozone résiduel réagit très rapidement avec les différentes substances contenues dans les eaux.

De toute façon, parce qu'il est instable, l'ozone résiduel est rapidement détruit. L'ozonation est donc une solution de traitement tertiaire des eaux usées intéressante, mais ses coûts la rendent généralement peu attrayante [13].

I.2.3 Les ultraviolets

Le procédé de désinfection par UV est basé sur un principe purement physique. Il consiste à faire passer les eaux usées dans un appareil dans lequel sont placées des lampes à vapeur de mercure qui émettent des rayons UV. Ces rayons irradient les cellules vivantes contenues dans le liquide traversant l'appareil.

L'utilisation de l'appareil est simple, il est facilement adaptable sur les systèmes hydrauliques déjà en place, son entretien est réduit et son coût de fonctionnement est relativement bas.

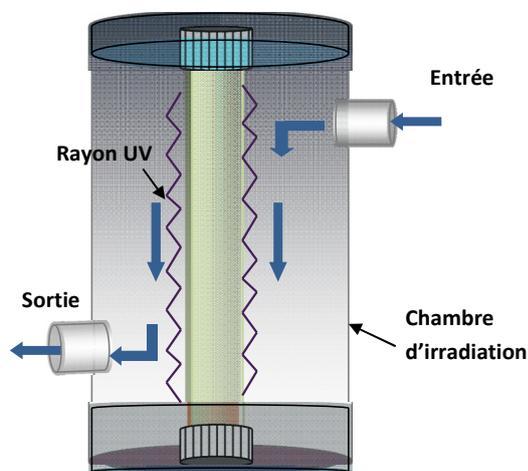


Figure 1.5 Schéma élémentaire d'une unité de traitement UV

Les principaux avantages de cette technologie sont l'absence de formation de produits secondaires indésirables, de même que la simplicité et la sécurité d'exploitation comparativement aux méthodes chimiques.

I.3 Comparaison de différents procédés de désinfection

Tableau 1.1 comparatif des principaux modes de désinfection des eaux usées(1)

CONSIDERATIONS	CHLORATION	OZONATION	RAYONNEMENT ULTRAVIOLET
Inactivation bactérienne	bonne	bonne	bonne
Inactivation virale	faible	bonne	bonne
Réactivation possible	oui	non	oui
Toxicité pour la vie aquatique	élevée	faible	non
Formation de produits secondaires nuisibles	oui	faible	non
Corrosif	oui	oui	non
Risque pour la sécurité publique	oui	non	non
Risque pour le personnel exploitant	élevé	modéré	faible
Transport requis	modéré	non	non
Complexité de la technologie	modéré	élevée	faible
Facilité de contrôle du procédé	bien connue	en développement	en développement
Fiabilité des équipements	bonne	passable	bonne
Applicable à quelles stations d'épuration	toutes les tailles	grosses stations	petites et moyennes (de plus en plus pour les grosses)
Niveau de prétraitement requis	aucun(2)	secondaire	secondaires (projets en cours pour primaires)
Entretien requis	minime	élevé	variable
Coûts totaux	faibles	élevés	modérés

(1): Adaptation d'un tableau tiré de RUDD, T. et L.M. HOPKINDON (1989) [14].

(2): Le risque de toxicité et la formation de produits secondaires nuisibles augmentent toutefois avec la contamination de l'eau usée.

On peut retirer d'après le tableau ci-dessus les conclusions suivantes :

- La chloration présente, malgré son coût de fonctionnement faible, de trop grands risques pour l'environnement. De plus, elle ne garantit pas une désinfection virale efficace.
- L'ozonation est le traitement qui présente le plus des inconvénients financiers et techniques, malgré ses performances très élevées.
- La désinfection par UV présente le plus d'avantages surtout si elle est associée à une filtration préalable qui optimisera ses performances. C'est la technique la plus utilisée actuellement en Amérique du nord et dans de nombreux pays méditerranéens.

Chapitre II

*La technologie de la désinfection
des eaux par rayonnement
ultraviolet*

II.1. Introduction

L'effet germicide de l'énergie radiative du soleil a été rapporté pour la première fois par Downs et Blunt en 1878. Les premières tentatives expérimentales d'employer les rayons ultraviolets (UV) pour désinfecter l'eau ont été faites à Marseille, France en 1910. Entre 1916 et 1926, l'UV a été utilisé aux Etats-Unis pour la désinfection de l'eau potable et employé sur des bateaux pour fournir l'eau potable. De nombreux appareils destinés à la stérilisation des eaux au moyen de lampes à vapeur de mercure apparurent ; toutefois, leur faible émission de radiations germicides conduisait à une forte consommation d'énergie et n'a pas permis à ce procédé d'être exploité industriellement. Au début des années 1970, les nouvelles techniques redonnent aux générateurs d'ultraviolets leurs chances, principalement dans le domaine du traitement tertiaire des effluents de stations d'épuration. Aujourd'hui, les lampes UV sont parfaitement au point et permettent une efficacité parfaite pour une consommation d'énergie très faible.

II.2. Nature du rayonnement ultraviolet

Le rayonnement ultraviolet (UV) fait partie du spectre d'onde électromagnétique. Il se situe entre les rayons X et le violet du spectre visible, dans la gamme des longueurs d'ondes comprises entre 100 et 400 nm. Le spectre se divise en 4 bandes :

- UV A à 315 nm : pigmentation de la peau
- UV B à 280 nm : production de la vitamine D antirachitique
- UV C de 280 à 200 nm : cette région du spectre est utilisée pour son pouvoir microbicide, avec une action germicide maximale à 253,7 nm.
- UV < 200 nm : les rayonnements de cette partie du spectre UV induisent la production d'ozone à partir d'oxygène et sont absorbés par la plupart des substances

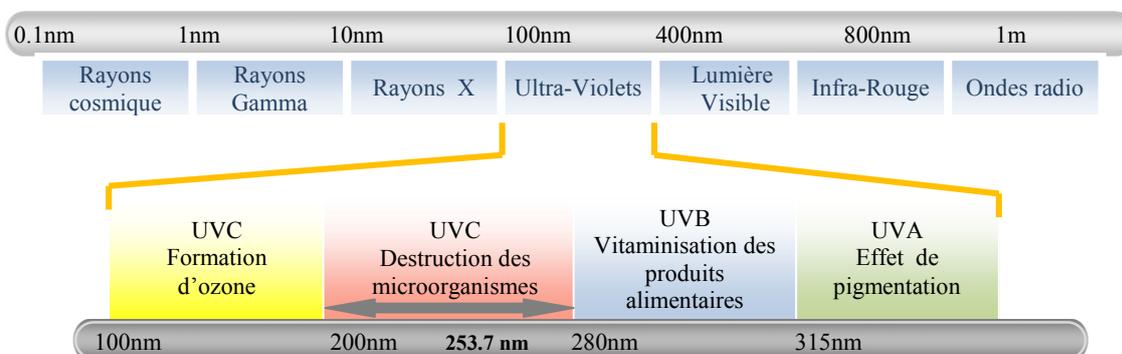


Figure 2.1. Spectre des rayonnements UV [13]

II.3. Les sources des ultraviolets

La lumière du soleil constitue la principale source naturelle de rayonnement ultraviolet. Près de 5 % de l'énergie du soleil est émise sous forme de rayonnement UV. Toutefois, en raison de l'absorption des UV par la couche d'ozone de l'atmosphère, 99 % de la lumière UV qui atteint la surface de la Terre appartient à la gamme des UV-A. L'application pratique des ultraviolets dans le domaine de la désinfection dépend des sources artificielles.

II.4. Les réacteurs de désinfection par UV

Les réacteurs de désinfection des eaux par rayonnement UV sont constitués essentiellement d'un canal ou d'une conduite fermée, les lampes UV, les gaines de quartz, les modules d'alimentation électrique et les différents capteurs pour le contrôle de la transmittance de l'eau, sa température et de la mesure de l'intensité UV dans le réacteur (figure 2.2).

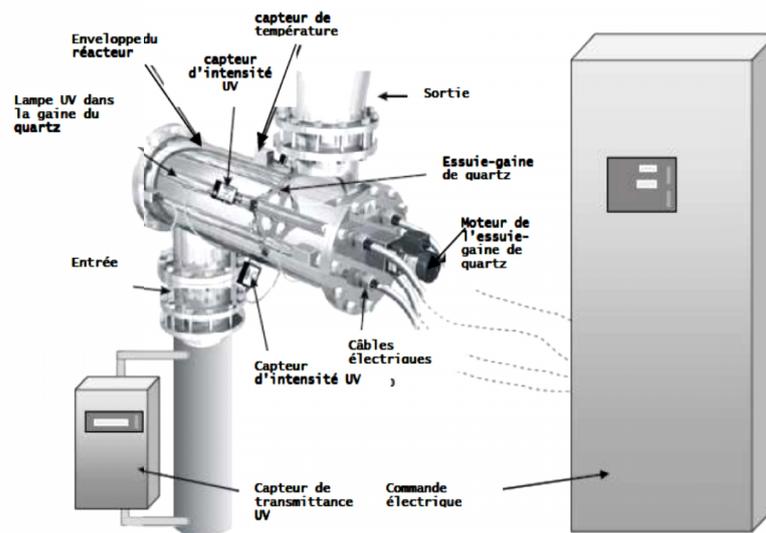


Figure 2.2 Exemple des différents composants d'un réacteur de désinfection des eaux par rayonnement UV [13]

II.4.1. Production du rayonnement UV

La lumière UV peut être générée grâce à des lampes à vapeur de mercure. Il s'agit de lampes à arc électrique qui provoque l'excitation des atomes de mercure, puis l'émission de radiations par retour à leur état fondamental. Le spectre d'émission des lampes dépend de la pression de mercure dans les lampes.

Une lampe à vapeur de mercure se compose de : un tube en quartz-silice pur (de 20 à 25 mm de diamètre), un gaz inerte, deux électrodes et isolateurs pour la suspension (figure 2.3). Le quartz constitue le seul matériau laissant passer les rayons UV tout en résistant à de hautes températures de 600 à 800 degrés Celsius. Les électrodes sont des tiges en tungstène couvertes de thorium, entourées d'un fil en tungstène. La température de l'arc peut atteindre 3000 degrés Celsius.

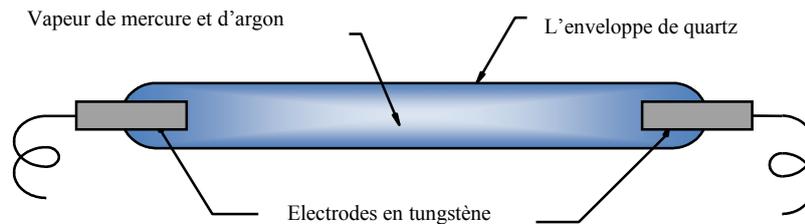


Figure 2.3 Composition d'une lampe UV

Deux types de lampes sont principalement utilisés en désinfection d'eau potable, les lampes basse pression et celles moyenne et haute pression.

a. Lampes basse pression

Les lampes à vapeur de mercure basse pression émettent une lumière quasi-monochromatique à 254 nm, qui correspond à la bande optimale de l'effet germicide. Elles se présentent sous la forme de longs tubes de 1,5 à 2 cm de diamètre. Les longueurs standard sont de 91,4 et 162,6 cm pour des longueurs d'arc respectives de 76,2 et 147,3 cm. Les lampes sont généralement insérées à l'intérieur d'une gaine de quartz ce qui permet de les immerger directement dans l'eau à traiter et empêcher le dépôt des particules transportées par l'eau directement sur la lampe, ce qui peut altérer considérablement le rendement et complique les opérations d'entretien et de maintenance. Le quartz transmet jusqu'à 90% de la radiation provenant de la lampe. L'intensité transmise est également dépendante du voltage, de la température autour de la lampe, de son âge et de son degré d'encrassement [13, 15]. Les lampes à vapeur de mercure sont très sensibles aux variations de température ; l'optimal se situerait autour de 50°C. La température influence la pression qui peut être maintenue au niveau de la lampe.

Une trop basse température provoque une chute de pression, les atomes de mercure s'en trouvent moins comprimés et donc plus difficilement excitables, d'où diminution de la quantité électrique transformée. En cas d'augmentation de la température la pression augmente, le cas des lampes moyenne pression, l'excitation des électrons des atomes de mercure sera très grande mais l'énergie lumineuse sera libérée dans un spectre beaucoup plus étendu que 254 nm (Figure 2.4).

b. Lampes moyenne et haute pression

Quand la pression augmente, l'intensité lumineuse est augmentée mais le spectre de dispersion de la lumière générée n'est pas limité à la zone germicide : il s'étend jusque dans le visible. L'énergie perdue par la production de chaleur est beaucoup plus grande pour les lampes moyenne pression que pour les lampes basse pression mais moins de lampes sont requises pour fournir une dose donnée vu la très haute intensité de la décharge. Les lampes à moyenne pression sont utilisées pour des stations à gros débit et coûtent beaucoup plus cher que celles à basse pression.

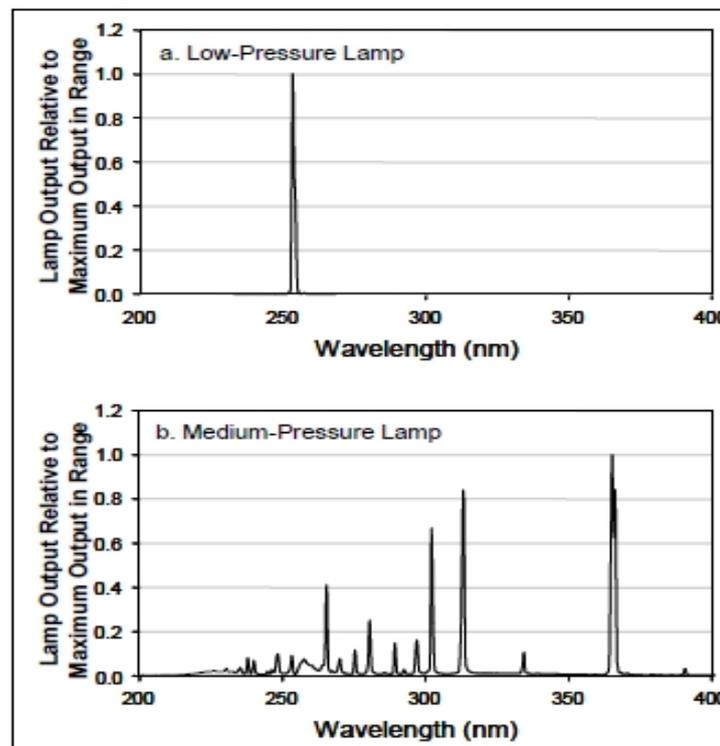


Figure 2.4 Spectres d'émission relatifs des lampes à basse pression et à moyenne pression [16]

II.4.2. Les modules d'alimentation

Ils fournissent la tension électrique nécessaire à l'allumage et maintiennent la stabilité du courant électrique, le taux de conversion de la puissance électrique en puissance germicide varie de 10 à 38 % en fonction du type des lampes utilisées (Tableau 2.1). Les intensités à mettre en œuvre pour assurer la désinfection des eaux résiduaires sont de l'ordre de 100 mW par cm² pour un temps de contact de 10 à 20 secondes.

Pour assurer une désinfection satisfaisante en permanence, l'appareil doit fournir une dose de rayonnement UV minimale de 16 mW/cm² au point le plus éloigné de la chambre de contact quel que soit le débit entrant et la qualité de l'eau à désinfecter [17].

Tableau 2.1 Caractéristiques des lampes à vapeur de mercure (d'après USEPA, 2006 [13])

Caractéristiques des lampes	Lampe à vapeur de mercure à basse pression	Lampe à vapeur de mercure moyenne pression
Longueur d'onde d'émission	Monochromatique à 254 nm	Polychromatique
Durée de vie	8000 à 10000 h	4000 à 8000 h
Puissance disponible	15 à 200 W	0,4 à 7 KW
Température de fonctionnement	40 °C	600 à 900 °C
Taux de conversion (P_{germicide}/P_{électrique})	35 à 38 %	10 à 20 %

On peut rencontrer deux types de réacteurs :

- les réacteurs fermés sous pression, ils sont utilisés essentiellement pour la potabilisation des eaux, (figure 2.5- a).
- les réacteurs ouverts appelés aussi canaux ouverts, ils sont utilisés pour la désinfection des eaux usées : les lampes y sont regroupées par modules avec un alignement vertical. Les lampes sont immergées et un dispositif de maintien du niveau d'eau au-dessus des lampes est nécessaire (figure 2.5- b).

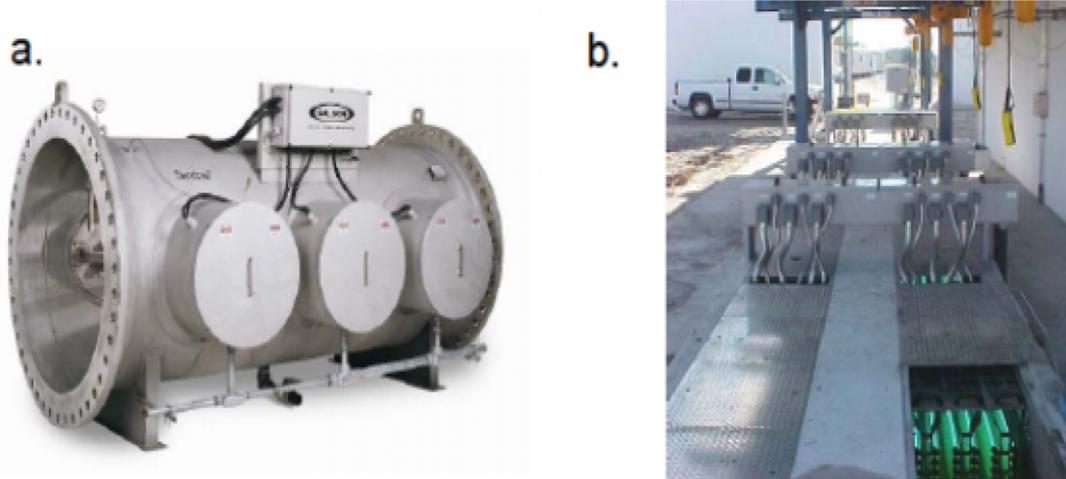


Figure 2.5 Réacteur fermé (a) et réacteur ouvert (b) pour le traitement des eaux par rayonnement UV [13]

II.5. Mode d'action des ultraviolets sur les microorganismes

La lumière ultraviolette tue toutes les espèces de microorganismes à cause de sa courte longueur d'onde et son énergie élevée. Les UV les plus létaux ont une longueur d'onde de 260nm, la longueur d'onde la plus absorbée par l'ADN.

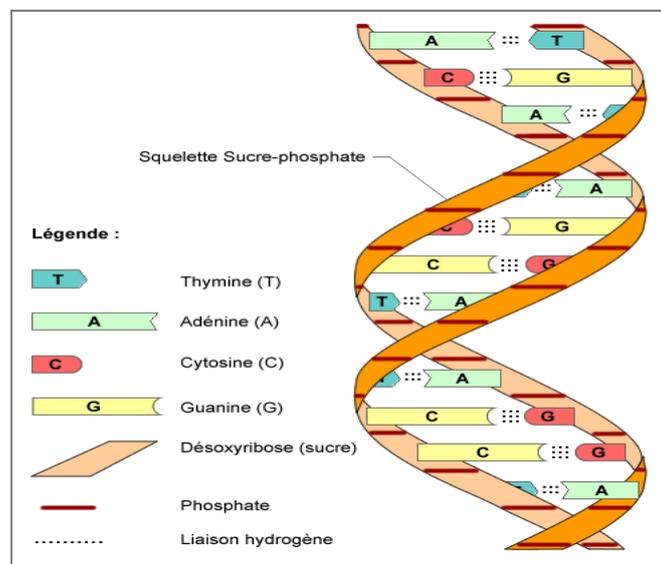


Figure 2.6 Structure de l'ADN

Plus particulièrement, ce sont les nucléotides, éléments constitutifs des acides nucléiques qui absorbent le rayonnement, soit les bases puriques (adénine (A) et guanine (G)) et les bases pyrimidiques (thymine (T) et cytosine (C)). Le spectre d'absorption des acides nucléiques se situe dans une longueur d'onde entre 210 et 310 nm avec un maximum à 260 nm.

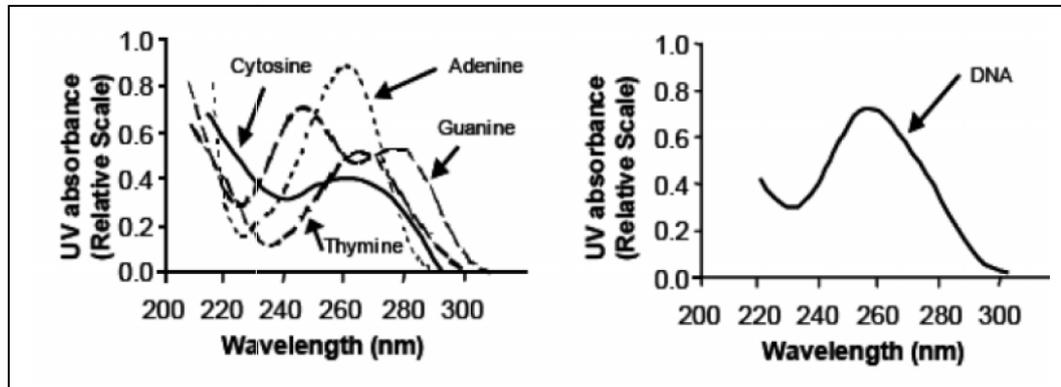
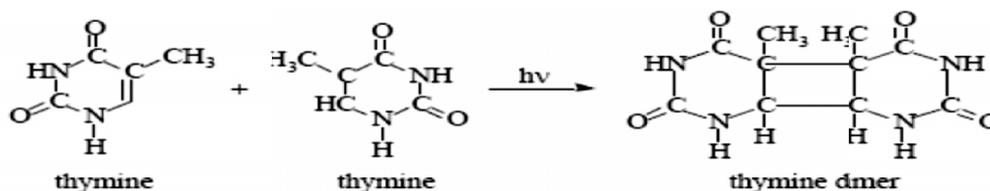


Figure 2.7 Spectres d'absorbance relatifs des bases de l'ADN et de l'ADN [18, 13]

Le mécanisme principal d'action des UV est la formation de dimères de thymine dans l'ADN. Deux thymines adjacentes dans un brin d'ADN forment deux liaisons covalentes et inhibent la réplication de l'ADN et sa fonction comme le montre la réaction suivante :



Cette modification est réparée de plusieurs façons. Dans la photoréactivation, la lumière bleue est utilisée par une enzyme photoréactivante pour cliver directement les dimères de thymine. Un petit fragment contenant le dimère de thymine peut aussi être excisé et remplacé. Ce processus a lieu en l'absence de la lumière et est appelé la réactivation à l'obscurité. Lorsque l'exposition aux UV est trop forte, le dommage est tellement important que la réparation n'est pas possible.

II.6. Résistance des micro-organismes aux rayonnements UV

a. Les bactéries

Les bactéries non sporulées sont les germes les moins résistants aux rayonnements UV [20], leur résistance est comparable à celle d'*Escherichia coli*. (Figure 2.9).

b. Les virus

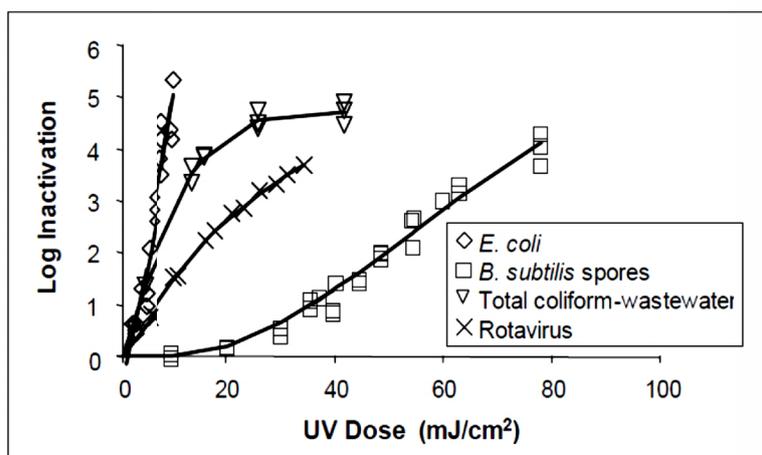
Des travaux réalisés par Linden et Mofidi [21] et d'autres auteurs ont démontré que les virus sont moins sensibles aux rayonnements UV que les bactéries. On note également une différence de sensibilité entre les différents virus, les rotavirus étant plus résistants que les poliovirus.

c. Spores et kystes de protozoaires

Ce sont les formes qui présentent la plus grande résistance aux rayonnements UV, et certains micro-organismes parasitaires ne seraient pas affectés (comme les œufs d'helminthe). Des travaux ont comparé la sensibilité des spores aux UV et aux autres désinfectants, et ils ont constaté que les UV sont les plus efficaces, même si quelques formes résistantes nécessitent d'importantes doses UV pour les réduire aux normes requises [22].

d. Les différences de sensibilité des micro-organismes

D'après Rauth [23] et Chang et al. [24] la réponse à l'UV est variable selon le type de micro-organisme ciblé (figure 2.9). En se limitant aux trois groupes principaux visés par la désinfection, la conclusion de la majorité des auteurs va dans le sens de celle de Chang et al. [24] Les essais en laboratoire ont permis de déterminer le degré de résistance de différents microorganismes par rapport à celle d'*Escherichia coli*. Les bactéries végétatives nécessitent à peu près les mêmes doses qu'*Escherichia coli*. Les virus testés (rotavirus et poliovirus) sont trois à quatre fois plus résistants, les bactéries sporulées (*Bacillus subtilis*) sont environ 10 fois plus résistantes alors que les kystes de protozoaires (*Acanthamoeba castellanii*) requièrent des doses environ 15 fois supérieures [17].



Source: Adapted from Chang et al. (1985)

Figure 2.9 Courbes de doses-réponses pour différents types de micro-organismes [24]

II.7. Paramètres influençant l'efficacité de la désinfection

L'efficacité de la désinfection sur une installation UV dépend des paramètres de fonctionnement qui sont essentiellement le débit de l'écoulement et donc le temps d'exposition et l'intensité du rayonnement UV émis par les lampes, et des paramètres de la qualité de l'effluent.

II.7.1. Le temps d'exposition

Il est fonction du débit et donc de la vitesse de passage de l'effluent dans l'installation. Il faut considérer le temps d'exposition moyen aux rayonnements UV qui est fonction de la conception hydraulique du réacteur. Celle-ci doit remplir 3 conditions fondamentales :

- le volume du réacteur doit être utilisé au maximum, et ce en évitant les courts-circuits hydrauliques et les zones mortes pour profiter au mieux de l'énergie UV fournie par les lampes et d'éviter que l'effluent ne passe sans avoir reçu la dose suffisante.
- le flux doit être le plus proche possible du flux piston, sans dispersion axiale pour assurer une distribution uniforme des temps de séjour dans le réacteur.
- le flux doit permettre une dispersion radiale afin que chaque élément de volume se déplace dans des champs d'intensité lumineuse non uniforme.

II.7.2. L'intensité UV émise par les lampes

L'intensité UV nominale est fonction du nombre de lampes allumées. L'intensité reçue par l'effluent diminue avec la distance par rapport à la lampe, notamment par dissipation de l'énergie dans un volume plus grand. Ainsi, l'épaisseur de la lame d'eau entre deux lampes est un paramètre de dimensionnement [17,13, 25]

II.7.3. Paramètres de qualité de l'effluent

c. Les matières en suspension

Les M.E.S contenues dans l'effluent peuvent fournir une protection aux micro-organismes pour les raisons suivantes [13,26] :

- une particule protège la bactérie libre, et dans ce cas le rayon ne l'atteint pas ou partiellement,
- la bactérie est adsorbée à une particule et dans ce cas la pénétration sera également incomplète ou nulle. La protection sera favorisée par le nombre de particules et la présence de particules de grande taille, soit de tailles égales ou supérieures à celles des bactéries.

Les courbes de l'abattement bactérien en fonction de la dose appliquée traduisent cette protection par une asymptote horizontale pour les doses élevées : une augmentation de la dose n'a plus d'effets sur les germes car ils sont protégés par les M.E.S. Une importante teneur en M.E.S limite les performances de la désinfection par UV. Par contre, la filtration de l'effluent les améliore.

D'autre part, des travaux récents [27] ont confirmé ces constats et ont montré que pour des floccs de même taille, les floccs d'acide humique organique protègent les virus plus que les floccs d'argile ou les particules de boues des réacteurs biologiques. En plus de la taille des particules, la capacité d'absorbance des rayonnements UV des éléments qui les constituent joue un rôle important.

d. Transmission UV

L'effluent à traiter peut contenir des constituants qui absorbent le rayon UV dirigé contre les bactéries. Plusieurs composés chimiques tels que les composés phénoliques, les acides humiques, les sulfonâtes, le fer ainsi que les agents de coloration interfèrent avec la transmission du rayon à 254 nm [28].

La méthode utilisée pour quantifier cette interférence est la mesure de la transmittance qui représente la quantité de lumière disponible pour irradier un micro- organisme à une distance donnée. En général, avant de choisir un procédé UV, on doit considérer une transmittance de l'effluent pour le dimensionnement et déterminer la dose nécessaire.

e. La turbidité

Elle représente la diffusion de la lumière par les M.E.S et les matières dissoutes dans les eaux à traiter. Son effet est réduit tant que le traitement d'épuration en amont de la désinfection est efficace.

II.7.4. L'effet de l'âge des lampes

Comme tout équipement, l'âge agit sur les lampes UV en résultant en une diminution du rendement qui se reflète par une diminution de la puissance émise et donc de la dose délivrée. La diminution de la puissance de la lampe se produit pour les deux types de lampes soit à basse pression ou à moyenne pression (figure 2.10).

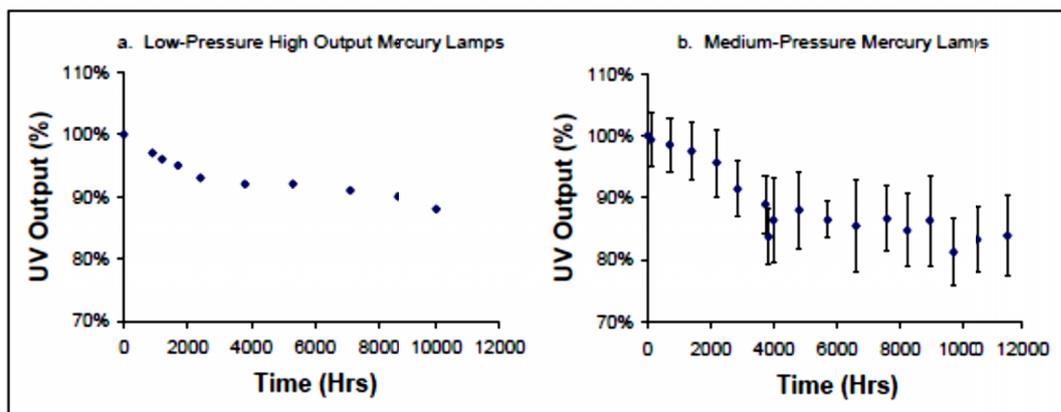


Figure 2.10 Diminution de la puissance UV émise en fonction du temps ((a) [13] - (b) [21])

La dégradation de l'intensité émise est fonction du nombre des heures de fonctionnement, du nombre des cycles marche/arrêt et de la qualité de l'eau [13]. La figure 2.11 illustre la diminution de l'intensité émise par les lampes moyenne pression, après 8.220 heures de fonctionnement. Cette décroissance dans l'intensité émise se produit à toutes les longueurs d'ondes de la bande germicide.

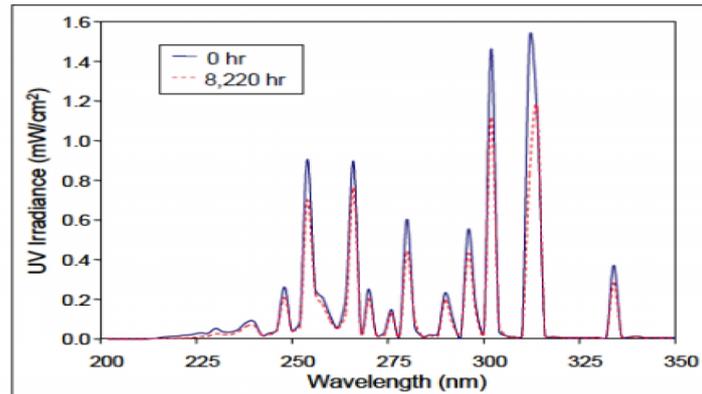


Figure 2.11 Diminution de l'intensité émise par une lampe moyenne pression dans la bande germicide [13]

II.7.5. L'encrassement des lampes

Les composés existant dans l'eau qui passe dans les réacteurs UV peuvent se déposer sur la gaine du quartz et induire le phénomène d'encrassement qui réduit la puissance émise par la lampe et donc l'efficacité du traitement. L'encrassement peut être dû aux raisons suivantes :

- L'existence de composés qui précipitent en augmentant la température de l'eau, comme les CaCO_3 , MgCO_3 , FeCO_3 . Le phénomène d'encrassement par ces éléments est plus important pour les lampes à moyenne pression que pour les lampes à basse pression, vu que les premières fonctionnent à températures élevées.
- Les réactions photochimiques, indépendantes de la température, peuvent aussi causer l'encrassement de la gaine de quartz [29].
- La précipitation des composés de faibles solubilités.
- Le dépôt des particules sur la gaine dû à la pesanteur et aux collisions induites par la turbulence [30].

D'après les travaux de Lin et al. [30] le taux de la cinétique de l'encrassement est indépendant du temps, mais en fonction de la qualité de l'eau et le type des lampes un encrassement significatif peut se reproduire en des heures ou des mois [13].

Wait et al. [31], ont montré que l'encrassement des composés inorganiques dépend de leur état d'oxydation ou de réduction et qui peut être affecté par la capacité oxydante de l'eau et du pH.

Cependant même avec des conditions favorables à la précipitation, l'encrassement peut être réduit par l'élimination du fer et du manganèse à l'amont [31,29].

II.7.6. Reviviscence des micro-organismes

Le rayon UV attaque principalement les acides nucléiques et provoque la formation de dimère de pyrimidines. Or, bien que les dimères soient des complexes assez stables, certains microorganismes développent des mécanismes pour l'autoréparation [32, 33]:

- la photoréactivation ;
- l'excision-réparation ; la réparation post-réplication qui consiste en une recombinaison des parties du brin non endommagées pour produire une nouvelle molécule d'A.D.N. double brin intact
- la réparation à l'obscurité ;

a. La photoréactivation

Ce phénomène, détecté dans les cellules de plusieurs organismes vivants a été rapporté pour la première fois par Kelner [34]. C'est un processus par lequel certaines bactéries réparent les dommages de leur ADN dus à l'irradiation par les ultraviolets qui est catalysée par des longueurs d'onde de 310 à 490 nm, c'est à dire sous l'action de la lumière visible [13]. La photoréactivation est une opération qui a lieu en deux étapes (figure 2.12).

La première étape consiste en la formation d'un complexe formé par le dimère de pyrimidines, et l'enzyme de photoréactivation (PRE). Cette liaison est réversible et n'est pas dépendante de la lumière solaire. La quantité d'enzyme présente varie d'un microorganisme à l'autre et la proportion du complexe formé en dépendra, ainsi que d'autres facteurs tels que le pH et la température. La seconde étape consiste en la séparation de l'enzyme de l'ADN réparé. L'énergie lumineuse absorbée provoque la monomérisation du dimère et éventuellement la destruction du complexe PRE-dimère [35]. Cette étape est très rapide (en moins d'une milliseconde) [36].

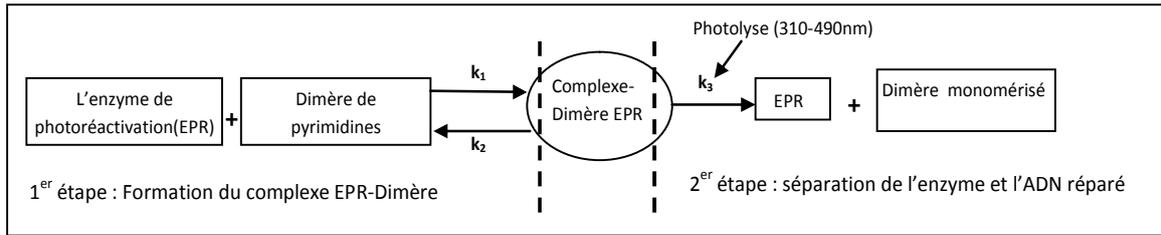


Figure 2.12 Mécanisme de photoréactivation en deux étapes [37]

La photoréactivation est possible pour les germes suivants :

- Coliformes totaux et fécaux ;
- Escherichia coli ;
- Streptomyces ;
- Aerobacter ;
- Penecillium ;
- Saccharomyces ;
- Micrococcus.

Des études sur les facteurs influençant la photoréactivation [37, 38, 39] ont montrés que :

- elle diminue quand la dose UV reçue augmente ; Lindenauer et Darby [36] indiquent que l'effet de la photoréactivation est relativement insignifiant lorsqu'on applique des doses supérieures à 60 à 80 mW.s/cm².
- elle augmente avec le temps d'exposition à la lumière réparatrice, surtout pour les doses UV faibles ; L'U.S.EPA [40] relève l'existence d'un accroissement notable du nombre d'organismes viables dans les effluents désinfectés suite à leur exposition à la lumière (dans des bouteilles transparentes).
- elle augmente avec le résiduel bactérien après exposition aux UV ;
- elle augmente quand la transmission diminue ;
- elle augmente avec le taux de M.E.S dans l'effluent.

Cependant, la plupart des observations réalisées sur la photoréactivation proviennent d'études de laboratoire. Les quelques essais réalisés sur le terrain semblent démontrer que la photoréactivation n'est pratiquement pas observable en milieu naturel. Selon Whitby et al. [38] d'autres facteurs tels la sédimentation et l'effet létal naturel du soleil empêcheraient toute augmentation significative du nombre de bactéries viables.

La photoréactivation doit donc être prise en compte si les conditions environnementales du milieu de rejet (lacs ou rivières à eaux claires) laissent à penser que ce phénomène peut se produire [17].

b. Réparation à l'obscurité

Certains micro-organismes ont la capacité de réparation à l'obscurité ce qui représente un inconvénient potentiel pour les systèmes de désinfection [41]. La réparation se base sur une réaction enzymatique plus simple que la photoréactivation et son effet est faible comparé à celui de la photoréactivation [36].

II.8. Cinétique de réduction par rayonnement UV

La cinétique de désinfection par rayonnement UV est contrôlée essentiellement par les caractéristiques de l'intensité UV, du temps d'exposition et de la qualité de l'eau. Les modèles développés sont tirés des modèles classiques de cinétique de réduction des micro-organismes en fonction de la concentration d'un désinfectant C et qui est remplacée dans le cas des UV par l'intensité du rayonnement I.

II.8.1. Modèle de Chick-Watson

Chick (1908) a été la première à noter l'analogie entre une réaction chimique et la désinfection. Elle a décrit la cinétique de désinfection par une loi semblable à celle d'une réaction chimique du premier ordre, soit :

$$\frac{dN_v}{dt} = -k_c \cdot N_v \quad \text{Equation 2.1}$$

Où k_c : la constante cinétique d'abattement, et N_v : le nombre d'organismes viables à l'instant t.

Watson a proposé en 1908, un modèle qui prend en compte la concentration du désinfectant et l'intègre dans le modèle cinétique :

$$\frac{dN_v}{dt} = -k' \cdot C^n \cdot N_v \quad \text{Equation 2.2}$$

Où C : concentration du désinfectant, n : constante de dilution, et k' : la constante cinétique indépendante de la concentration C.

C'est le deuxième modèle qui est la base des modèles simples de cinétique de désinfection par rayonnement UV.

Ainsi, la cinétique de premier ordre s'écrit :

$$\frac{dN_v}{dt} = -k_{uv} \cdot I \cdot N_v \quad \text{Equation 2.3}$$

Où N_v : le nombre des micro-organismes viables par unité de volume à l'instant t , I : intensité UV en mW/cm^2 , k_{uv} : constante cinétique $cm^2/mW.s$.

L'intégration de l'équation donne le nombre d'organismes viables après un temps t par l'expression :

$$N_v(t) = N_0 \cdot e^{-k_{uv} \cdot I \cdot t} \quad \text{Equation 2.4}$$

II.8.2. Modèle de Scheible

Des expériences ont montré que la cinétique d'abattement des virus suit une loi de premier ordre jusqu'à l'abattement de 5 U-Log [39] et 3 U-Log pour les bactéries.

Au-delà de ces limites les courbes s'écartent d'une cinétique de premier ordre. Pour expliquer cet écart Scheible [42] propose de subdiviser la population microbiologique en deux catégories :

- les micro-organismes isolés, de concentration N_0' , qui sont vulnérables aux rayonnements UV
- les micro-organismes associés aux particules solides, de concentration N_p , qui les protègent des rayonnements UV, et sont donc moins vulnérables.

Le nombre initial de micro-organismes N_0 est égal à la somme de N_0' et de N_p . Scheible [42] propose alors l'expression suivante de la cinétique d'inactivation :

$$N_v(t) = N_0' \cdot e^{-k_{uv} \cdot I \cdot t} + N_p \quad \text{Equation 2.5}$$

D'après ses travaux il retrouve une corrélation entre N_p et la teneur en matière en suspension selon une fonction puissance :

$$N_p = a \cdot C_{MES}^b \quad \text{Equation 2.6}$$

- C_{MES} : concentration des matières en suspension dans l'eau
- a, b : constantes à déterminer expérimentalement.

Ainsi le modèle s'écrit :

$$N(t) = N_0 \cdot e^{-k_{uv} \cdot I \cdot t} + a \cdot C_{MES}^b \quad \text{Equation 2.7}$$

II.8.3. Modèle de Collins et Selleck

Une autre approche est utilisée pour décrire la cinétique de désinfection par UV qui admet un temps de latence initial et un ralentissement de la vitesse d'inactivation avec l'augmentation de la dose. Cette approche se base sur le modèle de Collins et Selleck. L'équation du modèle est la suivante [1] :

$$\frac{dN_v}{d(I \cdot t)} = -k_{uv} \cdot N_v \quad \text{Equation 2.8}$$

Le produit $I \times t$, la dose UV, est considéré comme une variable indépendante. k_{uv} , est variable avec la dose de rayonnement :

$$\text{Si } I \cdot t \leq D_m \quad k_{uv} = 0 \quad \text{Equation 2.9}$$

$$I \cdot t > D_m \quad k_{uv} = -\frac{k_{uv0}}{I \cdot t} \quad \text{Equation 2.10}$$

Où k_{uv0} = constante et D_m la dose minimale à partir de laquelle l'effet du rayonnement devient sensible sur la viabilité des micro-organismes.

L'expression de $N_v(t)$ est déduite après intégration du modèle de Collins et Selleck :

$$\text{Si } I \cdot t \leq D_m \quad N_v(t) = N_0 \quad \text{Equation 2.11}$$

$$I \cdot t > D_m \quad N_v(t) = N_0 \cdot \left(\frac{I \cdot t}{D_m}\right)^{-k_{uv0}} \quad \text{Equation 2.12}$$

II.9 Détermination de l'efficacité des réacteurs UV

f. Définition de la Dose

D'après les études expérimentales réalisées en utilisant des intensités différentes, il a été démontré que l'effet sur les micro-organismes est indépendant de l'intensité et ne dépend que de la dose d'énergie reçue par les micro-organismes [43, 44,45].

L'efficacité des rayons UV est fonction de la dose absorbée par les micro-organismes. Cette dose est définie par le produit de l'intensité UV par le temps d'exposition des germes aux rayonnements.

$$\begin{array}{rcl} \text{Dose} & = & I \times t_{\text{exp}} \\ [\text{mJ/cm}^2] & & [\text{mW/cm}^2] \quad [\text{s}] \end{array} \quad \text{Equation 2.13}$$

g. Classification des systèmes de désinfection des eaux par UV

Le niveau approprié de la désinfection doit être choisi en fonction du type d'eau à traiter. Pour cela deux classifications différentes des systèmes de traitement UV sont utilisées dans la norme 55 de l'ANSI/NSF : Systèmes de traitement microbiologique de l'eau par les ultraviolets [46]

- **Systèmes de classe A**

Les systèmes fournissant une dose de $40\,000 \mu\text{W s/cm}^2$ (400 J/m^2) sont conçus pour inactiver et (ou) enlever les microorganismes, y compris les bactéries, les parasites et les virus, présents dans l'eau contaminée afin de ramener leur concentration à un niveau non dangereux.

Les systèmes de classe A peuvent être utilisés comme systèmes de traitement de l'eau domestique, et être installés au point d'entrée ou au point d'utilisation des systèmes d'alimentation en eau privés en milieu rural, à condition que la qualité de l'eau à traiter soit acceptable, et que soient mis en place des systèmes de prétraitement adéquats.

Le prétraitement et la filtration de la source d'eau sont des étapes initiales obligatoires (c. à d. avant l'installation d'un dispositif de traitement UV de classe A) dans le cas de toutes sources d'approvisionnement d'eau de surface, des eaux souterraines sous l'influence directe d'eau de surface ou de toute autre source d'eau souterraine dont la qualité est médiocre[13].

- **Systèmes de classe B**

Les systèmes qui fournissent une dose de $16\ 000\ \mu\text{W s/cm}^2$ ($160\ \text{J/m}^2$) sont conçus pour le traitement bactéricide supplémentaire de l'eau potable publique traitée et désinfectée ou d'une autre source d'eau potable qui a été testée et jugée acceptable pour la consommation humaine par les autorités locales.

Ces systèmes sont conçus pour réduire uniquement la concentration des microorganismes non pathogènes ou indésirables normalement présents dans l'eau. Les systèmes de classe B ne devraient pas être utilisés dans les systèmes à usage résidentiel ou dans les petits systèmes servant à l'alimentation en eau privée en région rurale. Les systèmes de classe B ne sont pas conçus pour inactiver ou enlever les microorganismes pathogènes.

II.10 Méthodes de mesure de l'intensité UV

La mesure de l'intensité UV en un point donné nécessite la conversion du flux énergétique en un signal mesurable [19]. Deux types de conversion sont la base des radiomètres utilisés ; la première est la transformation de l'intensité lumineuse en chaleur et la deuxième est photonique où l'absorption des photons induit le mouvement d'électrons dans un circuit électronique. L'intensité, ou le flux photonique, est mesurée également par l'actinométrie.

a. Les radiomètres

Les radiomètres sont de deux types, thermiques ou photoniques. Un radiomètre thermique se compose d'une surface noire où toute la lumière incidente est convertie en chaleur. Une autre surface similaire est maintenue dans l'obscurité, la différence thermique entre les deux surfaces produit un courant proportionnel à la lumière incidente. Les radiomètres thermiques ne sont pas très sensibles à la longueur d'onde du rayonnement UV.

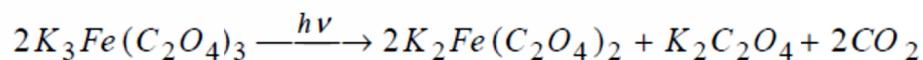
Un radiomètre photonique est composé habituellement d'une cellule photoélectrique munie d'une cathode sensible aux UV qui convertit le débit de photons incidents en courant électrique. Ces détecteurs sont extrêmement sensibles, mais leur sensibilité change avec la longueur d'onde. Si le rayon incident est monochromatique, la conversion est directe. Cependant, pour une source polychromatique on doit savoir la distribution spectrale de la source et la sensibilité spectrale du détecteur UV pour convertir la lecture du radiomètre.

Les deux types de radiomètre nécessitent un calibrage fréquent avant chaque mesure, et ils ne mesurent que l'intensité incidente à la surface des capteurs, ainsi ils ne prennent pas en compte le flux photonique provenant d'autres directions. D'autres capteurs UV utilisés sont réalisés à base de semi-conducteurs qui sont sensibles à la lumière UV et insensible au visible comme le diamant (190-230 nm) et SiC carbure de silicium (210-380nm)

b. L'actinomètre

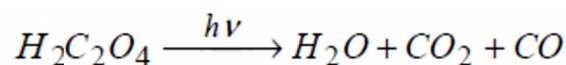
La mesure de l'intensité et des flux photoniques peut être réalisée par le suivi des réactions chimiques des actinomètres. Il s'agit d'une technique qui se base sur une réaction photochimique pour laquelle le rendement quantique (nombre de moles formées par nombre de photons absorbés) est connu. On introduit une cellule de quartz contenant une solution sensible au rayonnement UV dans le réacteur pour une période de temps t . Une réaction photochimique est induite et forme un produit. Le taux de formation du produit et le rendement quantique de l'actinomètre donnent le nombre de photons reçus à la position de la cellule. Les actinomètres les plus utilisés et reconnus pour la bande UV sont [47] :

- Le ferrioxalate de potassium, appelé aussi l'actinomètre de Hatchard et Parker, sa réaction chimique globale est la suivante :



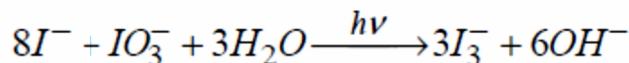
L'actinomètre est aussi sensible jusqu'à 500 nm ce qui impose sa manipulation en absence de la lumière ambiante.

- L'oxalate d'uranyle, l'actinomètre classique le plus adopté depuis la découverte de ses qualités par Leighton et Forbes en 1930 [48] et jusqu'aux travaux de Hatchard et Parker [49] sur le ferrioxalate de potassium en 1953 et 1956. Sa réaction est la suivante :



Le rendement quantique de sa réaction est 0,6 pour une longueur d'onde entre 254 et 436 nm. Le dosage du produit est moins sensible que pour le ferrioxalate, toutefois, cet actinomètre est toujours très employé [50].

- L'iodide / iodate, sa réaction globale est la suivante :



Le rendement quantique de la formation des ions I_3^- est 0,75. L'actinomètre absorbe seulement dans la bande de 200 à 300 nm ce qui élimine le risque d'absorption en lumière ambiante, et le produit absorbe fortement à 352 nm ce qui facilite la mesure de sa concentration.

Cette méthode est utilisée surtout pour le calibrage des radiomètres [50].

Dans tous les cas le principe se ramène à la détermination du nombre des molécules qui ont réagi et on en déduit le flux de photons incident moyennant l'équation :

$$dN_{act,\lambda} = \phi_{act,\lambda} \cdot I \cdot dt \quad \text{Equation 2.14}$$

Où

$N_{act,\lambda}$: le nombre des molécules d'actinomètre réagissant

$\phi_{act,\lambda}$: rendement quantique de l'actinomètre à la longueur d'onde λ [moles/moles photons]

I : intensité du flux [moles photons/cm².s]

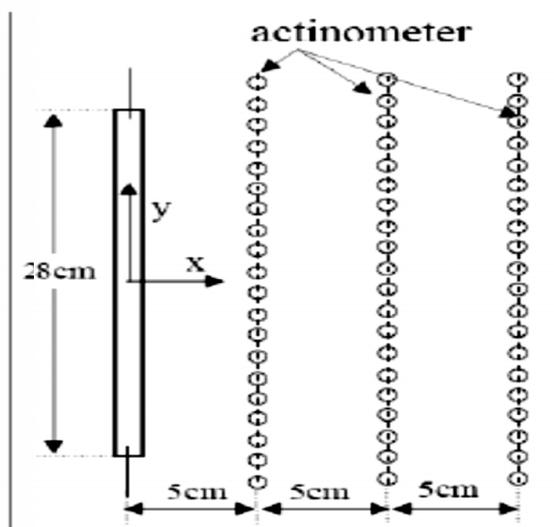


Figure 2.12 Schéma et figure du dispositif de mesure de l'intensité UV par actinomètre [50]

c. La bio-dosimétrie

Il s'agit d'utiliser des micro-organismes pour lesquels la courbe d'abattement en fonction de la dose UV est déterminée préalablement (figure 2.13). Ces courbes sont réalisées par des séries d'expériences où on expose une population fixe de micro-organismes à une intensité UV bien déterminée. La variation du temps d'exposition induit des doses variables. Pour le réacteur ouvert, on introduit une concentration de ces micro-organismes dans le réacteur à son entrée et on prélève des échantillons à la sortie. Le taux d'inactivation observé et la courbe déjà tracée renseignent sur la dose UV moyenne reçue par les micro-organismes lors de leur passage dans le réacteur [13].

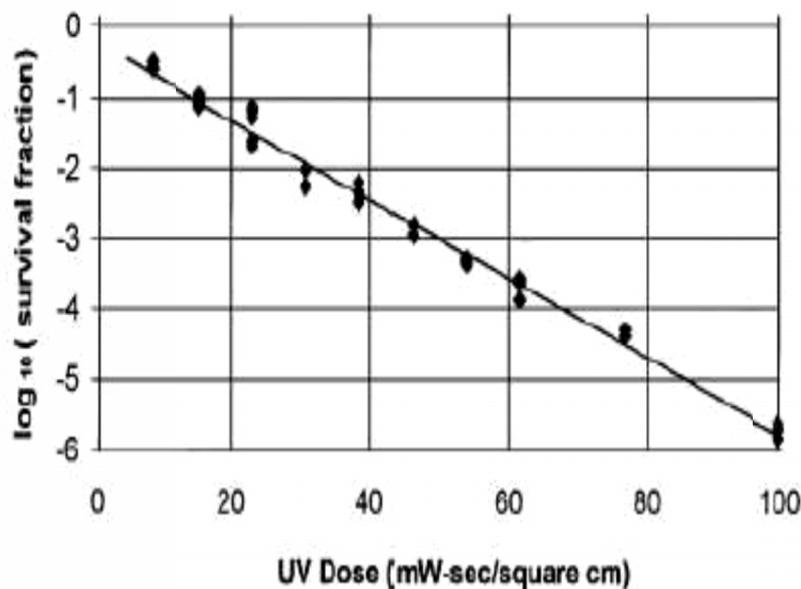


Figure 2.13 Exemple d'une courbe dose-réponse pour Coliphage MS2 [51]

d. Billes fluorescentes

Une technique de dosimétrie basée sur la réaction chimique de bulles injectées dans l'écoulement suite à l'absorption de la dose [52]. Le degré de fluorescence d'une bulle reflète la dose cumulée reçue. Cette méthode n'est pas encore très répandue vu la complexité technique et matérielle qu'elle présente pour le comptage des bulles et la mesure de leur degré de fluorescence. Toutefois ses perspectives apparaissent intéressantes dans la validation des traçages lagrangiens et la potentialité de mesure instantanée et spatiale de l'évolution de la dose reçue.

Chapitre III

*Modélisation des systèmes de la
désinfection des eaux par
rayonnement UV*

III.1. Introduction

Ce chapitre décrit en premier lieu la formulation mathématique des phénomènes régissant la désinfection à savoir l'intensité, la dynamique des fluides incompressibles et la dose. En deuxième lieu, nous allons présenter la méthode numérique connue sous le nom de la dynamique numérique des fluides CFD (Computational Fluid Dynamics). Les simulations numériques en CFD vont être réalisées grâce au logiciel FLUENT qui est une solution CFD globale pour la simulation.

III.2 La formulation mathématique

III.2.1. La Théorie de la désinfection par UV

Les microorganismes dans l'eau sont exposés à la lumière UV dans un réacteur UV (figure 3.1). Un réacteur UV doit être en mesure de produire un niveau d'irradiation UV fixe. Les paramètres qui influencent l'action de l'UV sont l'absorption de la lumière UV par l'eau, la géométrie de la chambre d'irradiation, la durée d'exposition de l'eau à l'irradiation et la répartition de l'irradiation.

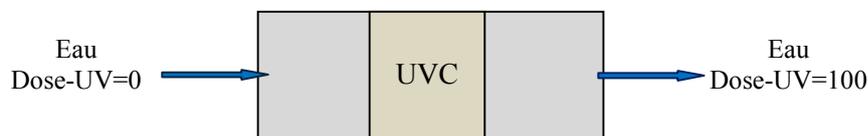


Figure 3.1 système de désinfection des eaux par UV

La dose UV est définie comme suit :

$$\text{Dose} = I \cdot t \quad \text{Equation 3.1}$$

Où, I = Intensité UV (W/m^2) ; t = temps d'exposition (s) ; et la dose UV est généralement exprimée en J/m^2 .

Le procédé de désinfection des eaux usées par UV peut être élaboré à travers :

- l'étude de l'intensité UV (le model radiatif)
- l'étude de l'écoulement dans les réacteurs UV (le model hydrodynamique)
- l'étude de la distribution de la dose reçue

III.2.2. Le model radiatif

III.2.2.1. Notions optiques

➤ **Flux énergétique** : est la puissance transportée par l'ensemble des radiations d'un faisceau lumineux (c'est l'énergie transportée par les photons transmis par unités de temps). elle est équivalente au flux total traversant une surface sphérique entourant la source. :

$$\Phi = \frac{dQ}{dt} \quad \text{Equation 3.2}$$

Le flux Φ se mesure en Watts [W] (soit des joules par seconde [J/s])

➤ **Eclairement énergétique** : c'est le flux reçu par unité de surface [W/m^2], elle est couramment appelée intensité lumineuse et désignée par I , elle sera appelée dans ce qui suit simplement «intensité »:

$$I = \frac{d\Phi}{dA} \quad \text{Equation 3.3}$$

➤ **Intensité énergétique** I_{en} : cette grandeur s'applique seulement aux sources ponctuelles et représente le flux émis par unité d'angle solide (figure 3.2) dans une direction donnée :

$$I_{en} = \frac{d\Phi}{d\Omega} \quad \text{Equation 3.4}$$

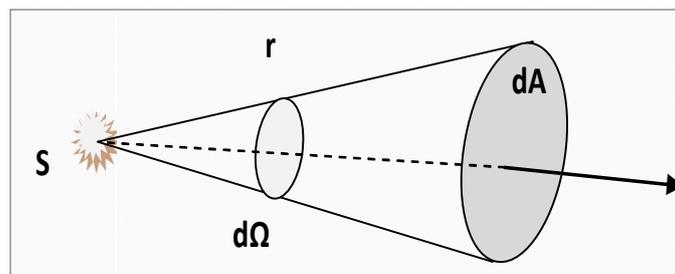


Figure 3.2 Schématisation de la propagation de la lumière dans un angle solide $d\Omega$

L'angle solide est le rapport entre l'aire dA et le carré du rayon :

$$d\Omega = \frac{dA}{r^2} \quad \text{Equation 3.5}$$

➤ **La loi des carrés des inverses** : L'illumination produite par la source lumineuse ponctuelle, qui rayonne de manière égale dans toutes les directions suit la loi des carrés des inverses. Elle exprime le fait que la quantité d'énergie qui traverse l'unité de surface diminue avec la distance à la source :

$$E \cong \frac{I}{r^2} \quad \text{Equation 3.6}$$

➤ **La loi de Snell (la réfraction)** : Également connue par la loi de Descartes ou loi de diffraction, décrit le rapport entre les angles d'incidence et la réfraction, en se rapportant à la lumière ou à autre vagues, passant par une frontière entre deux différents isotropes médias, comme l'eau et le verre. Chaque milieu est caractérisé par sa capacité à « ralentir » la lumière, modélisée par son indice de réfraction n (figure 3.3). La loi indique que le rapport du sinus des angles d'incidence et de la réfraction est une constante qui dépend des médias :

$$n_1 \cdot \sin(\theta_1) = n_2 \cdot \sin(\theta_2) \quad \text{Equation 3.7}$$

➤ **La loi de Fresnel (la réflexion)** : Quand une énergie radiante traverse une interface entre deux milieux de différents indices de réfraction, une partie de cette énergie incidente est réfléctée tandis que le reste passe dans le milieu du deuxième (figure 3.3). Selon la loi de Fresnel [53], la réflectance (R) pour une énergie incidente non polarisée est :

$$R = \frac{1}{2} [r_{\parallel}^2 + r_{\perp}^2] \quad \text{Equation 3.8}$$

Avec :

- r_{\parallel} est l'amplitude de l'énergie radiante parallèle au plan de l'incidence
- r_{\perp} est l'amplitude de l'énergie radiante perpendiculaire au plan de l'incidence.

La loi de Fresnel défini ces deux amplitudes comme suit :

$$r_{\parallel} = \frac{n_2 \cos \theta_1 - n_1 \cos \theta_2}{n_2 \cos \theta_1 + n_1 \cos \theta_2} \quad \text{Equation 3.9}$$

$$r_{\perp} = \frac{n_1 \cos \theta_1 - n_2 \cos \theta_2}{n_1 \cos \theta_1 + n_2 \cos \theta_2} \quad \text{Equation 3.10}$$

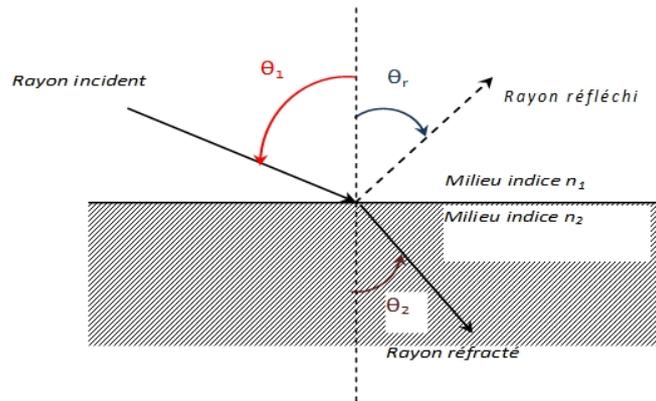


Figure 3.3 Schéma de la réfraction et la réflexion

➤ **La loi de Beer-Lambert** (*l'absorption de la lumière*) : Pour une lumière de longueur d'onde λ et d'intensité I_0 (figure 3.4), qui traverse un parcours de longueur l dans une solution de concentration C en mol/l, l'intensité I à la sortie (ou intensité transmise) est donnée par :

$$I = I_0 \cdot 10^{-\epsilon_{\lambda} \cdot c \cdot l} \quad \text{Equation 3.11}$$

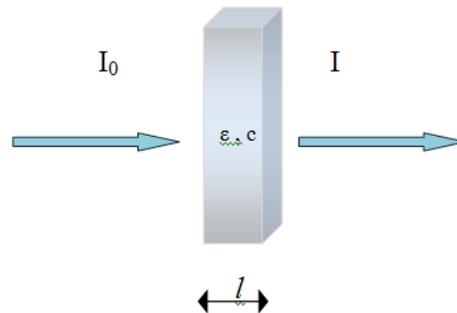


Figure 3.4 L'absorption de la lumière

Avec ;

- C : en mol/l
- ϵ_{λ} : Coefficient d'absorption molaire, $\text{mol}^{-1} \cdot \text{l} \cdot \text{cm}^{-1}$
- l : longueur du trajet en cm.

Ainsi, l'absorbance du milieu peut être définie aussi comme :

$$Abs = \log \left[\frac{I_0}{I} \right] = \epsilon_{\lambda} \cdot c \cdot l \quad \text{Equation 3.12}$$

La transmittance d'un milieu est définie par le rapport entre l'intensité lumineuse transmise et l'intensité initiale :

$$T = I / I_0 \quad \text{Equation 3.13}$$

Et en termes d'absorbance :

$$T = 10^{-Abs} \quad \text{Equation 3.14}$$

III.2.2.2 Modélisation du rayonnement

a. Equation du Transfert radiatif (ETR)

Dans un milieu participant, les mécanismes radiatifs sont gouvernés par l'équation de transfert radiatif (E.T.R). Cette équation traduit le fait que la variation de l'intensité monochromatique résulte d'un bilan entre l'émission et l'atténuation par absorption et diffusion du rayonnement dans la direction considérée.

$$\frac{dI(\vec{r}, \vec{s})}{ds} + (a + c_s)I(\vec{r}, \vec{s}) = an_0^2 \frac{\sigma T^4}{\pi} + \frac{\sigma_s}{4\pi} \int_0^{4\pi} I(\vec{r}, \vec{s}') \Phi(\vec{s} \cdot \vec{s}') d\Omega' \quad \text{Equation 3.15}$$

$I(\vec{r}, \vec{s})$ est l'intensité radiatif dans la direction \vec{s} à la position r ; \vec{r} est le vecteur position ; \vec{s} est le vecteur direction ; a est le coefficient d'absorption ; n_0 est l'indice de réfraction ; σ_s est le coefficient de diffusion ; σ est la constante de Stefan-Boltzmann ; T est la température locale ; \vec{s}' est la direction du vecteur de diffusion , Φ est la fonction de phase et Ω' est l'angle solide

b. Résolution de l'équation du transfert radiatif (ETR) par la méthode des ordonnées discrètes (OD)

La méthode des ordonnées discrètes (OD) permet de passer de l'équation de transfert radiatif, qui est de type intégrodifférentiel, à un système d'équations algébriques obtenues en remplaçant la représentation directionnelle par un ensemble discret de directions. Cette méthode est fondée sur l'utilisation de quadratures numériques pour calculer les intégrales suivant les angles solides qui apparaissent dans le calcul des sources ou des flux radiatifs.

Elle s'appuie pour cela sur une discrétisation de l'espace angulaire en un nombre fini de directions suivant lesquelles on résout l'équation du transfert radiatif (ETR), afin d'obtenir en

chaque point du domaine, plusieurs valeurs de luminances. La somme pondérée de ces valeurs permet ensuite de calculer l'intensité locale de la source ou du flux radiatif [54].

L'équation du transfert radiatif selon une direction s est donnée par :

$$\frac{\partial I_{s_i}}{\partial x_i} + (a + \sigma_s)I(r, s) = an_0^2 \frac{\sigma T^4}{\pi} + \frac{\sigma_s}{4\pi} \int_{\Omega'} I(r, s') \Phi(s \cdot s') d\Omega' \quad \text{Equation 3.16}$$

Ce modèle considère principalement que le rayonnement se fait à travers les parois au niveau d'une surface, il y a absorption, réflexion, émission et diffusion. Pour une surface se comportant comme un corps gris d'émissivité ϵ_r , le flux radiatif entrant ($\Phi_{entrant}$) au niveau de cette surface s'écrit :

$$\Phi_{entrant} = \int_{\vec{s} \cdot \vec{n} > 0} I_{entrant} \vec{s} \cdot \vec{n} d\Omega' \quad \text{Equation 3.17}$$

Le flux radiatif sortant ($\Phi_{sortant}$) de cette surface s'écrit :

$$\Phi_{sortant} = (1 - \epsilon_r)\Phi_{entrant} + n_0^2 \epsilon_r \sigma T_s^4 \quad \text{Equation 3.18}$$

$I_{entrant}$ est l'intensité radiative entrante dans la direction \vec{s} à la position r , \vec{n} est le vecteur normal, T_s est la température de surface.

Chaque octant de l'angle solide est discrétisé en $N_\theta \times N_\phi$ angles. Les angles θ et ϕ sont respectivement l'angle polaire et l'angle azimutal (figure 3.5). Dans le modèle de rayonnement DO, la solution des simulations dépend de la finesse de la discrétisation des angles θ et ϕ .

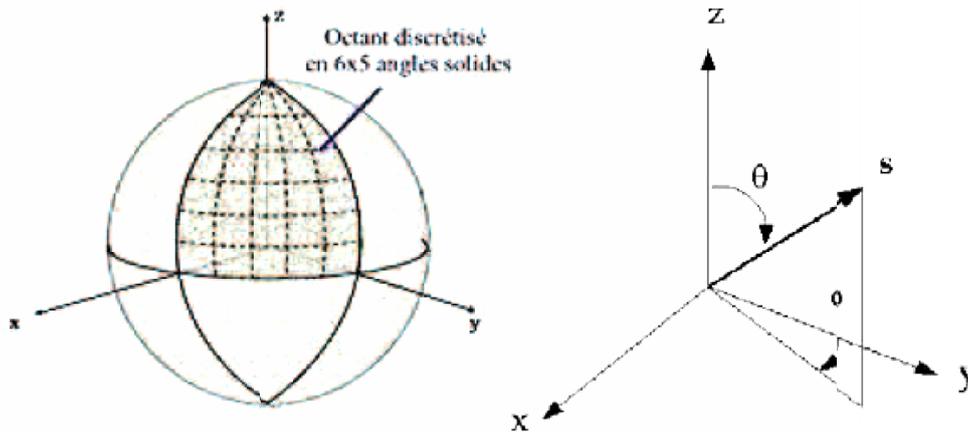


Figure 3.5 Discretisation angulaire

III.2.3. Le model hydrodynamique

III.2.3.1 Généralités sur les écoulements

➤ Les équations de Navier-Stokes

La modélisation des écoulements tridimensionnels est fondée sur les lois de conservation de la masse, de la quantité de mouvement et, dans certains cas, sur d'autres grandeurs auxquelles nous ne nous intéressons pas ici (comme par exemple l'énergie) [55]. Dans le cas des fluides incompressibles et de densité constante et en négligeant l'effet de la pesanteur, le système s'écrit de la façon suivante :

- ◆ Équation de continuité (Conservation de la masse) :

$$\frac{\partial U_i}{\partial x_i} = 0 \quad \text{Equation 3.19}$$

- ◆ Équations de Navier – Stokes (Conservation de la quantité de mouvement) :

$$\frac{\partial U_i}{\partial t} + U_j \frac{\partial U_i}{\partial x_j} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial x_i} + \nu \frac{\partial^2 U_i}{\partial x_j \partial x_j} \quad \text{Equation 3.20}$$

Avec

U_i : composante du vecteur de vitesse instantanée

P : pression

ρ : masse volumique

ν : viscosité cinématique

➤ Nombre de Reynolds

Ce nombre décrit l'importance des effets de l'inertie par rapport à la viscosité. Sa valeur permet de caractériser l'écoulement, qui est alors soit laminaire, soit turbulent. Il s'exprime comme suit :

$$Re = \frac{UL}{\nu} \quad \text{Equation 3.21}$$

Avec

U : vitesse caractéristique de l'écoulement (généralement prise égale à la composante de la vitesse dans la direction de l'écoulement)

L : longueur caractéristique (dans le cas d'un tube c'est le diamètre)

ν : viscosité cinématique du fluide.

Le mouvement d'un fluide est dit turbulent lorsque les différentes caractéristiques physiques (vitesse, pression, température) peuvent être décrites par des variables aléatoires du temps et de l'espace, et pour lesquels on peut définir une valeur moyenne.

Pour un écoulement dans un canal, la transition entre un régime laminaire et un régime turbulent s'effectue généralement pour un nombre de Reynolds critique égal à 2500. Un écoulement est considéré pleinement turbulent lorsque le nombre de Reynolds est supérieur à 5000. Dans le cas d'une canalisation de diamètre 0.12 m et un débit de l'ordre de 1 kg/s le nombre de Reynolds peut être estimé à $Re \approx \frac{0.12 \cdot 0.09}{10^{-3}} \approx 10800$. Cette forte valeur de Re montre que le régime d'écoulement dans les canaux (le cas de notre étude) est turbulent.

III.2.3.2 Modélisation de la turbulence

En raison de la faible viscosité de l'eau, la quasi-totalité des écoulements rencontrés sont turbulents. Par opposition à un écoulement laminaire, un écoulement turbulent se caractérise par des variations aléatoires : la vitesse et la pression fluctuent plus ou moins fortement autour de leurs valeurs moyennes.

Pour introduire l'effet de cette fluctuation due à la turbulence la démarche la plus couramment utilisée consiste à décomposer chaque grandeur instantanée $U(x,t)$ en grandeur moyenne (dans le temps) $\bar{U}(x,t)$ et en grandeur fluctuante $u(x,t)$ de moyenne nulle :

$$U(x,t) = \bar{U}(x,t) + u(x,t) \tag{Equation 3.22}$$

$$\bar{u}(x,t) = 0 \tag{Equation 3.23}$$

Les équations obtenues sont appelées les équations moyennées de Reynolds:

$$\frac{\partial \bar{U}_i}{\partial x_j} = 0, \tag{Equation 3.24}$$

$$\frac{\partial \bar{U}_i}{\partial t} + \frac{\partial \overline{U_i U_j}}{\partial x_j} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\nu \left(\frac{\partial \bar{U}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial \bar{U}_j}{\partial x_i} \right) - \overline{u_i u_j} \right] \tag{Equation 3.25}$$

Il apparaît dans ce système de nouveaux termes qui proviennent des corrélations entre les fluctuations turbulentes, $\overline{u_i u_j}$ représentent les contraintes dues à la turbulence et forment le tenseur de Reynolds : $R_{ij} = \overline{u_i u_j}$.

La résolution des équations ainsi obtenues impose donc la connaissance de ces nouveaux inconnus. Nous utilisons l'approche Boussinesq qui propose de relier ce tenseur à la vitesse moyenne U_i , et d'introduire la notion de viscosité turbulente ν_t par la relation :

$$-\overline{u_i u_j} = \nu_t \left(\frac{\partial \overline{U_i}}{\partial x_j} + \frac{\partial \overline{U_j}}{\partial x_i} \right) - \frac{2}{3} k \delta_{ij} \quad \text{Equation 3.26}$$

Avec : ν_t : la viscosité turbulente;

k : l'énergie cinétique turbulente

L'estimation du tenseur de Reynolds repose donc sur la détermination de la viscosité turbulente. Plusieurs modèles de turbulence permettent d'évaluer cette grandeur physique, et donc de résoudre les équations moyennées. Ces modèles reposent sur le fait qu'il faut introduire de nouvelles équations, dites « de fermeture », pour pouvoir déterminer toutes les inconnues. Parmi les différents modèles de fermeture on peut citer le modèle k-ε standard, k-ε RNG et k-ω.

Parmi ces modèles le modèle k-ε standard est bien adapté aux champs de turbulence isotropes, avec un régime complètement turbulent et où l'effet de la viscosité moléculaire est négligeable [59]. Ce modèle est le plus simple des modèles complets dits à deux équations.

Les calculs avec le modèle k-ε nécessitent un temps moins important que les autres modèles, et sa convergence est assez facile. C'est la raison pour laquelle nous avons choisi d'utiliser ce modèle pour nos simulations.

III.2.3.3 Description du Modèle k-ε standard

Ce modèle a été proposé par Launder et Spalding [56]. Il se base sur la relation de Prandtl et Kolmogorov qui lie la viscosité turbulente à l'énergie cinétique turbulente k , et à son taux de dissipation ϵ :

$$\nu_t = C_\mu \frac{k^2}{\epsilon} \quad \text{Equation 3.27}$$

C_μ : est une constante à déterminer.

Les valeurs de k et ϵ sont déterminées par la résolution des équations de transport des deux grandeurs, Launder et Spalding [56] ont proposé la formulation suivante qui a été bien testée avec succès pour différents problèmes de turbulence [57]:

$$\frac{\partial k}{\partial t} + \overline{U}_j \frac{\partial k}{\partial x_j} = \nu_t \left(\frac{\partial \overline{U}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial \overline{U}_j}{\partial x_i} \right) \frac{\partial \overline{U}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\left(\nu + \frac{\nu_t}{\sigma_k} \right) \frac{\partial k}{\partial x_j} \right] - \varepsilon \quad \text{Equation 3.28}$$

$$\frac{\partial \varepsilon}{\partial t} + \overline{U}_j \frac{\partial \varepsilon}{\partial x_j} = C_{\varepsilon 1} \frac{\varepsilon}{k} \nu_t \left(\frac{\partial \overline{U}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial \overline{U}_j}{\partial x_i} \right) \frac{\partial \overline{U}_i}{\partial x_j} - C_{\varepsilon 2} \frac{\varepsilon^2}{k} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\left(\nu + \frac{\nu_t}{\sigma_\varepsilon} \right) \frac{\partial \varepsilon}{\partial x_j} \right] \quad \text{Equation 3.29}$$

Les valeurs des constantes empiriques du modèle sont :

$$C_{\varepsilon 1} = 1,44, C_{\varepsilon 2} = 1,92, C_\mu = 0,09, \sigma_k = 1, \sigma_\varepsilon = 1,3$$

III.3 La formulation numérique

III.3.1 Introduction à la CFD

Le terme CFD désigne le calcul numérique appliqué à la mécanique des fluides. Cette technique consiste à résoudre dans un domaine les équations fondamentales régissant les fluides de la mécanique des fluides. La technique est très puissante elle s'applique dans différents domaines industriels et non-industriels. La CFD présente plusieurs avantages comparés aux autres techniques basées sur l'expérience dans la conception des systèmes fluides, citons par exemple :

- Réduire le temps et les coûts de nouveaux modèles.
- Aptitude à l'étude des systèmes et des expériences difficile ou impossible à effectuer.
- capacité d'étudier des systèmes dans des conditions dangereuses.

Le logiciel CFD est structuré par un ensemble d'algorithmes numériques qui décrivent l'écoulement d'un fluide et les phénomènes accompagnants le mouvement de ce fluide tel que le transfert d'énergie. Il existe un certain nombre de codes tridimensionnels industriels, aux meilleurs performants, permettant la prédiction d'écoulements de fluides (FLUENT, CFX, PHOENICS, STAR-CD, TRIO, FEMLAB ...).

Pour réaliser nos simulations, nous avons choisi d'utiliser le code de calcul commercial FLUENT que nous présentons dans cette partie.

III. 3.2 Présentation du logiciel FLUENT

Fluent est un programme informatique conçu pour la simulation des phénomènes de la dynamique des fluides. Ce logiciel permet de mettre en œuvre une simulation numérique complète, de la modélisation de la géométrie, à la visualisation des résultats, en passant par la

création du maillage et le calcul. Fluent est écrit en langage C⁺⁺, il emploie toute la flexibilité et la puissance qu'offre ce langage. Il se compose d'un préprocesseur (Gambit);d'un solveur et d'un post processeur.

1. Le préprocesseur

La définition du problème à résoudre s'effectue à l'aide du préprocesseur Gambit. Il s'agit de l'étape fondamentale et de départ pour chaque modèle de CFD. Il permet de construire la géométrie du système, de définir le type de conditions limites aux frontières du domaine, de spécifier le type de matériau (fluide ou solide). Il fournit aussi la possibilité de discrétiser le domaine, en proposant plusieurs algorithmes de maillage suivant sa géométrie.

- La géométrie : peut être créée à partir de points de cotés de volumes ou d'un groupe de tout ces éléments. On peut effectuer les opérations de l'union, l'intersection, séparation ou de décomposition.
- Le maillage : les opérations de génération de maillage de Gambit offrent une flexibilité de choix. On peut décomposer la géométrie en plusieurs parties pour générer un maillage structuré. Sinon, Gambit génère automatiquement un maillage non structuré adapté au type de géométrie construite. Avec les outils de vérification du maillage, les défauts sont facilement détectés.

2. Le solveur

Une fois la grille est exportée de Gambit, elle peut être lue dans Fluent où d'autre opérations seront effectuées. Le solveur peut être utilisé pour résoudre :

- Les écoulements dans les géométries bidimensionnelles et tridimensionnelles,
- Les écoulements compressibles et incompressibles,
- Les cas stationnaires et non stationnaires,
- Les écoulements laminaires et turbulents,
- Les fluides newtoniens et non newtoniens,
- Le transfert de chaleur convectif ou couplé conduction /convection

Le solveur permet de définir numériquement les conditions opératoires (gravité, pression) dans lesquelles est effectuée la simulation, ainsi que la spécification des conditions aux limites.

Enfin, il permet de choisir le processus itératif, en proposant notamment plusieurs schémas numériques pour la discrétisation spatiale et temporelle, et pour le couplage de la vitesse et de la pression. Il offre également une interface permettant de contrôler à tout moment l'état d'avancement des calculs.

3. Le post processeur

Fluent incorpore le post-processeur dans le même logiciel que le solveur. Ce module est un outil graphique qui permet de visualiser la géométrie et le maillage du domaine, mais surtout d'afficher les résultats obtenus. Il est ainsi possible de visualiser les champs de vitesse, les champs de pression, de turbulence ainsi que toutes les autres grandeurs calculées sur un segment, une section du domaine ou sur tout le volume. Il offre aussi la possibilité de tracer des courbes et de visualiser les lignes de courant ou la trajectoire de particules.

III. 3.3 La résolution numérique par la méthode des volumes finis

Le code Fluent utilise la méthode des volumes finis comme méthode de résolution. Cette méthode consiste à discrétiser le domaine de l'écoulement en une multitude de volume de contrôle (cellules) puis d'effectuer des bilans (de masse, mouvement....) sur ces petits volumes.

Elle fournit ainsi de manière naturelle des approximations discrètes conservatives et est donc particulièrement bien adaptée aux équations de la dynamique des fluides.

Cependant la méthode des volumes finis permet d'utiliser de volumes élémentaires de forme quelconque, donc de traiter des géométries complexes, ce qui est un avantage sur la méthode des différences finies.

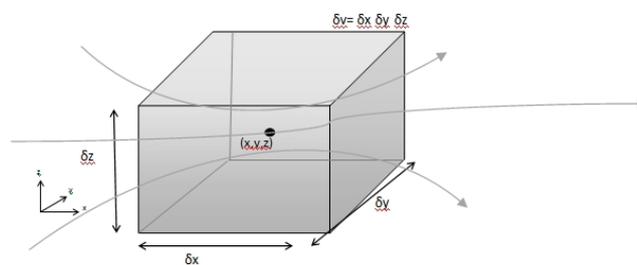


Figure 3.6. Ecoulement de fluide passant à travers un élément de volume fini dans l'espace

Le centre de chaque cellule est un nœud, la méthode des volumes finis décrit les inconnus, ϕ à ces points nodaux. Dans ce cas les séries de développement de Taylor peuvent être utilisées pour générer des approximations de différences finies des dérivés de ϕ à chaque point nodal et aux points adjacents. En pratique, la cellule est suffisamment petite pour que seulement les deux premiers termes de l'expansion de Taylor soient utilisés pour représenter ϕ à la paroi, en permettant aux gradients de ϕ d'être facilement calculés.

6. Méthode de calcul

En vue du passage d'un problème exact (continu) au problème (discret), on dispose de plusieurs techniques concurrentes et complémentaires : pour le processus CFD qui utilise la méthode des volumes finis, le processus d'analyse commence par la division du domaine numérique en sous-domaine. L'équation générale du transport doit être alors intégrée sur chaque cellule. Dans le cas stationnaire, la forme intégrée de l'équation est donnée par :

$$\int_A n \cdot (\rho \phi U) dA = \int_A n \cdot (\Gamma \text{grad} \phi) dA + \int_V S_\phi dV \quad \text{Equation 3.30}$$

Où A est la surface de la face et n est le nombre de faces.

Les intégrations ci-dessus sont effectuées par le solveur et incluent les paramètres physiques de la grille, par exemple la distance entre les points nodaux consécutifs. Les équations résultantes de cette intégration s'appellent équations discrétisées. Les nœuds qui sont situés à côté des frontières sont discrétisés pour inclure les conditions aux limites appropriées.

7. Schéma de discrétisation

Pour convertir les différentes équations en équations algébriques, la technique utilisée consiste à intégrer les équations différentielles sur le volume de contrôle.

En prenant la figure 3.7 comme exemple d'un maillage quadrilatère et pour un cas stationnaire du transport d'un scalaire ϕ , la forme intégrée est donnée par l'équation 3.31, pour chaque volume de contrôle on aura :

$$\sum_{f \in \text{faces}} n_f \cdot (\rho \phi U) = \sum_{f \in \text{faces}} n_f \cdot (\Gamma \text{grad} \phi) + \int_V S_\phi dV \quad \text{Equation 3.31}$$

n faces : nombre de faces entourant la cellule.

ϕ_f : valeur de la quantité scalaire transportée à travers la face f .

$\rho_f \vec{u} \vec{A}_f$: Débit massique à travers la face.

\vec{A}_f : Surface de la face f .

V : Volume de la cellule.

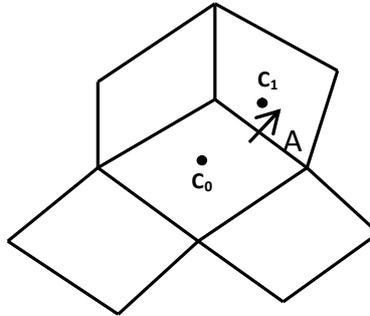


Figure 3.7 volume de contrôle (maillage quadrilatérale)

Les valeurs discrètes du scalaire ϕ_f sont stockées aux centres des cellules (c_0 et c_1). Cependant, les valeurs de ϕ_f sont exigées pour les termes de convection dans l'équation 3.31 et doivent être interpolées à des valeurs aux centres des cellules par un schéma décentré amont (upwind). Dans le schéma de discrétisation (schéma du second ordre amont) Il y a lieu d'une reconstruction linéaire multidimensionnelle. C'est-à-dire qu'on effectue un développement en série de Taylor des valeurs aux centres des cellules. La valeur sur la face est donnée par:

$$\phi_f = \phi_0 + \Delta S \cdot \nabla \phi_0 \quad \text{Equation 3.32}$$

- ϕ et $\nabla \phi$ sont respectivement la valeur du scalaire dans la cellule et son gradient.
- ΔS est la valeur de déplacement de la cellule centrale en amont vers la face centrale.

Cette formule exige la détermination du gradient pour chaque cellule. Le gradient est calculé en utilisant le théorème de divergence :

$$\nabla \phi_0 = \frac{1}{V} \sum_f \phi_f \vec{A}_f \quad \text{Equation 3.33}$$

8. Méthode de solution

Une fois les équations discrétisées, l'étape suivante consiste à résoudre le système d'équation. La méthode la plus couramment utilisée est itérative, permettant petit à petit d'améliorer ces valeurs jusqu'à obtenir des champs solutions du problème à certaines valeurs de résidus près, définies antérieurement par l'utilisateur (critère de convergence). Les différentes étapes de la procédure sont les suivantes :

- a) Mise à jour des propriétés du fluide basées sur la solution actuelle.
- b) Chaque équation de quantité de mouvement pour u , v et w est résolue en utilisant les valeurs actualisées des pressions et flux de masse (s'il ya un débit massique) pour la mise à jour du champ de vitesse.
- c) Si les valeurs de vitesse dans l'étape précédente ne satisfont pas l'équation de continuité localement, une équation de type « poisson » pour la correction de la pression, dérivée de l'équation de continuité et les équations de quantité de mouvement linéarisées, seront résolues pour obtenir les corrections de champs de pression et de vitesse nécessaire pour satisfaire la continuité.
- d) Si c'est bon, les équations d'autres scalaires (énergie, espèces,...) seront résolues.

La procédure comprend donc des itérations générales qui permettent de résoudre le couplage spatial de chaque variable et des sous itérations entre les variables.

Le traitement de la pression est par contre légèrement différent de celui des autres variables car il s'agit d'une variable qui n'obéit à aucune équation de transport. Il en résulte l'introduction d'un algorithme de couplage vitesse-pression.

9. L'algorithme de couplage vitesse-pression

Les équations régissant l'écoulement sont résolues par le solveur. Il y a cependant un problème : l'équation de mouvement a un terme de pression mais il n'ya pas une équation évidente pour calculer le champ de pression qui ne peut pas être résolu jusqu'à l'obtention du champ de vitesse. L'utilisation d'un algorithme pour corriger la pression et la vitesse afin que ces grandeurs vérifient l'équation de continuité est nécessaire. Cet algorithme stipule l'existence d'une relation entre les vitesses corrigées et les pressions corrigées. Nous utilisons l'algorithme SIMPLE, acronyme pour « Semi-Implicit Method for Pressure Linked Equations » pour résoudre le système d'équations discrétisées. Le schéma représentatif de ce processus itératif est le suivant :

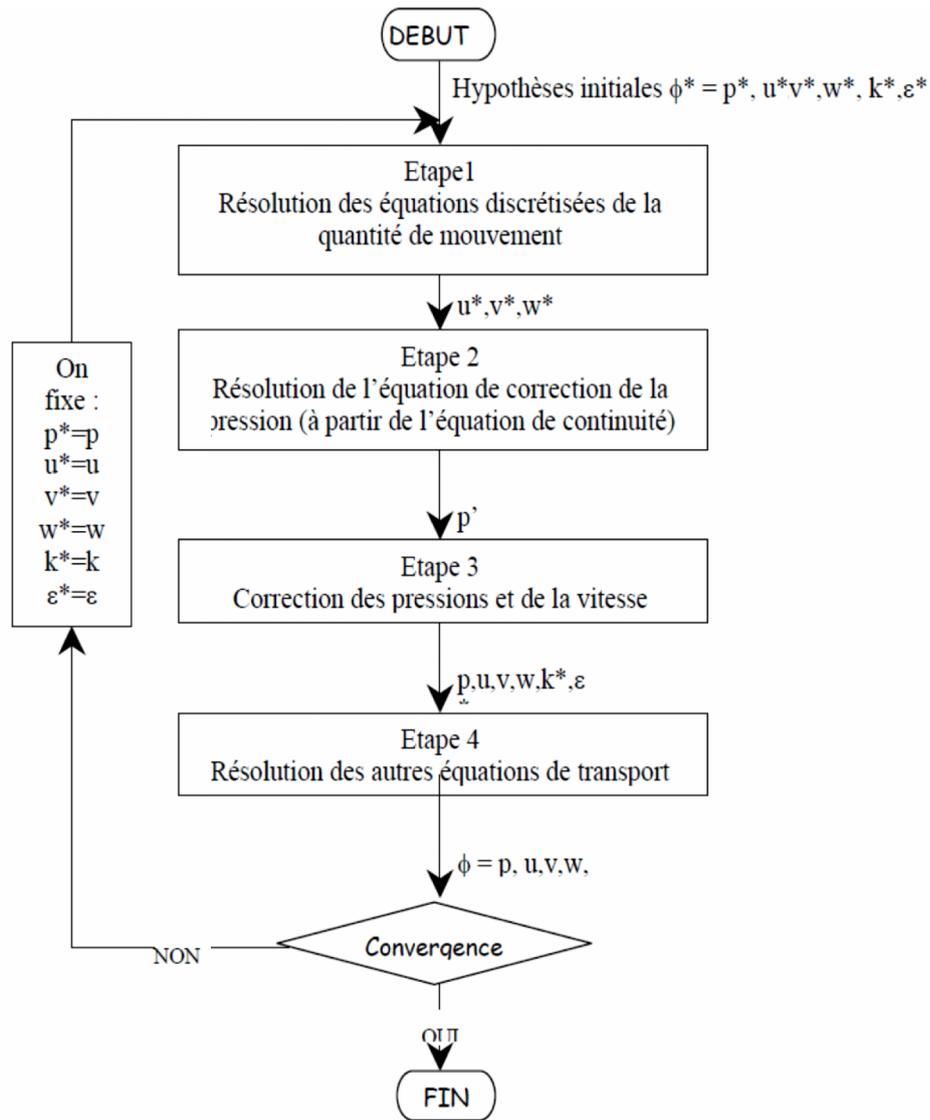


Figure 3.8. Schéma itératif de Fluent, avec l’algorithme SIMPLE

A partir d’une valeur initiale p^* (qui donne un champ de vitesse incorrect) les vitesses u^* , v^* , w^* peuvent être calculées. Les valeurs de correction sont ajoutées aux valeurs initiales et deviennent p' , u' , v' , w' . Une correction de pression est alors obtenue en combinant l’équation de continuité et les équations linéarisées de quantité de mouvement.

Une fois que la correction de pression est obtenue les ajustements correspondants au champ de vitesse peuvent être faits. La correction de la pression est donnée par :

$$P = P^* + \alpha_p P' \tag{Equation 3.34}$$

Avec α_p est le facteur de sous relaxation pour la pression.

10. La convergence

Le critère de convergence utilisé par Fluent repose sur le résidu d'une équation du problème défini par l'utilisateur. En toute rigueur, le résidu correspond à la somme sur toutes les mailles des erreurs effectuées sur l'équation discrétisée en question, lorsque les variables déterminées par le processus sont réintégréées dans l'équation discrétisée.

En choisissant une équation du système (continuité, mouvement, énergie) ainsi qu'une valeur de résidu à ne pas dépasser sur cette équation, l'utilisateur fixe un indicateur de convergence. Cette convergence est souvent facilitée en utilisant une technique connue sous le nom de sous-relaxation. Cette technique consiste à diminuer la rapidité des changements d'une variable, d'une itération à l'autre.

III.4 l'approche lagrangienne pour le calcul de la dose : "particle tracking"

Le calcul de la dose reçue peut être effectué par le biais de l'approche lagrangienne plus communément appelée «*particle tracking*» [58], qui consiste à suivre les trajectoires d'un grand nombre de particules individuelles puis à effectuer un bilan sur leur devenir.

Dans notre étude ces particules, peuvent représenter des bactéries, virus ou contaminants. La trajectoire de chaque particule (micro-organisme) forme une base de données pour la détermination de la fonction de distribution de la dose.

III.4.1 L'équation fondamentale du mouvement des particules dans le fluide

La trajectoire de la particule est obtenue en intégrant l'équation de quantité de mouvement en utilisant la description lagrangienne. En la projetant sur l'axe des x , cette équation peut s'écrire sous la forme suivante [59] :

$$\frac{du_x}{dt} = F_D (u - u_p) + g_x \left(\frac{\rho_p - \rho}{\rho_p} \right) + F_x \quad \text{Equation 3.35}$$

Ici, u_p est la vitesse de la particule ; u la vitesse instantanée du fluide ; g_x , l'accélération de la pesanteur selon l'axe x ; ρ_p , la masse volumique de la particule ; ρ la masse volumique du fluide ; et F_x des forces additionnelles.

- Le terme de gauche dans l'équation correspond à l'accélération de la particule.
- Le premier terme de la partie droite correspond à la force massique de traînée.

Le coefficient F_D (inverse du temps de relaxation, τ , de la particule) s'exprime selon l'équation :

$$F_D = \frac{18 \mu}{\rho_p d_p^2} \frac{C_D Re_p}{24} \quad \text{Equation 3.36}$$

C_D représente le coefficient de traînée. d_p et ρ_p sont respectivement le diamètre et la masse volumique de la particule. Re_p représente le nombre de Reynolds particulaire. Pour une particule sphérique, il s'écrit :

$$Re_p = \frac{\rho d_p |u_p - u|}{\mu} \quad \text{Equation 3.37}$$

Le coefficient de traînée dépend du régime d'écoulement. Pour des faibles nombres de Reynolds particulaire ($Re_p < 0.1$) le coefficient de traînée est donné par l'équation 3.38 :

$$C_D = \frac{24}{Re_p} \quad \text{Equation 3.38}$$

Pour des nombres élevés ($Re_p > 1000$), C_D est pratiquement constant et vaut 0.4. Pour des valeurs intermédiaires, la relation entre C_D et le nombre de Reynolds est plus compliquée. Morsi et Alexander ont proposés en 1972 la relation suivante [60] :

$$C_D = \alpha_1 + \frac{\alpha_2}{Re_p} + \frac{\alpha_3}{Re_p^2} \quad \text{Equation 3.39}$$

α_1 , α_2 , et α_3 dépendent du nombre de Reynolds.

- Le deuxième terme de droite représente les forces de flottabilité.
- Le troisième terme représente l'ensemble des autres forces (force de masse ajoutée, force de portance, force due au gradient de pression).

III.4.2 Simulation de la dose

L'approche lagrangienne du transport des particules consiste à déterminer facilement le comportement de particules de différentes caractéristiques. Pour simuler la dispersion des particules dans un écoulement turbulent, on utilise généralement des méthodes stochastiques appelées souvent modèles de « vol ou de marche aléatoire » (*Random Walk Models*) disponible dans le code de calcul Fluent en appliquant le modèle DPM (Discrete Phase Model).

La dose absorbée par chaque particule (microorganisme) peut être calculé en multipliant le taux de fluence local moyen évalué par le temps d'exposition. La dose totale reçue par chaque particule peut être obtenue en intégrant le cumulatif de dose reçue le long du parcours de cette particule :

$$D_i = \int E dt \quad \text{Equation 3.40}$$

Une fonction définie par l'utilisateur UDF, permet de paramétrer le logiciel Fluent et de le coupler avec le calcul de la dose. Une UDF est une fonction programmée par l'utilisateur qui peut être liée avec le solveur Fluent pour améliorer les capacités standard du code de calcul. Les UDF sont programmées dans le langage informatique C⁺⁺. Elles utilisent à la fois les bibliothèques de fonctions de C⁺⁺ et les macros prédéfinies avec le logiciel Fluent qui permettent d'accéder aux données du solveur.

Chapitre IV
Résultats et Discussions

IV.1. Introduction

Le modèle de réacteur UV qui est l'objet de cette étude comprend plusieurs configurations :

- Modèle à une lampe : la lampe au centre du réacteur.
- Modèle à deux lampes : avec deux positions : horizontale et verticale
- Modèle à quatre lampes : avec quatre positions : carrée écartée, carrée proche, losange écartée et losange proche.

Pour les simulations on utilise le code de la dynamique des fluides numérique Fluent et les UDF (User-Defined-Function) implémentées dans le même code.

IV.2. Modèle de réacteur UV à une lampe

IV.2.1 Géométrie

L'eau entre dans le réacteur UV à travers une canalisation de 0.12 m de diamètre. Le réacteur UV qui est un cylindre de 0.3 m de diamètre et 0.12 m d'épaisseur ; comprend une lampe UV cylindrique centrée de 0.048 m de diamètre et 0.12 m d'épaisseur. La longueur totale considérée pour notre étude est 0.6 m (figure 4.1).

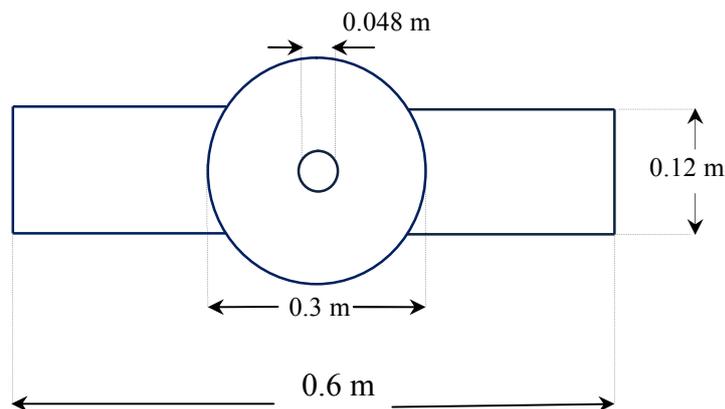


Figure 4.1. Géométrie du modèle de réacteur UV en 2 dimensions (2D)

IV.2.2 Maillage

Le maillage et la discrétisation du domaine de calcul ont été réalisés à l'aide du mailleur Gambit. Ce logiciel propose plusieurs types de maillage. Dans notre étude, nous avons choisi le maillage tétraédrique (figure 4.2).

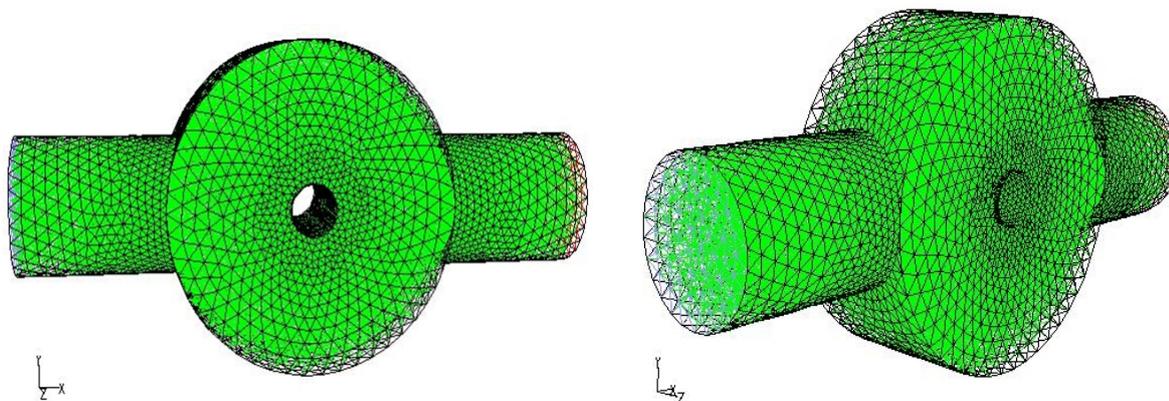


Figure 4.2. Géométrie et maillage du réacteur avec Gambit

IV.2.3 Conditions aux limites

Tableau 4.1. Paramètres et conditions aux limites utilisés

Paramètre	Description
Géométrie	
Diamètre du reacteur	0.3 m
Epaisseur du reacteur	0.125 m
Diamètre de la lampe UV	0.048 m
Type de maillage	Tétraédrique
Nombre de cellules	39121
Nombre de nœuds	8430
Hydrodynamique	
Model de turbulence	k-ε Standard
Algorithme utilisé	SIMPLE C
Propriété du fluide	$\rho=998.2\text{kg/m}^3$, $T=300\text{k}$, $\mu=1.003\times 10^{-3}\text{kg/m.s}$
Model de radiation	Ordonnées discrètes OD
Model de suivi des trajectoires des particules (particle tracks model)	Phase discrète (Discrete phase) Marche aléatoire discrète (Discrete Random Walk (DRW))

VI.2.4 Résultats

5. L'hydrodynamique

a. Champ de vitesse

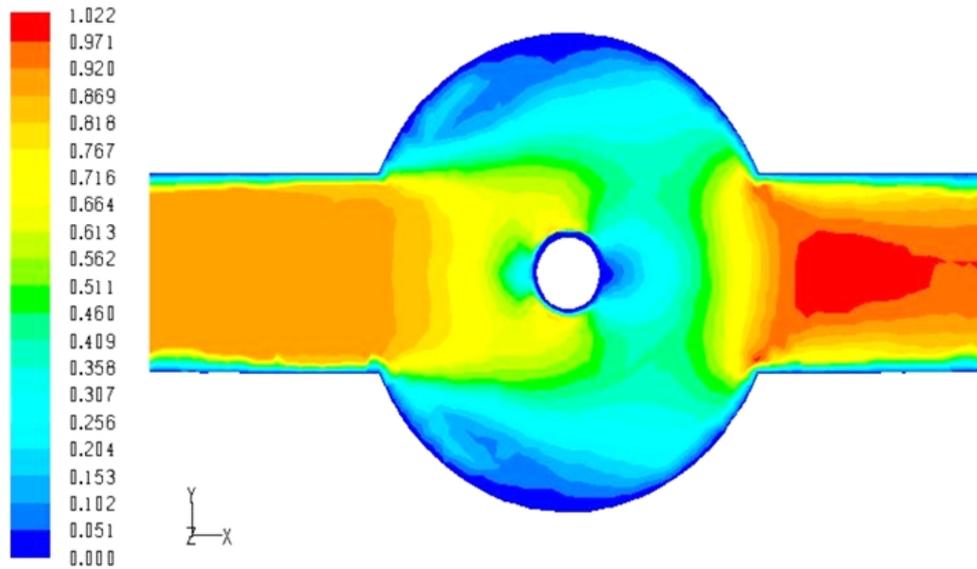


Figure 4.3. Contours de vitesse [m/s]

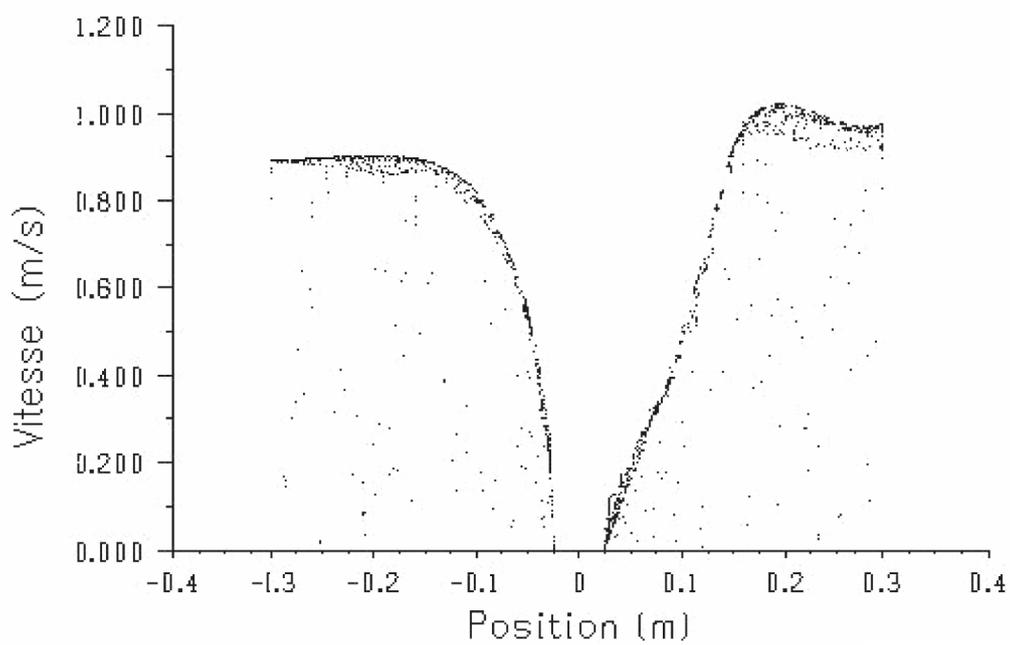


Figure 4.4. Profil de vitesse en fonction de la position selon l'axe des x

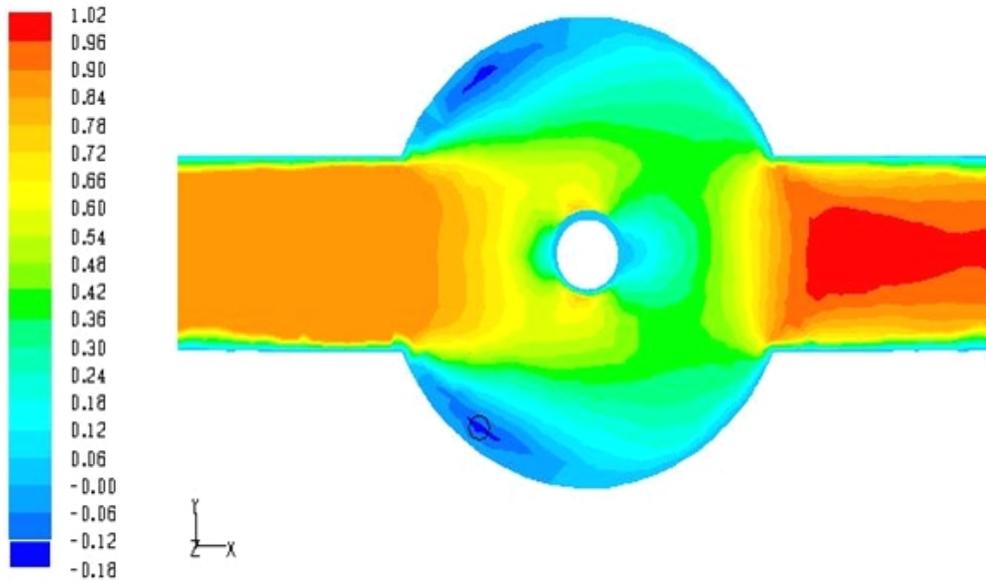


Figure 4.5 Contours de vitesse [m/s] selon l'axe des x

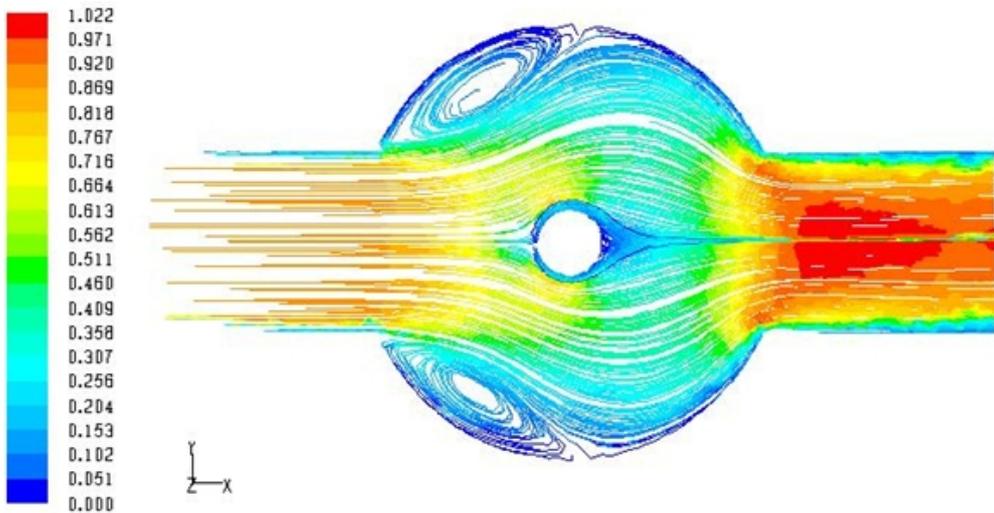


Figure 4.6 Lignes du parcours de vitesse "*pathlines*"

Le comportement de la vitesse est présenté dans la figure 4.3, on peut remarquer une symétrie par rapport à l'axe des x. Des gradients de vitesse très importants sont observables dans la région où l'eau trouve une facilité de s'échapper vers le conduit de sortie.

Le profil de la vitesse (figure 4.4) peut être divisé en trois parties ; la première avant la lampe où on remarque que la valeur de la vitesse diminue jusqu'à la paroi de lampe où on note une vitesse nulle, après la zone qui entoure la lampe, la vitesse augmente et atteint les valeurs extrêmes.

La figure 4.5 montre des vitesses négatives auprès des parois, au dessus et au bas de l'entrée du réacteur cela indique le retour du fluide vers le sens contraire de l'écoulement. On peut constater le recyclage de l'eau dans ces zones. Les zones de recyclage apparaissent nettement dans la figure 4.6.

b. Champ de turbulence

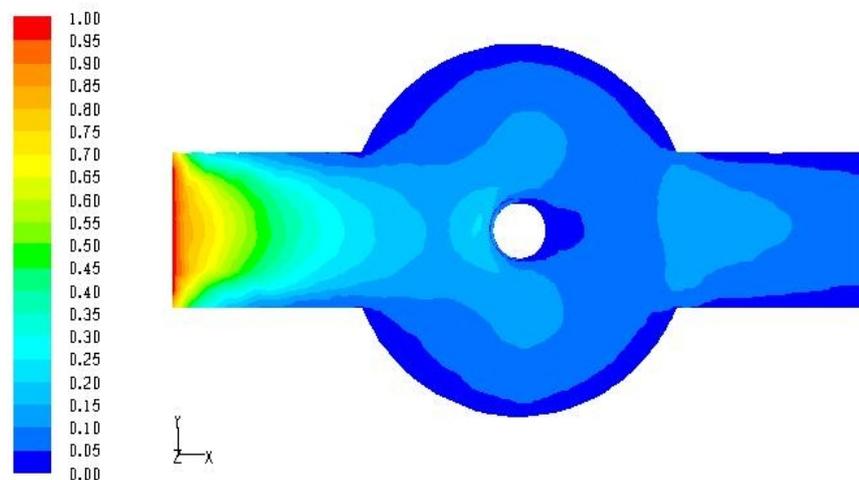


Figure 4.7. Contours de l'énergie cinétique turbulente [m^2/s^2]

On peut observer que la turbulence (figure 4.7) est très intense à l'entrée, et présente une symétrie par rapport à l'axe des x. Des champs de turbulences sont nuls auprès des parois du réacteur et à la partie droite de la lampe. À la sortie du réacteur l'intensité du champ de turbulence augmente et s'annule aux parois.

6. L'intensité

La distribution de l'intensité est obtenue en intégrant l'équation du transfert radiatif. Le modèle des ordonnées discrètes est utilisé. La répartition spatiale est illustrée dans la figure 4.8. Les intensités calculées sont utilisées par la suite pour le calcul de la dose reçue.

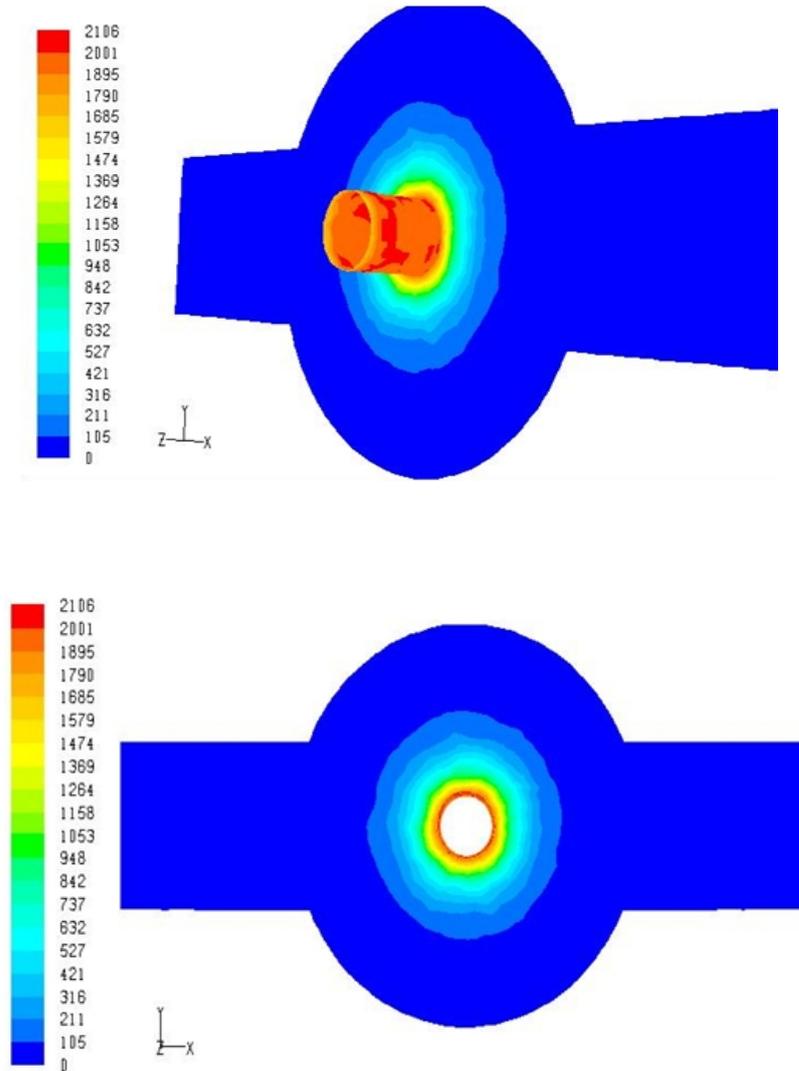


Figure 4.8. Contours de l'intensité radiative [w/m^2]

On remarque que l'intensité de la radiation incidente prend des valeurs très grandes jusqu'à 2106 w/m^2 aux zones qui entourent la lampe (figures 4.9). Plus on s'éloigne de la lampe plus l'intensité s'affaiblit jusqu'à une valeur minimale qui est de 0.105 w/m^2 .

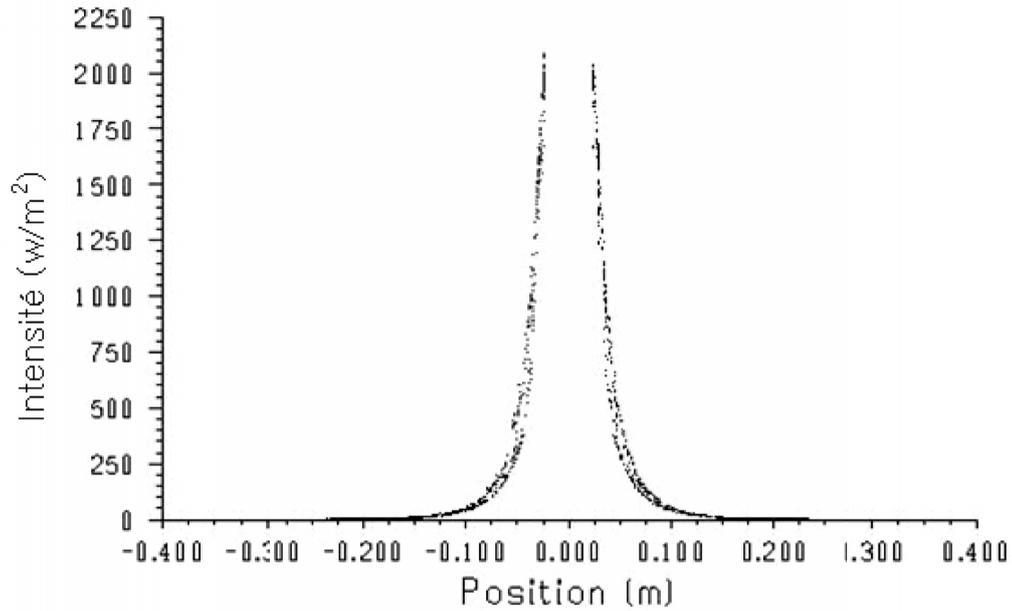


Figure 4.9. Courbe de l'intensité en fonction de la position sur l'axe des x.

7. La dose reçue

En utilisant les champs d'intensité calculés par Fluent et les champs de vitesse issus des simulations hydrodynamiques, nous avons calculé pour chaque maille la dose qui peut être reçue par une particule qui la traverse. Cette dose est calculée en utilisant les UDF implémentées dans Fluent qui calcule pour chaque maille la dose moyenne reçue.

On a utilisé une injection surfacique sur la section d'entrée. Pour chaque particule la dose moyenne reçue est donnée par :

$$Dose = I_c \cdot dt$$

- I_c : l'intensité calculée par l'UDF implémentée dans Fluent au centre de la maille en W/m^2
- dt : fraction du temps pour parcourir la maille en s.

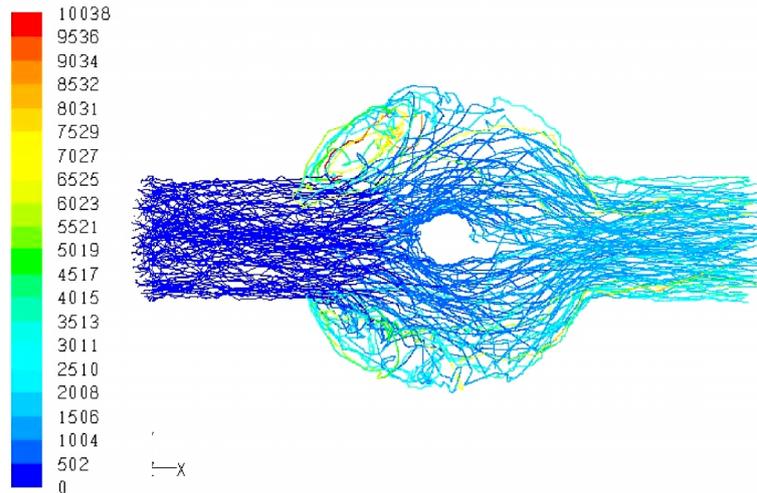


Figure 4.11. Trajectoires des microorganismes colorées par la dose [J/m²]

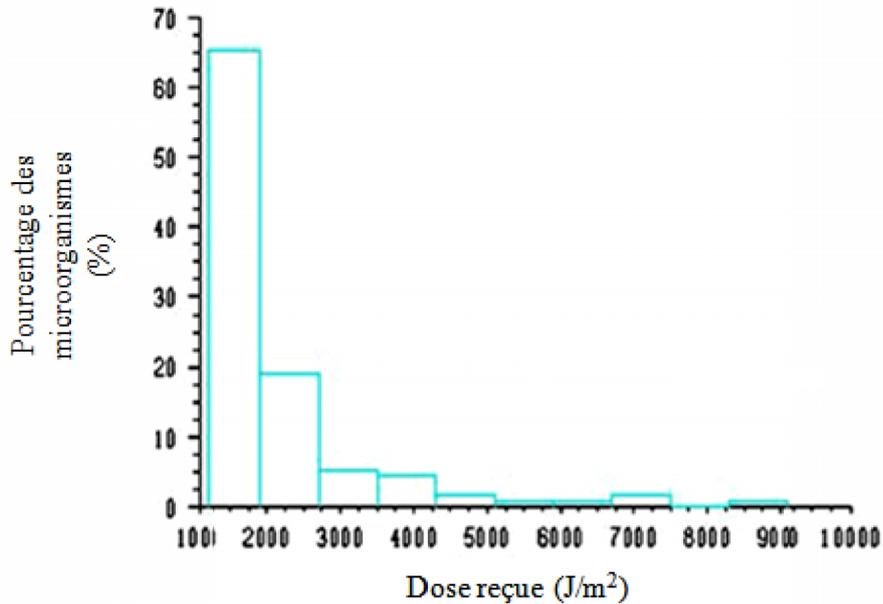


Figure 4.12. Histogrammes de la dose [J/m²]

La figure 4.11 montre les trajectoires des particules colorées par la dose reçue et on peut remarquer que les valeurs des doses les plus élevées se situent aux zones de recirculation. Les histogrammes (figure 4.12) donnent la distribution de la dose, 65 % du nombre total des particules ont reçu une dose moyenne de **1500 J/m²**, 20 % ont reçu une dose de **2500 J/m²** et le reste est supérieur à **3000 J/m²**.

8. Influence du débit d'entrée sur la désinfection

a. La vitesse

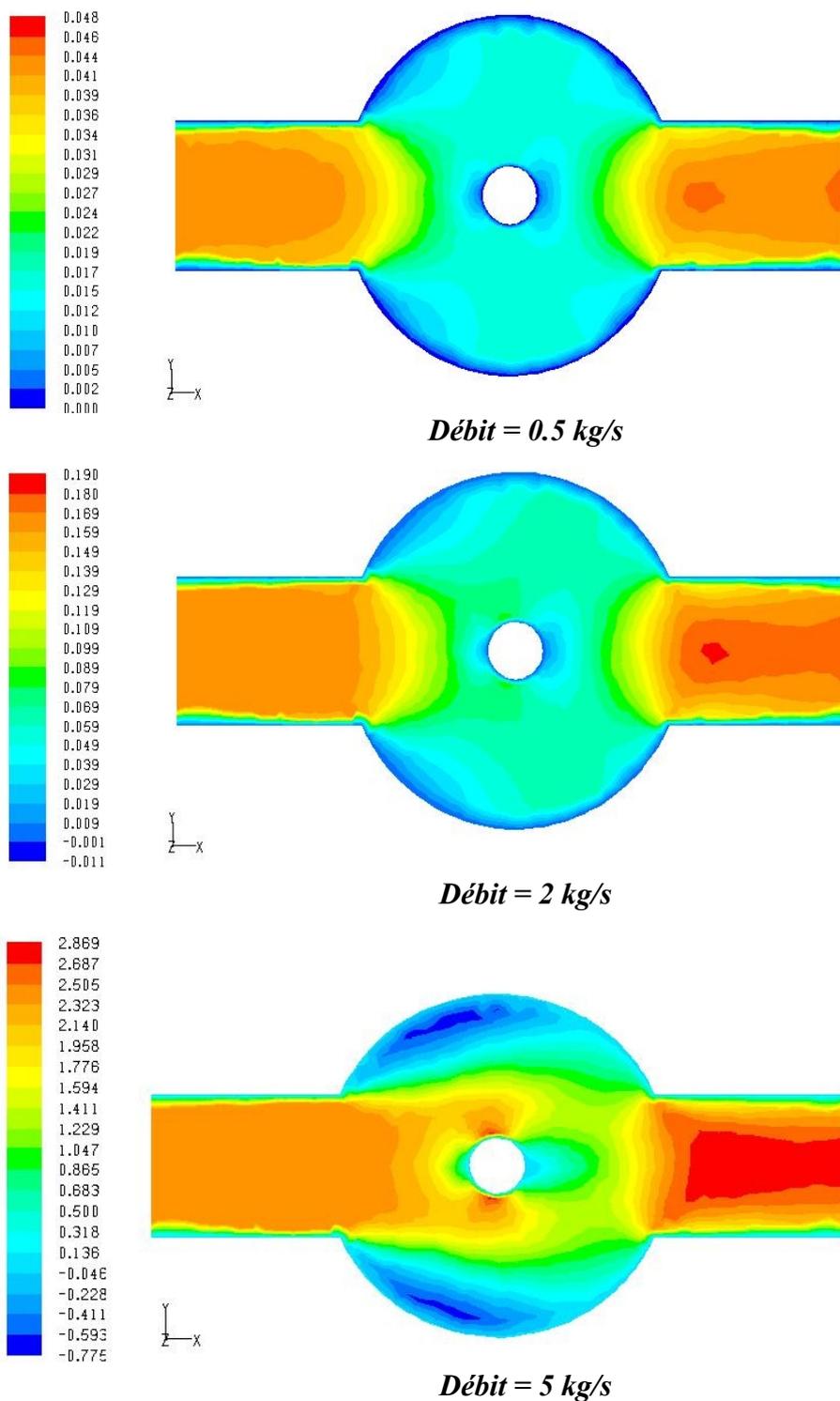
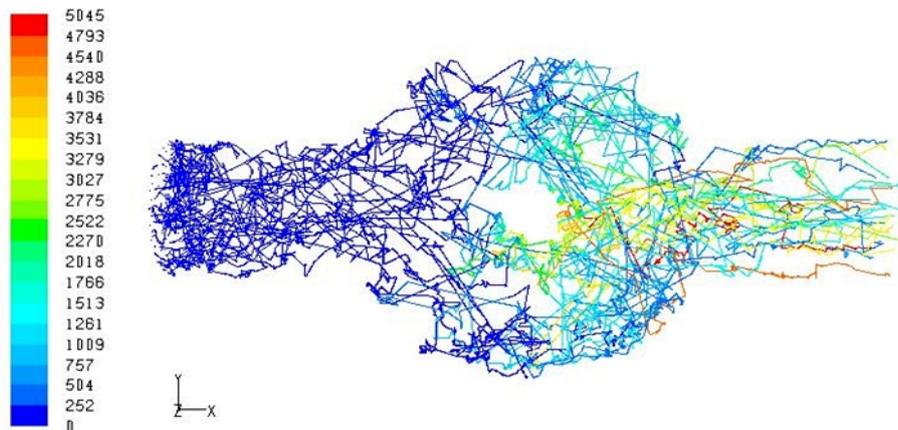
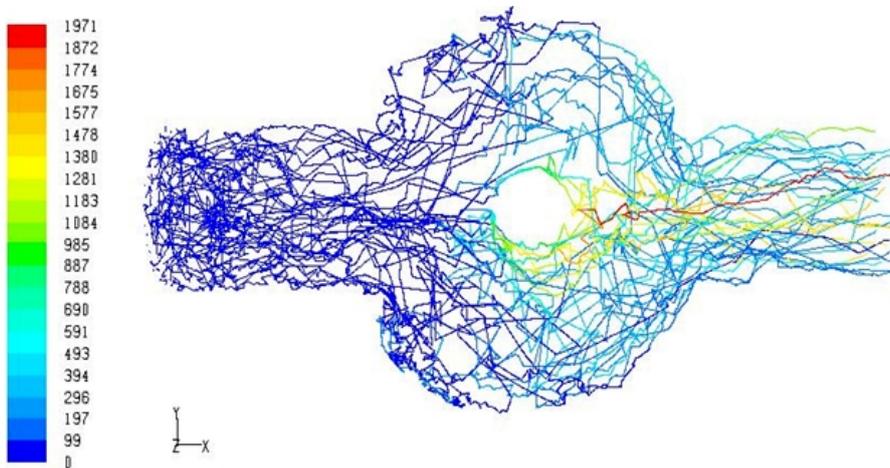


Figure 4.13. Contours de vitesse pour différents débits

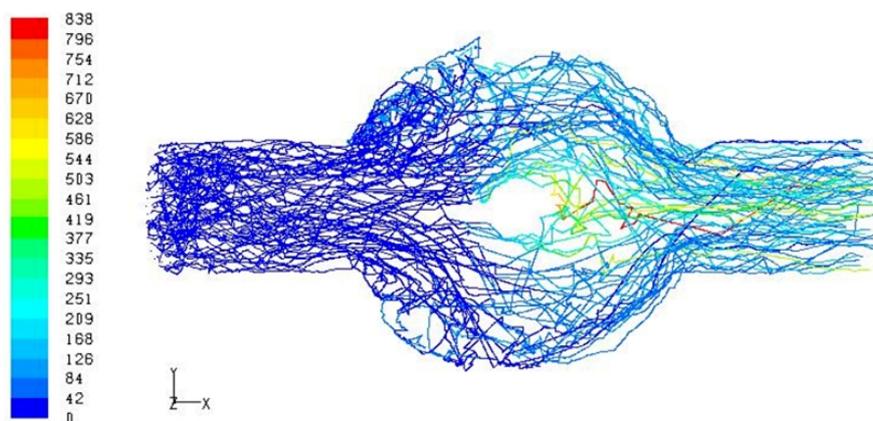
b. La dose



Débit = 0.5 kg/s



Débit = 2 kg/s



Débit = 5 kg/s

Figure 4.14. Trajectoires des particules coloré par la dose reçu [J/m^2] pour différents débits

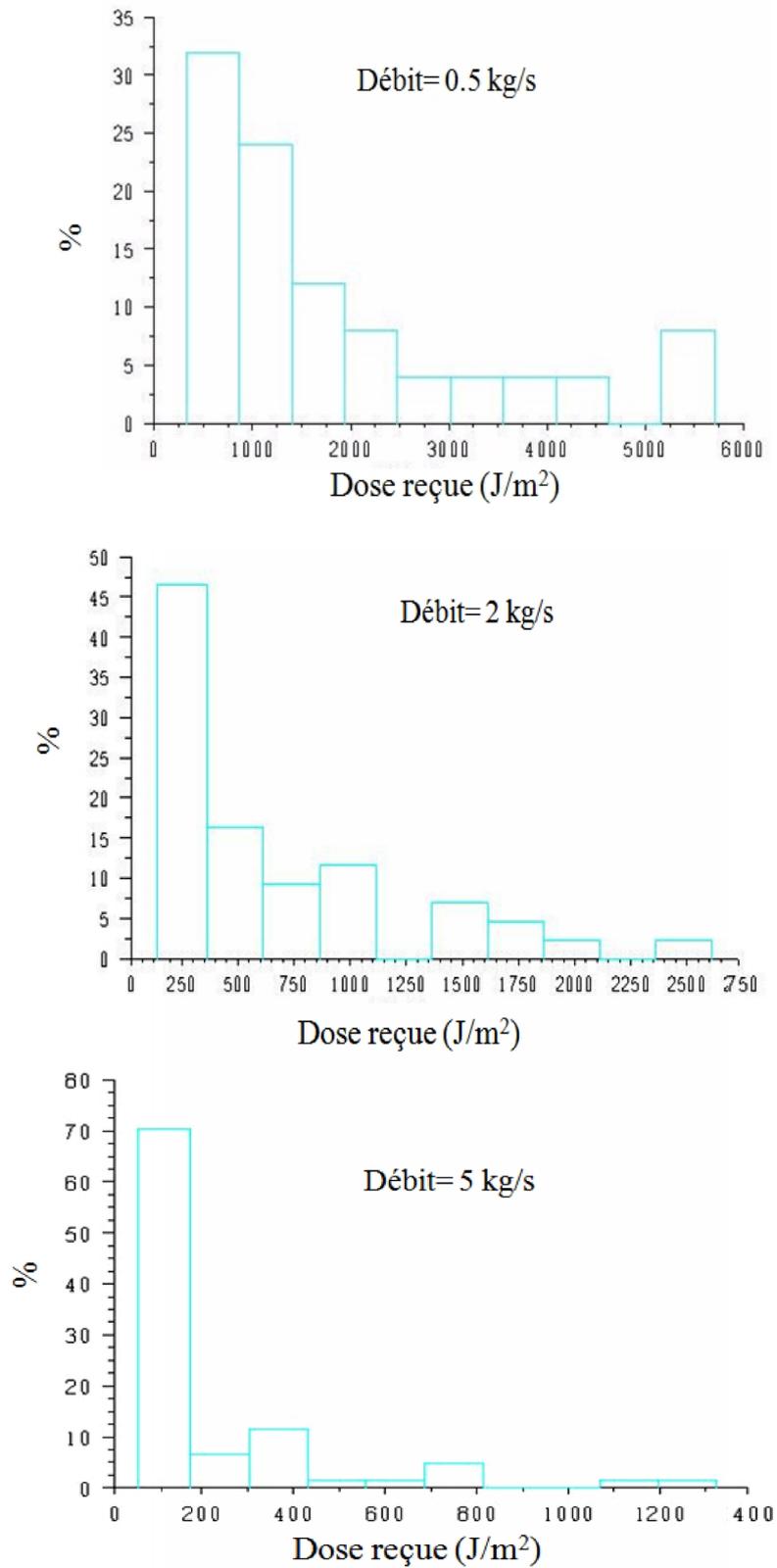


Figure 4.15. Histogrammes de la dose pour différents débits

En employant différentes valeurs du débit d'entrée on a obtenu les résultats présentés ci-dessus. Dans la figure 4.13, on remarque des vitesses de valeurs négatives apparaissent aux parois quand le débit augmente. Ce qui traduit la recirculation de l'eau dans ces zones.

La figure 4.14 montre les trajectoires des particules pour différents débits on peut voir que les particules entre dans le réacteur avec une dose nulle, puis cette dose augmente au fur et à mesure que les particules traversent le réacteur.

À la sortie du réacteur, les particules sortent différemment colorées (selon la dose reçue) les unes par rapport aux autres ; cela revient au parcours traversé et au champ d'intensité rencontré durant le temps de résidence à l'intérieur du réacteur.

On remarque que pour les faibles valeurs du débit (figure 4.14) les lignes des trajectoires présentent des inclinaisons serrés ; ce qui a conduit à des parcours longs et par conséquent un temps de résidence plus grand. Cela traduit les valeurs élevées de la dose reçue : pour **0.5 kg/s**, la dose maximale atteint une valeur de **5045 J/m²** ; et pour **5 kg/s**, la dose maximale est seulement **838 J/m²**.

Les lignes inclinées s'étendent (donc le trajet est plus cours) quand le débit augmente et les doses enregistrées sont moindres à cause d'un temps de séjour court.

Les résultats (figures 4.15) indiquent qu'avec des débits faibles les particules qui ont reçues des doses élevées sont majoritaires. La dose maximale est considérablement plus grande que celle obtenue pour les débits élevés : pour un débit de **0.5 kg/s** presque **20 %** des particules ont reçues une dose qui dépasse **3000 J/m²** alors que la valeur maximale atteinte de la dose pour un débit de **2 kg/s** est **2500 J/m²** reçue par **5 %** seulement.

Tableau 4.2 Dose moyenne pour différentes valeurs de débit massique de l'influent

Débit (kg/s)	0.5	1	1.5	2	2.5	5	10	15
Dose moyenne (J/m ²)	1821.70	1031.06	822.45	553.34	487.80	231.99	109.60	76.74

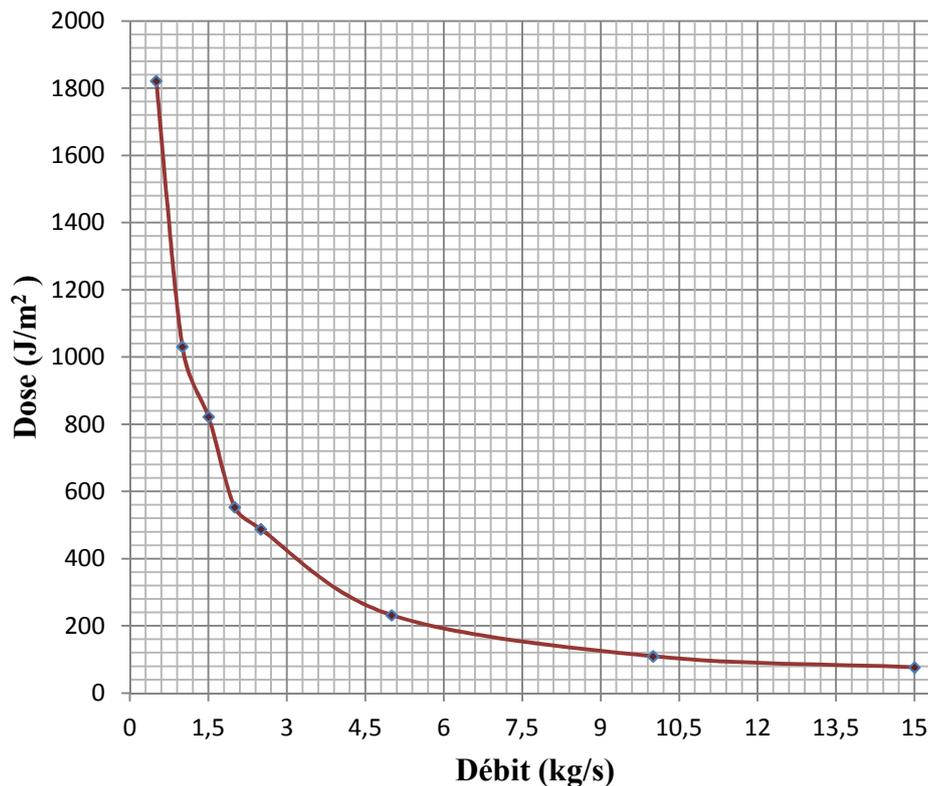


Figure 4.16 Courbe de la variation de la dose en fonction du débit

D'après le tableau 4.2, on remarque que pour le débit **0.5 kg/s** la valeur de la dose moyenne est de **1821.7 J/m²** alors qu'elle est de **231.99 J/m²** pour un débit de **5 kg/s** avec un rapport égal à **7,85**.

On peut tirer de la figure 4.16, que pour avoir une dose supérieure ou égale à **400 J/m²** le débit d'alimentation doit être inférieur ou égal à **3 kg/s** (classification des systèmes de désinfection par UV).

IV.3. Modèle de réacteur UV à deux lampes

Dans cette partie nous allons utiliser deux lampes UV avec deux configurations obtenues en positionnant les lampes verticalement et horizontalement. Les dimensions du réacteur sont les même que le modèle à une lampe.

La distance par rapport au diamètre extérieur entre les deux lampes est égale à 0.068 m pour les deux configurations.

IV.3.1 Maillage

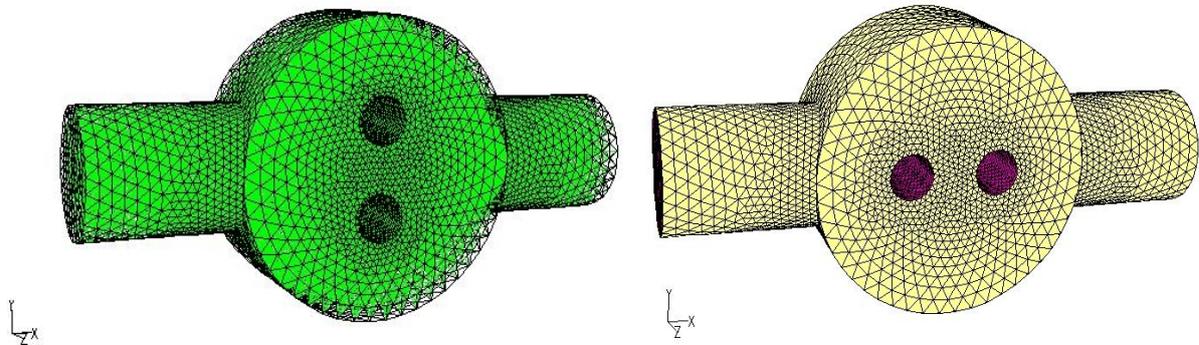


Figure 4.17. Géométrie et maillage du modèle à deux lampes : configuration verticale (à gauche) et configuration horizontale (à droite)

IV.3.2 Conditions aux limites

Tableau 4.3. Paramètres et conditions aux limites utilisés

Paramètre	Description
Géométrie	
Diametre du reacteur	0.3 m
Epaisseur du reacteur	0.125 m
Diametre de la lampe UV	0.048 m
Distance entre les diamètres extérieurs des deux lampes	0.068 m
Type de maillage	Tetraédrique
Nombre cellules	46758
Nombre de noeuds	10171
Hydrodynamique	
Model de turbulence	k-ε Standard
Algorithme utilisé	SIMPLE C
Propriété du fluide	$\rho=998.2\text{kg/m}^3$, $T=300^\circ\text{k}$, $\mu=1.003\times 10^{-3}\text{kg/m.s}$
Model de radiation	Ordonnées discrètes OD
Model de suivi des trajectoires des particules (particle tracks model)	Phase dicrète (Discrete phase) Marche aléatoire discrète (Discrete Random Walk (DRW))

IV.3.3 Résultats

a. L'intensité

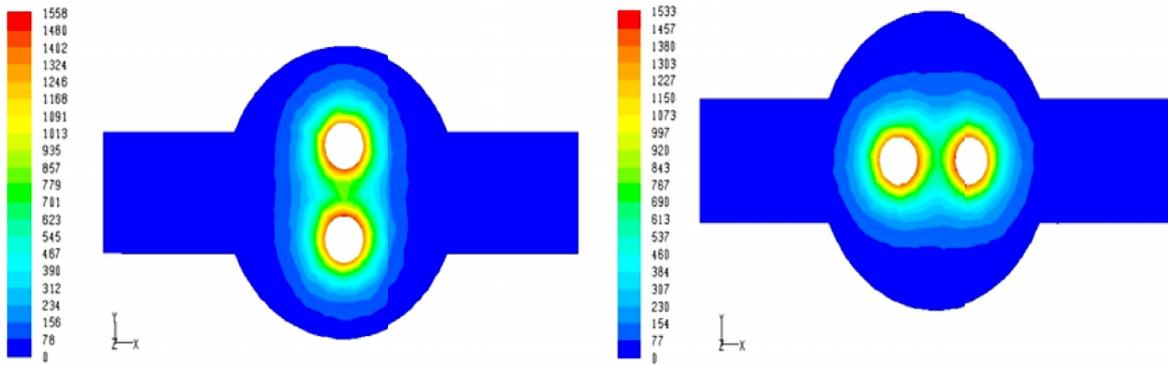


Figure 4.18. Contours de radiation [w/m^2] des deux configurations des lampes (verticale –horizontale)

b. La vitesse

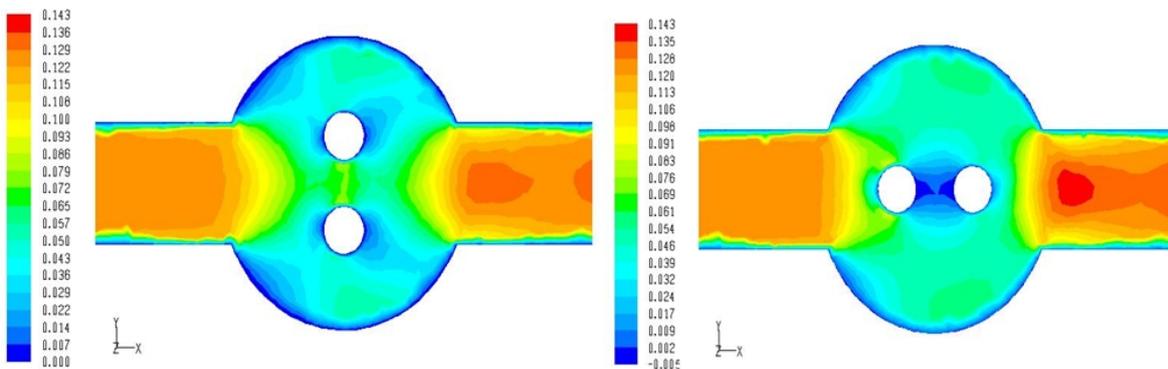


Figure 4.19. Contours de vitesse [m/s] des deux configurations des lampes (verticale- horizontale)

a. La dose

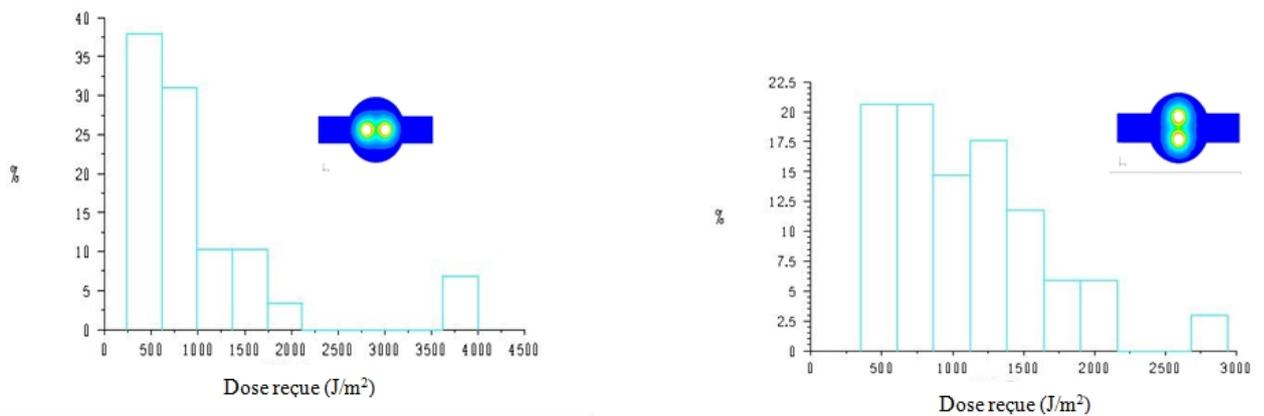


Figure 4.20. Histogrammes des doses reçues: deux configurations des lampes (horizontale –verticale)

On remarque d’après la figure 4.18 que le champ d’intensité pour la configuration horizontale ne couvre pas les zones se situant en haut et en bas du réacteur au moment où les résultats préviennent des valeurs de vitesses élevées dans ces zones (figure 4.19) ; les particules qui passent par ces zones n’auront surement pas la dose suffisante à cause d’une faible intensité et d’un temps de séjours court.

Par contre pour la position verticale les contours de l’intensité se trouvent en face de l’écoulement et couvrent mieux les zones supérieures et inférieures du réacteur (figure 4.18), en plus les vitesses prévues dans ces zones sont moindres (figure 4.19).

On constate que la configuration verticale donne des résultats meilleurs : la dose est mieux répartie dans le réacteur comme le montre la figure 4.20.

Tableau 4.4 Doses moyennes du model à deux lampes en position horizontale et verticale pour différents débits massique

Debit (kg/s)	5		2.5		2		1.5		1		0.5	
Position des lampes	Horizontale	Verticale										
Dose (J/m ²)	276.5	296.7	555.5	592.2	720.5	783.1	969.3	1106.3	1245.1	1435	2348.6	2873.3
difference	20.1		36.7		62.6		137		189.9		524.7	

Le tableau 4.4 donne les valeurs de la dose moyenne pour les deux configurations (horizontale et verticale) pour différents débits. On peut remarquer que la dose moyenne obtenue pour la configuration verticale est la plus grande pour tous les débits.

La comparaison entre les deux configurations devient plus claire après l’établissement des histogrammes de la différence dans les valeurs de la dose moyenne (figure 4.21). On peut aussi remarquer que cette différence diminue pour les grandes valeurs du débit, ce qui est bien claire sur la figure 4.22.

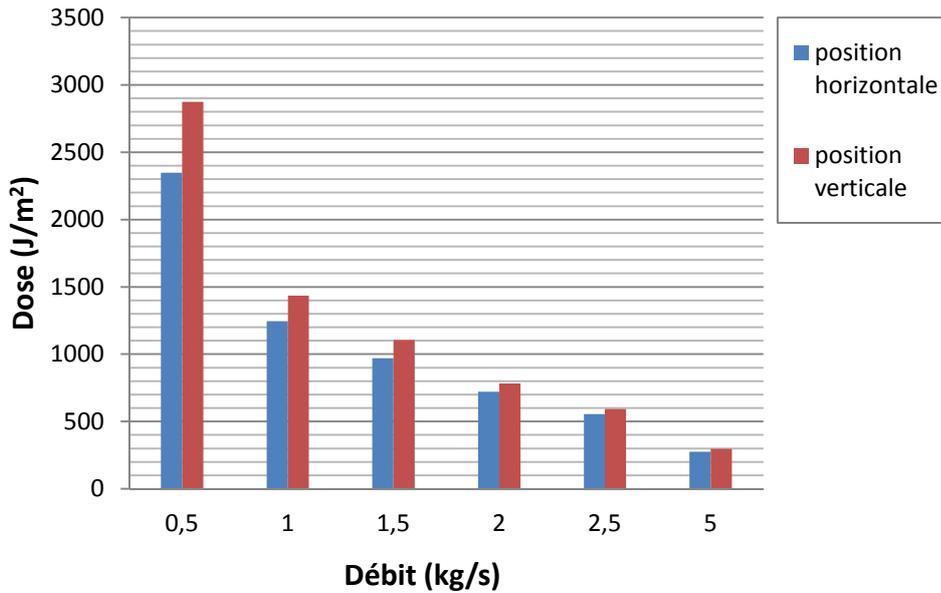


Figure.4.21 Comparaison de la dose moyenne entre les configurations verticale et horizontale

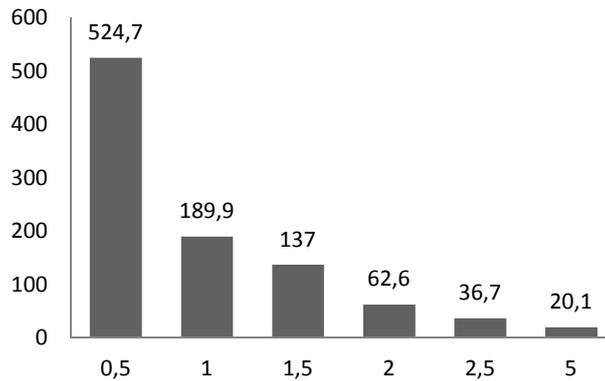


Figure.4.22 La différence de la dose moyenne entre les configurations verticale et horizontale

Ces résultats peuvent être expliqués par le fait que pour la configuration verticale les deux lampes forment un obstacle en face de l'écoulement ce qui oblige le volume d'eau à se disperser vers le haut et le bas du réacteur, provoquant un ralentissement de la vitesse cela conduit à la prolongation du parcours, et par conséquent le temps d'exposition est plus grand, ainsi que la dose reçue.

Pour la configuration horizontale l'eau trouve facilement le chemin pour s'échapper vers la sortie, et avec des vitesses élevées le temps d'exposition sera donc plus court (figure 4.19).

IV.4. Modèle de réacteur UV à quatre lampes

Le même réacteur est utilisé mais avec quatre lampes. Les lampes sont disposés sous forme losange la distance entre les lampes est 0.144 m verticalement et horizontalement par rapport au diamètre extérieur des lampes.

IV.4.1 Maillage

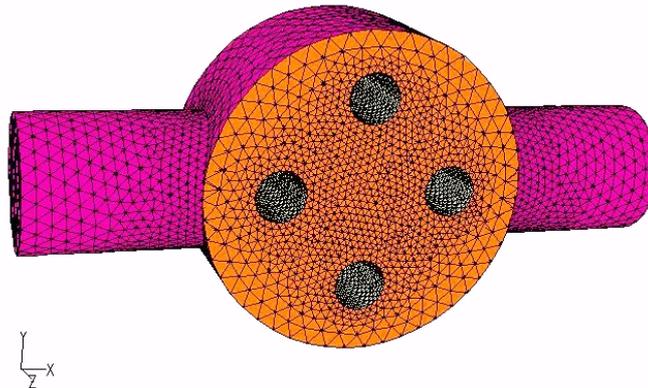


Figure 4.23. Géométrie et maillage du modèle à quatre lampes

IV.4.2 Conditions aux limites

Tableau 4.5 Paramètres et conditions aux limites utilisés

Paramètre	Description
Géométrie	
Diametre du reacteur	0.3 m
Epaisseur du reacteur	0.125 m
Diametre des lampes UV	0.048 m
Distance entre les diamètres extérieurs des lampes verticalement et horizontalement	0.078 m
Type de maillage	Tetraédrique
Nombre de cellules	63012
Nombre de noeuds	13786
Hydrodynamique	
Model de turbulence	k-ε Standard
Algorithme utilisé	SIMPLE C
Propriété du fluide	$\rho=998.2\text{kg/m}^3$, $T=300^\circ\text{k}$, $\mu=1.003\times 10^{-3}\text{kg/m.s}$
Model de radiation	
Ordonnées discrètes OD	
Suivi des trajectoire des particules (Particle tracks model)	
Phase discrète (Discrete phase)	
Marche aléatoire discrète (Discrete Random Walk (DRW))	

IV.4.3 Résultats

Les résultats présentés ci-dessous sont obtenus en utilisant un débit de 1 kg/s.

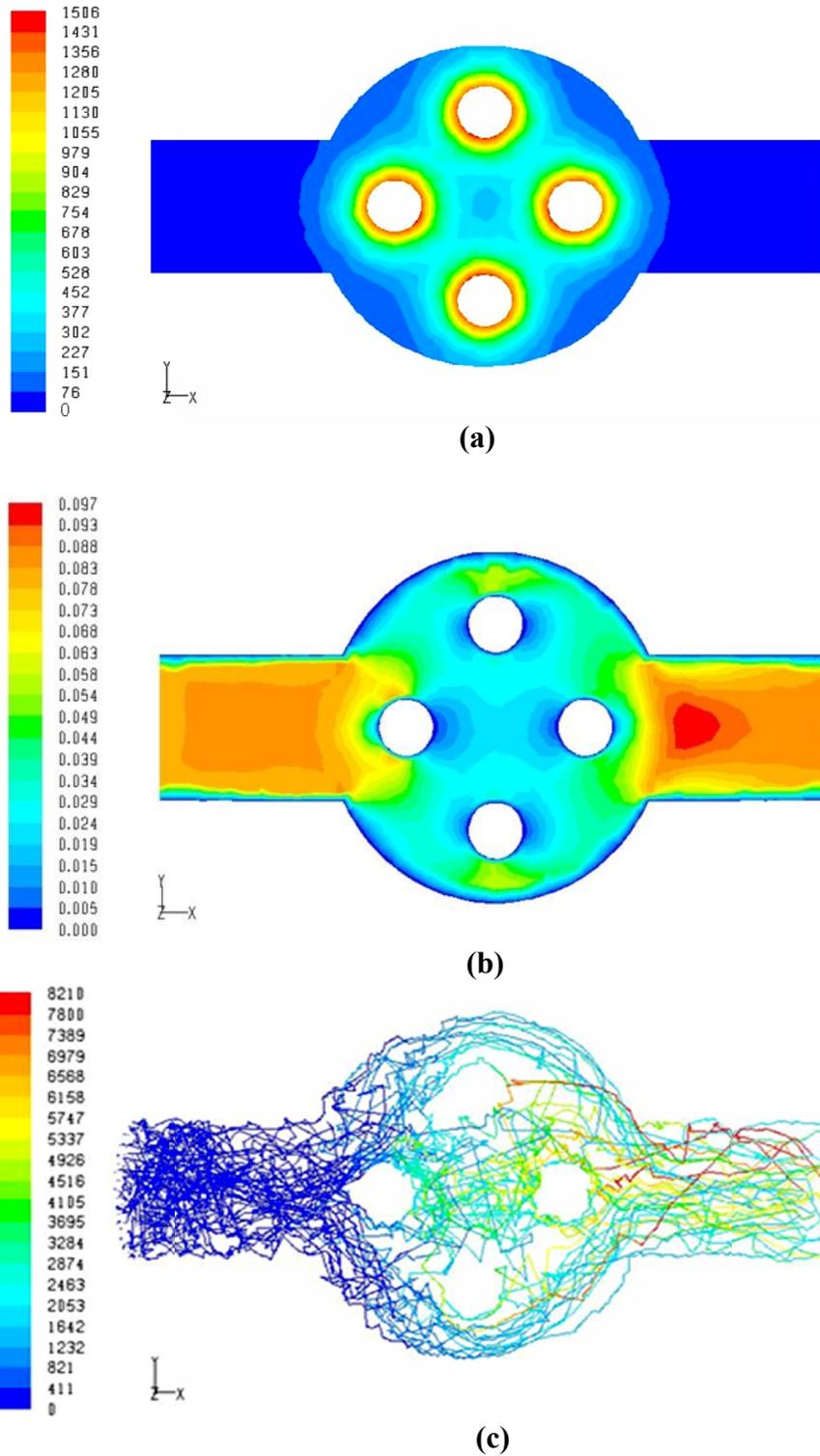


Figure.4.24 Le modèle à 4 lampes : (a) L'intensité [w/m^2] ;(b) la vitesse [m/s] ;(c) les trajectoires des particules colorées par la dose reçue [J/m^2]

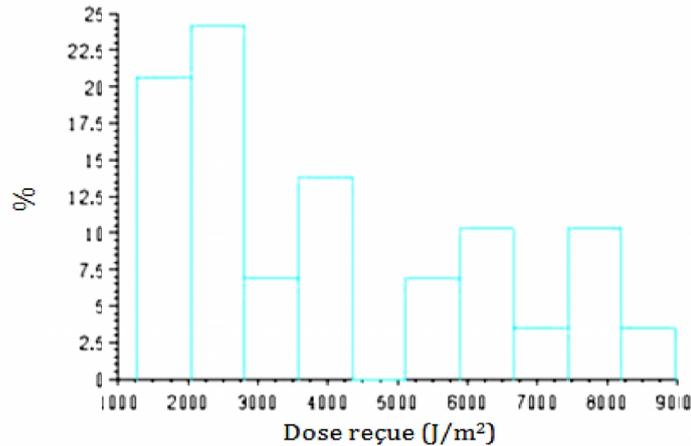


Figure.4.25 Le modèle à 4 lampes : Les histogrammes des doses reçues pour un débit=1 kg/s

Il est bien clair que le modèle à quatre lampes donne une distribution d'intensité qui couvre la totalité du volume du réacteur (figure 4.24(a)). La totalité de particules sortantes sont irradiées par une dose supérieure à **1000 J/m²** (figure 4.25). La dose maximale atteinte est supérieure à **8000 J/m²** (figure 4.24 (c)).

La vitesse de l'eau est grande à l'entrée et est moyenne à l'intérieur du réacteur. À la sortie, la vitesse augmente et atteint une valeur maximale de **0.097 m/s** (figure 4.24 (b))

La dose moyenne obtenue pour ce modèle est de **4087.9 J/m²**. Comparé aux modèles précédents (1 lampe et 2 lampes verticales), on constate que le modèle à quatre lampes peut nous assurer une dose presque 4 fois plus grande par rapport au premier et 3 fois par rapport au deuxième.

- $\frac{dose_{(4\ lampes)}}{dose_{(1\ lampe)}} = \frac{4087.9\ J/m^2}{1031.06\ J/m^2} \approx 3.96$
- $\frac{dose_{(4\ lampes)}}{dose_{(2\ lampe)}} = \frac{4087.9\ J/m^2}{1435\ J/m^2} = 2.85$

➤ Comparaison avec le modèle à une lampe et le modèle à deux lampes

Dans cette partie du travail nous allons faire varier le débit d'alimentation pour les réacteurs déjà vus pour faire une comparaison entre les trois modèles utilisés.

Tableau 4.6 Doses moyennes des quatre modèles de réacteur UV pour différents débits massique

Nombre de lampe	Une lampe					
Debit massique (kg/s)	5	2.5	2	1.5	1	0.5
Temps de résidence (s)	2.600	4.901	5.553	8.568	11.955	21.787
Dose moyenne (J/m ²)	233.4	381.16	662.8	963.9	1031.06	1821.7
Nombre de lampe	Deux lampes en position horizontales					
Debit massique (kg/s)	5	2.5	2	1.5	1	0.5
Temps de résidence (s)	2.538	5.165	6.402	8.507	12.10	22.897
Dose moyenne (J/m ²)	259.49	657.96	785.12	1046.74	1324.49	2582.32
Nombre de lampe	Deux lampes en position verticales					
Debit massique kg/s	5	2.5	2	1.5	1	0.5
Temps de résidence (s)	2.52	5.01	6.614	8.106	11.61	23.329
Dose moyenne (J/m ²)	296.7	592.21	783.07	1106.33	1435	2873.28
Nombre de lampe	Quatre lampes					
Debit massique kg/s	5	2.5	2	1.5	1	0.5
Temps de résidence (s)	2.439	4.656	5.852	7.713	12.404	22.613
Dose moyenne (J/m ²)	827.1	1412.8	1906.2	2700.7	4087.9	8636.8

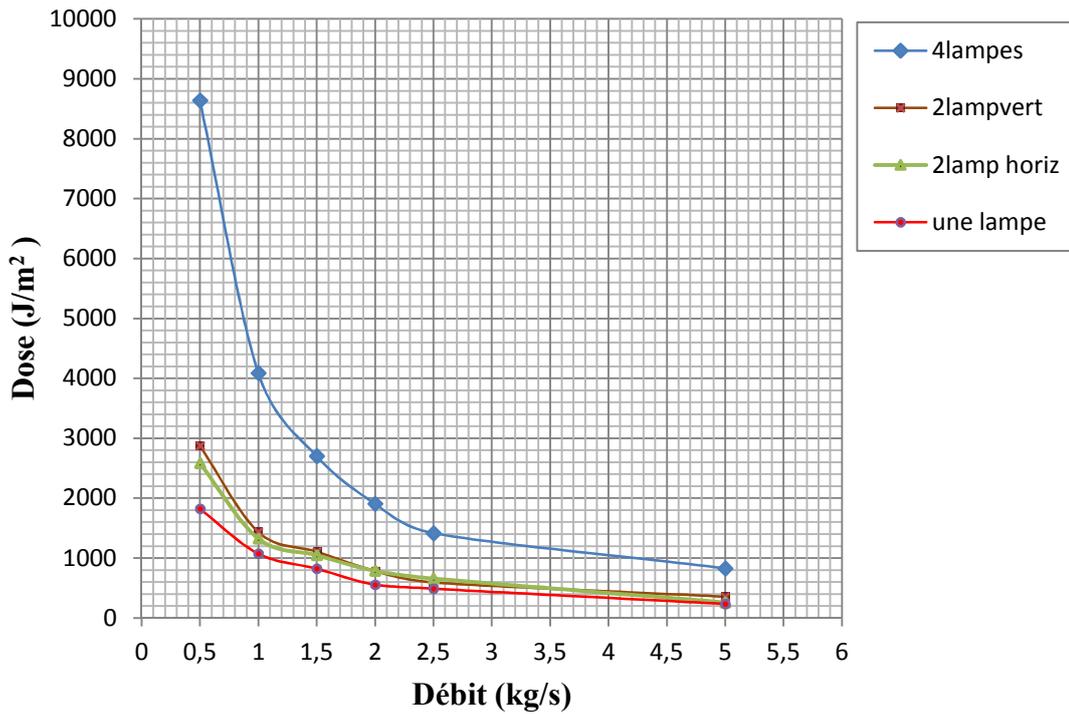


Figure.4.26 La variation de la dose en fonction du débit pour les différentes configurations

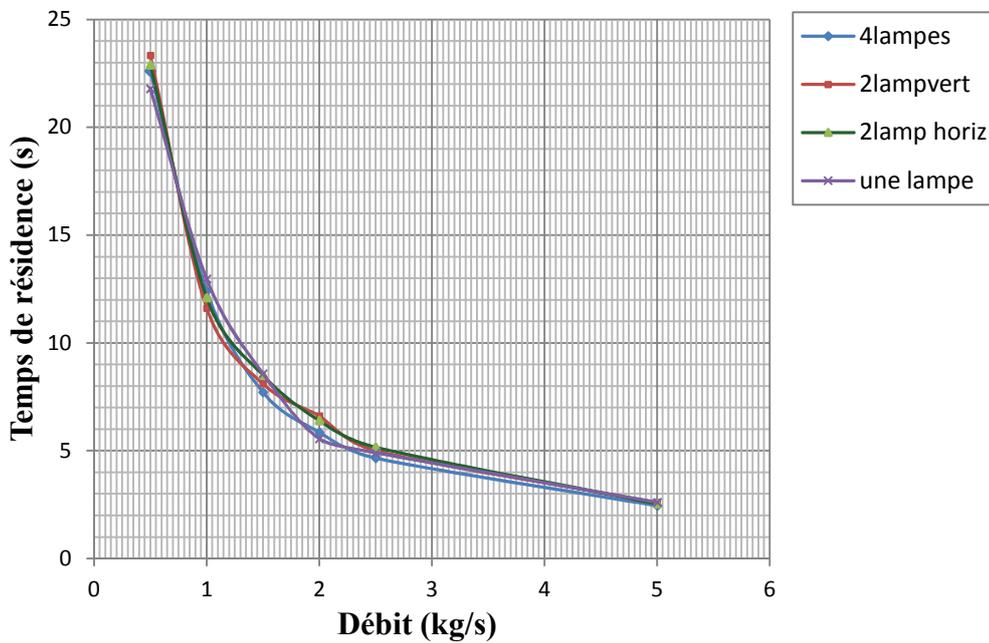


Figure.4.27 La variation du temps de résidence en fonction du débit pour les différentes configurations

Les courbes représentées dans les figures 4.26 et 4.27 sont tracées à partir des résultats présentés dans le tableau 4.6.

D'après les allures des courbes présentées sur la figure 4.26, on constate que pour tous les modèles la dose reçue diminue quand le débit augmente, avec une différence qui tend vers des valeurs négligeables.

On peut donc constater que le nombre de lampe devient non significatif pour les débits élevés. Le temps de résidence (figure 4.27) est comparable pour toutes les configurations.

Une désinfection efficace nécessite le choix d'un débit optimal selon la qualité d'eau à désinfecter et le type de pollution ciblé. Par exemple : en prenant le modèle à deux lampes on se trouve obligé à travailler avec des débits inférieurs ou égal à **0.5 kg** si la dose nécessaire est supérieur ou égale à **200 mJ/cm²** (voir chapitreII : classification des systèmes de désinfection par UV).

Le modèle à quatre lampes parait le meilleur à utiliser pour les eaux à pollution élevée, car on remarque d'après les résultats sur le tableau 4.5 qu'on peut travailler avec des débits plus élevés et avoir la dose nécessaire; par exemple un débit de **1.5 kg/s** peut nous assurer une dose moyenne de **270 mJ/cm²**.

IV.5. Effet de la disposition des lampes

Maintenant nous allons prendre le modèle à quatre lampes pour étudier l'effet de la disposition des lampes. On va tester deux positions : forme carrée et forme losange en rapprochant les lampes puis en les écartant. On aura donc quatre les configurations.

IV.5.1 Maillage

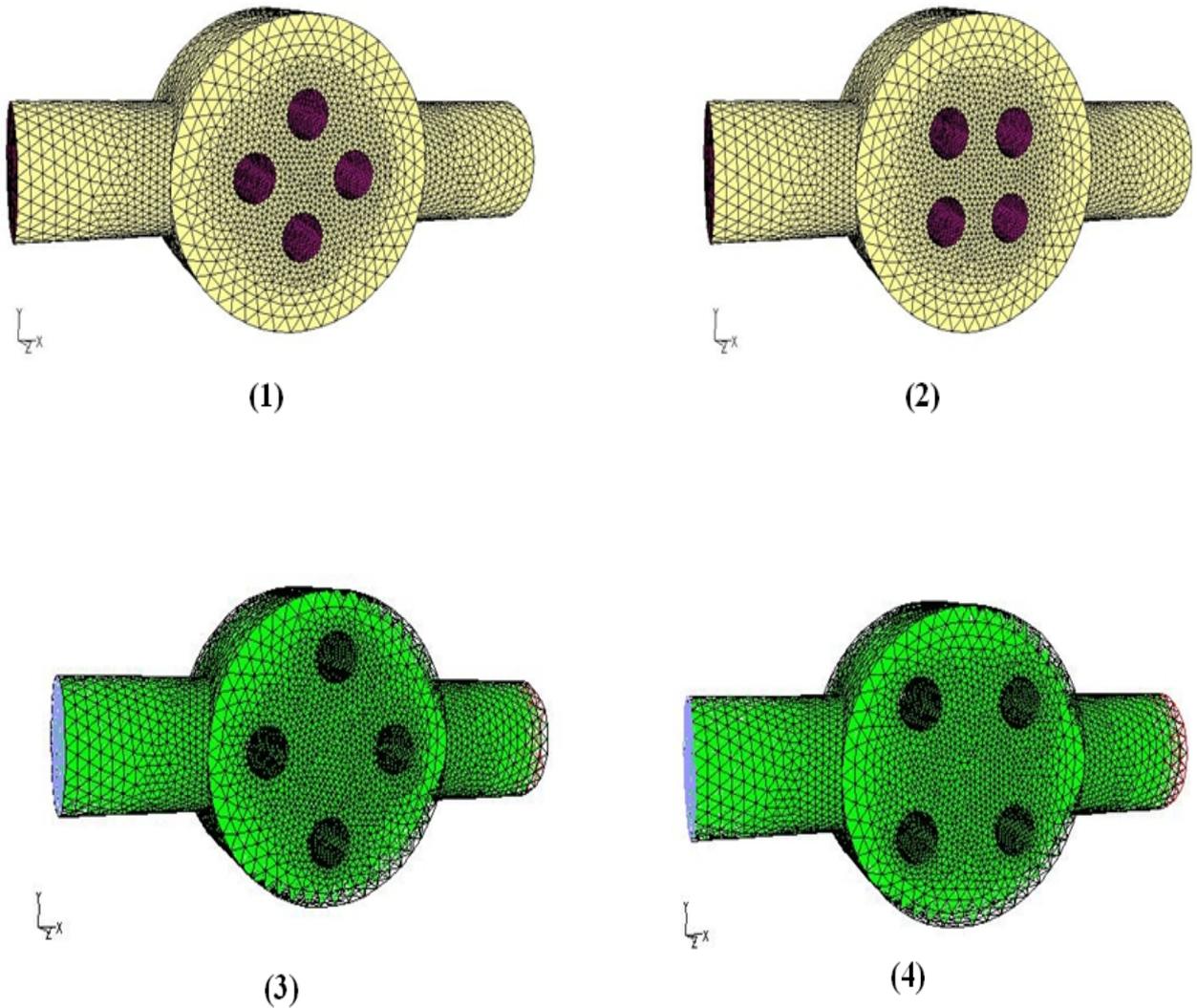


Figure 4.28. Géométrie et maillage : (1) : modèle lampes en position losange proche ; (2) modèle lampes en position carrée proche ; (3) : modèle lampes en position losange écartée (4) : modèle lampes en position carrée écartée.

IV.5.2 Conditions aux limites

Tableau 4.7 Paramètres et conditions aux limites utilisés

Paramètre	Description
Géométrie	
Diametre du reacteur	0.3 m
Epaisseur du reacteur	0.125m
Diametre des lampe UV	0.048 m
Distance entre les diamètres extérieurs des lampes :	
Position proche	0.048
Position écartée	0.078
Type de maillage	Tetraédrique
Nombre de cellules	
Position losange proche	61976
Position losange écartée	63012
Position carré proche	62100
Position carré écartée	64072
Nombre de nœuds	
Position losange proche	13552
Position losange écartée	13786
Position carré proche	13576
Position carré écartée	13979
Hydrodynamique	
Model de turbulence	k-ε Standard
Algorithme utilisé	SIMPLE C
Propriété du fluide	$\rho=998.2\text{kg/m}^3$, $T=300^\circ\text{k}$, $\mu=1.003\times 10^{-3}\text{kg/m.s}$
Model de radiation	
	Ordonnées discrètes OD
Suivi des trajectoire des particules (Particle tracks model)	
	Phase discrète (Discrete phase) Marche aléatoire discrète (Discrete Random Walk (DRW))

IV.5.3 Résultats

Comme le montre la figure 4.29, les contours de radiation couvrent la totalité du volume des réacteurs pour les configurations des lampes en position écartée. Les valeurs maximales de la radiation aux périphéries des lampes pour les configurations carrée et losange respectivement sont **1511 w/m²** et **1506 w/m²**.

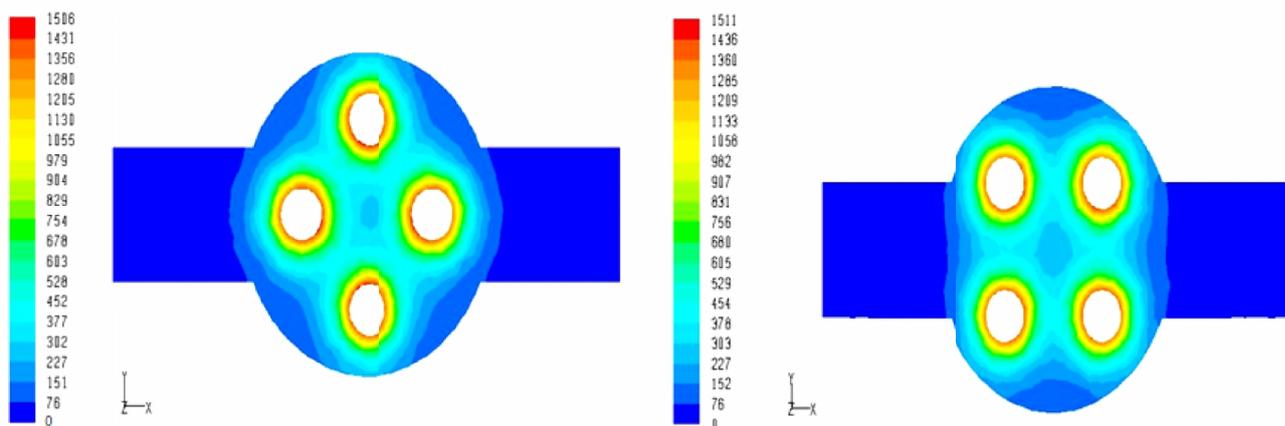


Figure 4.29 Contours de radiation pour les configurations des lampes en position écartée (losange – carrée)

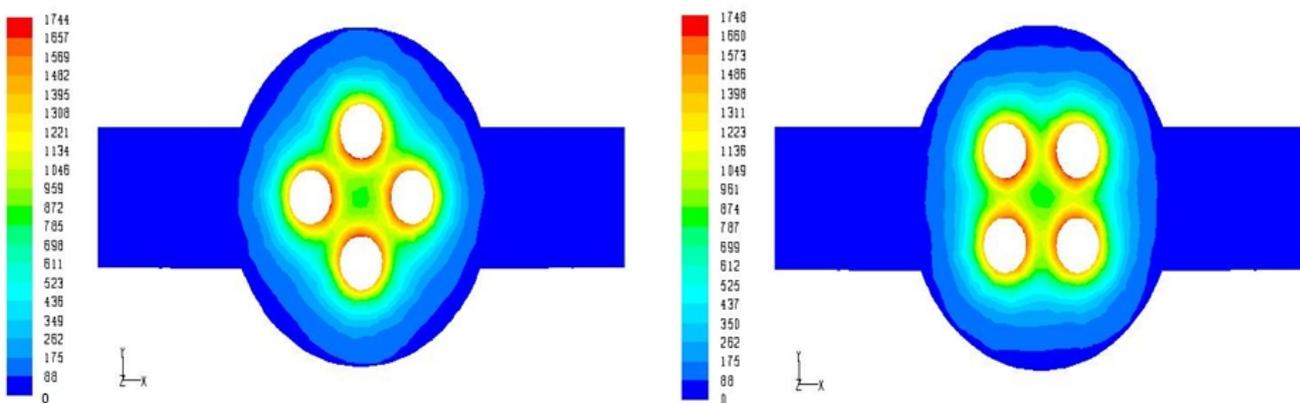


Figure 4.30 Contours de radiation pour les configurations des lampes en position proches (losange – carrée)

Par contre les valeurs maximales de la radiation pour les configurations en position proche (carrée et losange) sont plus élevées, elles sont de 1748 w/m^2 et 1744 w/m^2 respectivement, avec l'existence de zones de radiation nulle auprès des parois du réacteur (figure 4.30) et condensé au centre.

Tableau 4.8 Doses moyennes du modèle à quatre lampes avec les quatre configurations pour différents débits : effet de la position

Quatre lampes en position losange écartée								
Debit kg/s	15	10	5	2.5	2	1.5	1	0.5
Dose j/m ²	219.455	307.983	827.1	1412.8	1906.2	2700.7	4087.9	8636.8
Quatre lampes en position losange proche								
Debit kg/s	15	10	5	2.5	2	1.5	1	0.5
Dose j/m ²	194.604	266.758	581.633	1170.72	1615.81	2223.21	3538.05	5936.34
Quatre lampes en position carrée écartée								
Debit kg/s	15	10	5	2.5	2	1.5	1	0.5
Dose j/m ²	238.662	317.879	570.17	1238.62	1609.68	1819.77	2648.97	5973.95
Quatre lampes en position carrée proche								
Debit kg/s	15	10	5	2.5	2	1.5	1	0.5
Dose j/m ²	180.948	264.909	524.469	1125.65	1348.51	1639.57	2549.98	4195.64

Les résultats sur le tableau 4.8 peuvent être mieux visualisés par l'établissement des histogrammes. En comparant les histogrammes des deux configurations : carrée et losange (figures 4.31 et 4.32), on peut constater que les positions écartées pour les deux formes prévoient des résultats meilleurs que celles en position proche. Aux grandes valeurs de débit les résultats sont comparables.

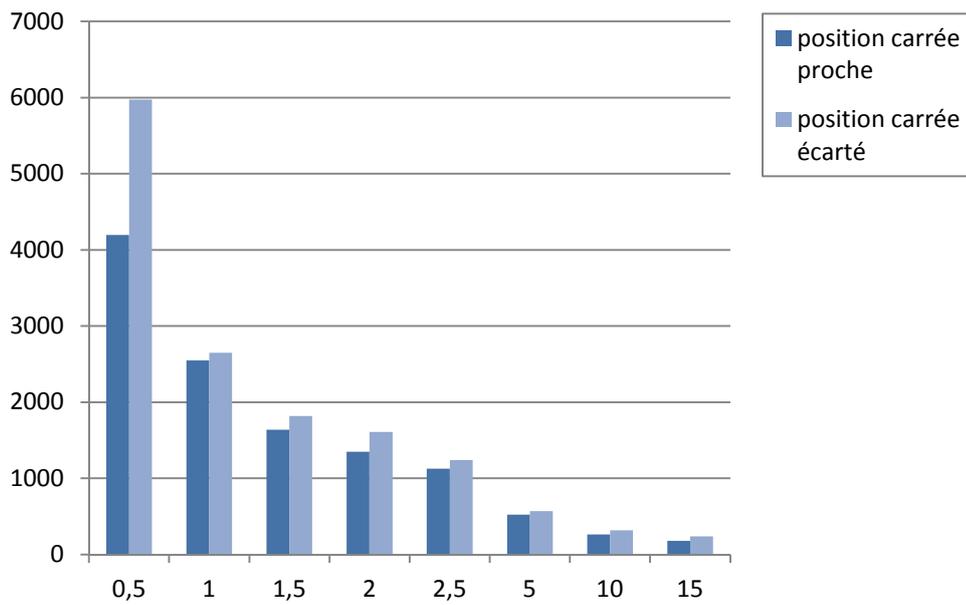


Figure 4.31. Histogrammes des doses [J/m²] en fonction de débit pour la configuration carrée (proche et écartée)

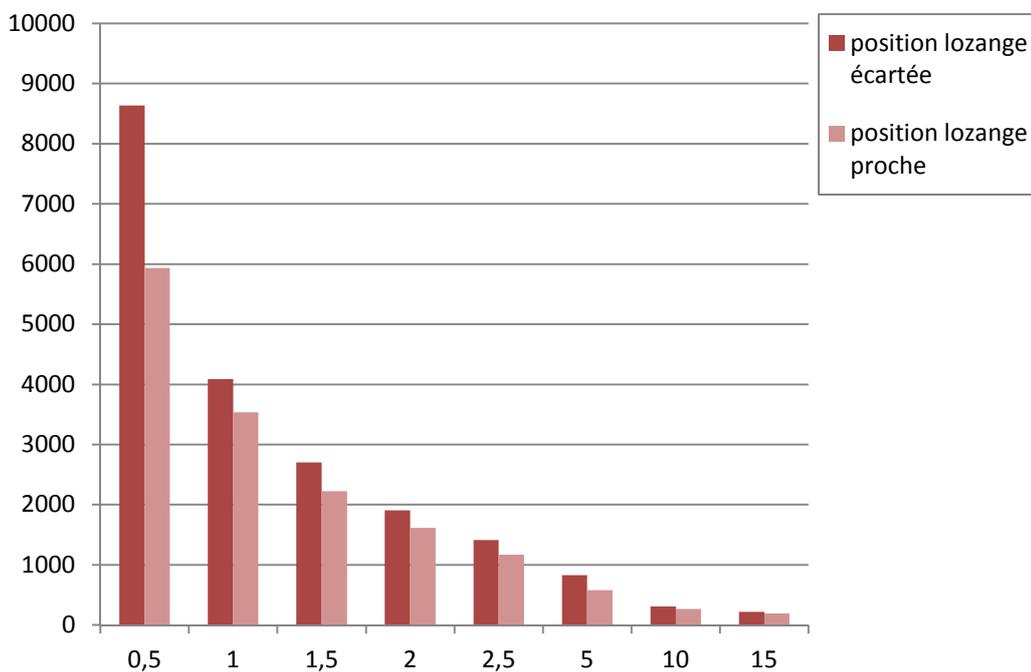


Figure 4.32. Histogrammes des doses [J/m²] en fonction de débit pour la configuration losange (proche et écartée)

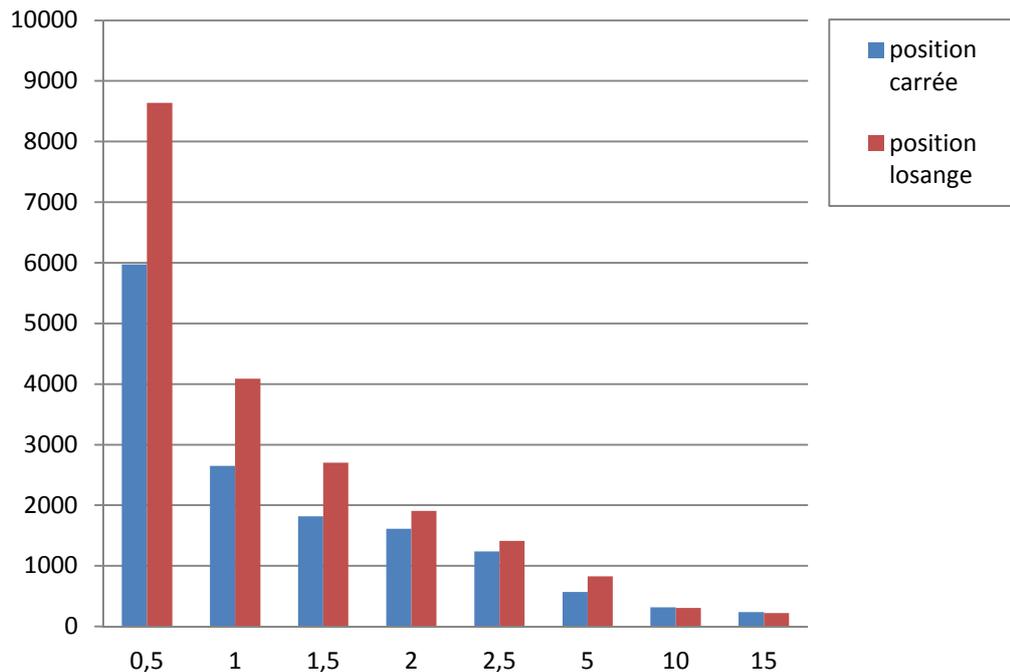


Figure 4.33. Histogrammes des doses en fonction de débit pour les configurations carrée et losange

Maintenant, en prenant la forme écartée des lampes pour les deux configurations carrée et losange, on constate que la configuration des lampes en position losange est bien meilleure que celles en position carrée, la figure 4.33 présentant les histogrammes confirme cette constatation.

IV.6 Conclusion

Les résultats obtenus dans ce chapitre nous ont permis de prévoir le comportement hydrodynamique de l'eau à l'intérieur du réacteur UV, la distribution de l'intensité et la dose moyenne reçue pour différentes valeurs de débit et différentes configurations.

Le modèle à une lampe nous a permis de prévoir le comportement général du système de désinfection du point de vue hydrodynamique et radiatif. On a introduit le paramètre débit pour voir son effet sur la dose UV. Les résultats obtenus confirment la sensibilité de ce paramètre sur la dose UV. Les faibles valeurs du débit donnent les meilleurs résultats.

Dans le modèle à deux lampes, en plus du paramètre débit on a introduit un nouveau paramètre qui est la position des lampes. Les résultats donnent l'avantage à la configuration verticale des lampes.

Le dernier modèle vu dans ce chapitre est celui à quatre lampes où on a constaté l'effet d'un autre paramètre qui le nombre des lampes.

En comparant le modèle à quatre lampes avec ceux à une et deux lampes, on a constaté qu'avec plusieurs lampes on peut travailler avec des débits supérieurs et par la suite augmenter la performance du système de désinfection.

Le dernier paramètre vérifié était la répartition des lampes dans le réacteur. Les quatre lampes ont été positionnées pour former un carré par rapport à l'horizontale, puis une rotation de 90° a donné la forme losange. En faisant rapprocher les lampes les unes des autres puis les écartés, on a obtenu quatre configurations. En comparant les résultats on a trouvé que la forme écarté est plus avantageuse par rapport à la forme proche. La répartition des lampes sous forme losange est meilleure que celle sous forme carrée.

Conclusion générale

Conclusion générale

Dans cette étude, nous avons considéré la simulation numérique du système de désinfection des eaux par rayonnement ultraviolet (UV). Le travail était centré sur l'utilisation de la technique numérique de la dynamique des fluides (CFD) pour l'étude de l'hydrodynamique, l'intensité et la distribution de la dose dans un réacteur UV.

En premier lieu un modèle théorique de réacteur a été choisi pour la réalisation de la simulation. La génération du maillage a été élaborée sur Gambit et la résolution numérique a été réalisée en utilisant le code de calcul Fluent.

La simulation de l'hydrodynamique a été réalisée en considérant le régime turbulent qui caractérise en général les écoulements incompressibles dans les canaux. La méthode des volumes finis a été utilisée pour la résolution des équations de continuité et de quantité de mouvement. Le modèle de fermeture utilisé est le k- ϵ standard.

Pour l'intensité le modèle des ordonnées discrètes (OD) proposé par le code Fluent a été choisi. En fin, pour la simulation de la dose, nous avons considéré les microorganismes comme étant des particules fines. Pour cela l'approche lagrangienne a été adoptée pour la modélisation, et la résolution a été réalisée grâce aux fonctions UDF implémentées dans le code Fluent.

Cette étude a pris en considération trois modèles de réacteur UV : le modèle à une lampe, le modèle à deux lampes avec deux configurations (verticale et horizontale) et enfin le modèle à quatre lampes avec quatre configurations (carrée écartée, carrée proche, losange écartée et losange proche).

Les résultats obtenus nous conduisent aux conclusions suivantes :

- Le champ de vitesse nous donne une prédiction des zones de recirculation de l'eau, de stagnations et des courts circuits, en plus il nous permet l'estimation du temps de séjour.
- Le champ de radiation obtenu pour les différentes configurations nous permet de localiser les zones aux valeurs minimales et maximales de l'intensité, et nous aide en cas de placement des sondes qui mesurent l'intensité pour contrôler l'efficacité des lampes.

- Le débit d'entrée est un paramètre de sensibilité du système de désinfection. Les résultats obtenus montrent qu'une dose élevée exige un débit faible. Nous avons constaté que le débit doit être choisi délicatement selon l'objectif de la désinfection, c'est-à-dire selon la dose nécessaire voulue.
- Le nombre de lampe joue un rôle important sur la qualité de la désinfection. Le choix du nombre de lampe dépend de la qualité de l'eau à désinfecter.
- La position et la répartition des lampes à l'intérieur du réacteur affectent la performance du système de désinfection.
- La prévision de la dose moyenne nous oriente quant au choix du système de désinfection selon la norme 55 de l'ANSI/NSF: Systèmes de traitement microbiologique de l'eau par les ultraviolets [45].

*Références
bibliographiques*

Références bibliographiques

- [1]. Water Environment Federation, “*Wastewater disinfection*”, Manual of practice FD-10 (1996).
- [2]. White, G.C., “*Handbook of chlorination and alternative disinfectants*”, 4^e édition, John Wiley & Sons, New York, NY (1999).
- [3]. Pierre Marie Grondin, “Chloration en milieu rural dans les pays en voie de développement”, Actes de la réunion organisée par le pS-Eau ,Cahier n°10, Juin 1996 (réédition 2005).
- [4]. Nakamura S., Ugawa M., Obana H., “*Genotoxicity of chlorine-treated amino-acids*”, Environ. Toxicol. Water Qual. 8, 163–171 (1993).
- [5]. Labas M. D., Rodolfo J. Brandi, Carlos A. Martin, Alberto E. Cassano, “*Kinetics of bacteria inactivation employing UV radiation under clear water conditions*”, Chemical Engineering Journal 121, 135-145 (2006).
- [6]. Rice R.G., C.M. Robson, G.W. Miller et A.G. Hill., “*Uses of ozone in drinking water treatment*”, J. Am. Water Works Assoc.73, 44-57 (1981).
- [7]. USEPA, “*Design Manual: Municipal Wastewater Disinfection*”, Cincinnati, Ohio (1986).
- [8]. Venosa A.D., “*Current state of the art of waste water disinfection*”, J. Water Pollut. Control Fed. 55, 457-466 (1983).
- [9]. Marvin V., G. Moretti et M. Rasso, “*Effect of ionization of the air on some bacterial strains*”, Ann. Ing. 1, 1491-1500 (1989).
- [10]. Ishizaki K., N. Shirinki et T. Ueda, “*Degradation of nucleic acids with ozone. V. Mechanism of action of ozone on desoxyribonucleoside 5'-monophosphate*”, Chem. Pharm. Bull. (Tokyo) 32, 3601-3606 (1984).
- [11]. Shirinki N., K. Ishizaki, K. Miura, T. Ueda et F. Harada, “*Degradation of nucleic acids with ozone. III. Mode of ozone degradation of mouse proline transfer ribonucleic acid (tRNA) and isoleucine tRNA*”, Chem. Phar. Bull. (Tokyo) 31, 3601-3608 (1983).
- [12]. Meunier Laurence, Canonica S., Von Gunten U., “*Implications of sequential use of UV and ozone for drinking water quality*”, Water Research 40, 1864 – 1876 (2006).
- [13]. USEPA, “*Ultraviolet disinfection guidance manual for the final long term 2 enhanced surface water treatment rule*” (2006).

- [14]. Rudd T. and L. M. Hopkinson, "*Comparison of Disinfection Techniques for Sewage and Sewage Effluents*", Journal of International Water and Environmental Management. vol. 3, 612–618 (1989)
- [15]. Linden K.G., C. Sharpless, P. Neofotistos, B. Ferran, and S. Jin, "*MP lamp aging: Spectral shifts and irradiance changes*". Conference of American Water Works Association UVDGM stakeholder workshop, Orlando, FL, (2004).
- [16]. Sharpless C.M., and K.G. Linden, "*UV photolysis of nitrate: Effects of natural organic matter and dissolved inorganic carbon, and implications for UV water disinfection*", Environmental Science and Technology 35, 2949–2955 (2001).
- [17]. Mignot V. , <http://www.u-picardie.fr>.
- [18]. Jagger, J. "*Introduction to Research in Ultraviolet Photobiology*", Prentice-Hall, Englewood Cliffs," NJ, USA (1967).
- [19]. Bolton James R. "*Light Compendium – Ultraviolet Principles and Applications*", Inter-American Photochemical Society Newsletter, Vol. 22(2) (1999).
- [20]. Dykstra Trevor S., Chauret Christian, Gagnon Graham A., "*Hydraulic Calibration and Fluence Determination of Model Ultraviolet Disinfection System*", Journal of Environmental Engineering, 1046-1055 (2002).
- [21]. Linden K.G. and A.A. Mofidi., "*Measurement of UV irradiance: tools and considerations Proceedings*", Water Quality Technology Conference, AWWA, Tampa Bay, FL.,1-3 (1999).
- [22]. Hijnen W.A.M., Beerendonk, E.F., Medema, G.J., "*Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo) cysts in water: a review*" , Water Res. 40, 3–22 (2006).
- [23]. Rauth A.M. "*The physical state of viral nucleic acid and the sensitivity of viruses to ultraviolet light*", Biophysical Journal 5, 257–273(1965).
- [24]. Chang J.C.H., S.F. Osoff, D.C. Lobe, M.H. Dorfman, C.M. Dumais, R.G. Qualls, and J.D. Johnson, "*UV inactivation of pathogenic and indicator microorganisms*", Applied and Environmental Microbiology 49,1361–1365 (1985).
- [25]. Bolton James R., "*Calculation of ultraviolet fluence rate distributions in an annular reactor: significance of refraction and reflection*", Water Research, Vol. 34, No. 13, 3315-3324 (2000).

- [26]. USEPA “*Wastewater Technology Fact Sheet Ultraviolet Disinfection*” (1999).
- [27]. Templeton M.R. et al, “*Inactivation of particle-associated viral surrogates by ultraviolet light*”, *Water research* 39, 3487-3500 (2005).
- [28]. Yang Q., Ang P.L., Ray M. B., Pehkonen S.O., “*Light distribution field in catalyst suspensions within an annular photoreactor*”, *Chemical Engineering Science* 60, 5255 – 5268 (2005).
- [29]. Derrick B., and E.R. Blatchley, “*Field investigation of inorganic fouling of UV systems in groundwater applications*”, *The 3rd International Congress on Ultraviolet Technologies*, Whistler, BC, Canada (2005).
- [30]. Lin L.S., C.T. Johnston, and E.R. Blatchley, “*Inorganic fouling at quartz:water interfaces in ultraviolet photoreactors-Temporal and spatial distribution*”, *Water Research* 33, 3330–3338 (1999)
- [31]. Wait I., Cliff T. Johnston, E. R. Blatchley “*The influence of oxidation reduction potential and water treatment process on quartz lamp sleeve fouling in ultraviolet disinfection reactors*”, *Water Research* 41, 2427-2436 (2007).
- [32]. Jagger J., “*Near-UV radiation effects on microorganisms*”, *Photochem. Photobiol.*, 34,761–8 (1981).
- [33]. Oguma K., Katayama H., Ohgaki S. “*Photoreactivation of Legionella pneumophila after inactivation by low- or medium-pressure ultraviolet lamp*”, *Water Research* 38, 2757-2763 (2004).
- [34]. Kelner, A. “*Light-induced recovery of microorganisms from ultraviolet radiation injury, with special reference to Escherichia coli. Bulletin of the New York Academy of Medicine*” 26 , 189–199 (1950).
- [35]. Harm, W., ”*Biological Effects of Ultraviolet Radiation*”, Cambridge University Press, New York Chapter 8 (1980).
- [36]. Sanz Nebot E., et al., “*Modelling of reactivation after UV disinfection: Effect of UV-C dose on subsequent photoreactivation and dark repair*”, *Water Res.* (2007).
- [37]. Lindenauer, K.G., Darby, J.L., “*Ultraviolet disinfection of wastewater: effect of dose on subsequent photoreactivation*” *Water Res.* 28, 805–817 (1994).
- [38]. Whitby, G.E., Palmateer, G., “*The Effect of UV Transmission, Suspended Solids and Photoreactivation on Microorganisms in Wastewater Treated with UV Light*” *Water Sci. Technol.* 27 (3–4), 379–386 (1993).

- [39]. Harris, G.D., Adams, V.D., Sorensen, D.L., Curtis, M.S., “*Ultraviolet inactivation of selected bacteria and viruses with photoreactivation of the bacteria*” *Water Res.* 21, 687–692 (1987).
- [40]. USEPA. “*Design Manual: Municipal Wastewater Disinfection*”, Cincinnati, Ohio (1986).
- [41]. Oguma, K., Katayama, H., Mitani, H., Morita, S., Hirata, T., Ohgaki, S., “*Determination of pyrimidine Dimers in Escherichia coli and Cryptosporidium parvum during UV Light Inactivation, Photoreactivation and Dark Repair*”, *App. Environ. Microbio.* 67 (10), 4630–4637 (2001).
- [42]. Scheible O. K., Casey M. C. and Forndran A. “*Ultraviolet disinfection of wastewaters from secondary effluent and combined sewer overflows*”, U.S Environmental Protection Agency, (1985).
- [43]. Oliver B., Cosgrove E., “*The disinfection of sewage treatment plant effluents using ultraviolet light*”, *Can. J. Chem. Eng.* 53, 170–174 (1975).
- [44]. Zubrilin N.G., Potapchenko N.G., Savluk O.S., Chernomorets M.P. “*The combined effect of Krf-Laser irradiation and copper ions on the survival of E.coli cells*”, *Journal de Physique IV Colloque 37, Supplément au Journal de Physique 111, Vol. 1, (Dec1991)*.
- [45]. Hunt, B. A. “*Ultraviolet dosimetry using microbial indicators and theoretical modelling*” , MS thesis, School of Civil Engineering, Purdue University, West Lafayette, Ind, (1992).
- [46]. NSF. NSF/ANSI 55, “*Ultraviolet Microbiological Water Treatment Systems*”, Ann Arbor: National Sanitation Foundation (2004).
- [47]. Kuhn H.J., Braslavsky S. E., Schmidt R.” *Chemical Actinometry, IUPAC Technical Report*”, *Pure Appl. Chem.*, Vol. 76, No. 12, pp. 2105–2146 (2004).
- [48]. Leighton W.G., Forbes G.S., *J.Amer.Chem.Soc.* 52, 3139 (1930) cité par Hatchard C.G. (1956)
- [49]. Hatchard C.G., Parker C.A., “*A new sensitive chemical actinometer. II Potassium Ferrioxalate as a standard chemical actinometer*” *Proceeding of the Royal Society of London. Series A, Mathematical and Physical Sciences*, vol 235, N° 1203, 518-536 (1956).
- [50]. Braun A.M., Maurette, M.T., Oliveros, E., “*Technologie photochimique*”, Presses Polytechniques Romandes, 1ère édition (1986).

- [51]. Severin B.F., Roessler P.F., Dey J. “ *Resolving UV Bioactinometric Results with Intensity*”, Quantitative Microbiology 1, 111-136 (1999).
- [52]. Bohrerova Z., Bohrer, G., Mohanraj, M.S., Ducoste, J., Linden, K.G. “*Experimental Measurements of Fluence Distribution in a UV Reactor Using Fluorescent Microspheres*”. Environ. Sci. Technol., 39, 8925-8930 (2005).
- [53]. Meyer-Arendt J. R., “*Introduction to Classical and Modern Optics*”, 2nd ed. Prentice-Hall, Englewood cliffs, NJ, 300-302 (1984).
- [54]. D. Lemonnier, R Vaillon et M. Lallemand “ *Radiative-conductive heat transfer in curvilinear coordinates by discrete ordinates method*”, Ed. Elsevier, Paris (1996).
- [55]. FREY P. (1991) ” *Étude expérimentale et simulation numérique du transport turbulent de particules solides dans un décanteur* ”, Thèse de doctorat, École Centrale de Lyon, p 144 (1991).
- [56]. Launder B.E., Spalding D.B. “*The numerical computation of turbulent flows*”, Comput. Math. Appl. Mech. Eng. 3, 269 (1974).
- [57]. Liu D., Chin Wu, Linden, K., Ducoste, J., “*Numerical simulation of UV disinfection reactors: Evaluation of alternative turbulence models*”, Applied Mathematical Modelling, 31, 1753–1769 (2007).
- [58]. Stovin VR, Saul AJ. “*A computational fluid dynamics (CFD) particle tracking approach to efficiency prediction*”, Water Science and Technology 37(1):285-293 (1998).
- [59]. Fluent user’s guide. Fluent Inc (2002).
- [60]. Morsi SA, Alexander AJ “An investigation of particle trajectories in two-phase flow systems”, Journal of Fluid Mechanics, 55(2), 193-208 (1971).

Résumé

De nos jours, le traitement des eaux par les rayons ultraviolets (UV) est devenu une technologie très répandue vu sa simplicité et le faible risque de formation de sous-produits toxiques. Le présent travail s'intéresse à l'étude du procédé de désinfection des eaux par les rayonnements UV en considérant la dynamique des fluides numérique avec transfert radiatif. Ce procédé implique les facteurs de l'hydrodynamique, l'intensité UV délivrée par le système et la dose nécessaire pour la désinfection.

Dans cette étude, trois modèles ont été considérés avec plusieurs configurations de lampes en position et en nombre. La méthode des volumes finis a été utilisée pour résoudre les équations de Navier-Stokes régissant l'écoulement en régime turbulent. L'équation du transfert radiatif a été résolue par la méthode des ordonnées discrètes (OD). L'approche Lagrangienne du mouvement des particules dans le fluide (*particle tracks*) a été adoptée pour calculer la dose reçue par les microorganismes.

Les résultats obtenus nous ont permis de prévoir le comportement du champ de vitesse et de localiser les zones de recirculation, stagnation et les courts circuits dans le réacteur UV, ainsi que la répartition de l'intensité et la dose moyenne reçue. Les résultats montrent aussi que la dose reçue par les microorganismes est influencée par de nombreux facteurs comme le débit d'entrée, le nombre de lampes, la disposition et la répartition de ces lampes dans le réacteur. L'optimisation de ces facteurs constitue la base pour la conception et la performance du système de désinfection par UV.

Mots clés : désinfection des eaux, dynamique des fluides numériques, rayonnement UV, dose UV.

Abstract

Nowadays, water treatment by ultraviolet (UV) light becomes widespread technology, because of its simplicity and the low risk of toxic by-products formation. This work is interested in the study of the process of water disinfection using UV radiations by considering the numerical fluid dynamics method with radiative transfer. This process implies hydrodynamics, UV intensity delivered by the system and the required UV dose.

In this study, three models were considered with different configurations of lamps in position and number. The finite volume method was used to solve the Navier-Stokes equations governing the turbulent flow. The radiative transfer equation was solved by the discrete ordinates (OD) method. The Lagrangian approach for particles movement in the fluid (*particle tracks*) was adopted to calculate the UV dose received by the micro-organisms.

The results obtained allowed us to predict the velocity field and the location of recirculation, stagnation and short circuits zones into the UV reactor, as well as the intensity distribution and the average UV dose. The results also demonstrated that the UV dose received by the micro-organisms is affected by many factors such as the inlet flow rate, the number of lamps, the position and the repartition of these lamps into the UV reactor. The optimization of these factors is the basis for the design and the performance of UV disinfection systems.

Key words: disinfection of water, numerical fluid dynamics, UV radiation, UV dose.

ملخص

في أيامنا الحاضرة , أصبحت تنقية المياه بواسطة الأشعة فوق البنفسجية ذائعة الصيت، نظرا لسهولة استخدامها وضعف احتمال تخليقها للمنتجات السامة. يهتم هذا العمل بدراسة آلية تطهير المياه باستخدام الأشعة فوق البنفسجية وذلك باعتبار الديناميكية الحركية الرقمية للمائع مع النقل الإشعاعي. هذه الآلية تنطوي على عوامل الهيدروديناميكا، شدة الأشعة ، وجرعة الأشعة فوق البنفسجية اللازمة للتنقية.

في هذه الدراسة تمّ التطرق لثلاث أنماط من المفاعلات بعدة نماذج للمصابيح من حيث العدد و التوضع. البرنامج يستعمل طريقة الحجوم المتناهية من اجل حل المعادلات التفاضلية Navier-Stockes في حالة التدفق المضطرب. إستعملت الطريقة الرقمية تفصيل الإحداثيات (OD) (ordonnées discrètes) لحل معادلة النقل الإشعاعي. تمّ إعتقاد طريقة مقارنة لاغرانج (L'approche Lagrangienne) لحركة الحبيبات في المائع من أجل حساب الجرعة المتوسطة المحصلة من الكائنات الدقيقة .

النتائج المتحصل عليها سمحت لنا بتوقع تصرف حقل السرعة و تحديد مناطق إعادة الدوران، الركود والمسارات القصيرة، فضلا عن توزيع الأشعة داخل المفاعل و الجرعة المتوسطة المحصلة.

أكدت النتائج كذلك أنّ الجرعة المحصلة من طرف الميكروبات تتأثر بعدة عوامل مثل شدة تدفق المائع عند المدخل ، عدد المصابيح ، توضعها و توزيعها داخل المفاعل. إنّ ضبط هذه العوامل يعتبر الأساس لتصميم وفاعلية نظام التنقية بالأشعة فوق البنفسجية.

كلمات المفتاحية: تطهير المياه ، الديناميكية الحركية الرقمية للموائع ، الأشعة فوق البنفسجية ، جرعة الأشعة فوق بنفسجية.